

ISSN 1806-4051
Vol.4 - no. 1 - (jan./jun. 2007)

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

EDITORES ASSOCIADOS

Adolfo Villanueva
Andrei Jouravlev
Ari Rosemberg
Arlindo Phillippi
Armando Bertranou
Gino Gehling
Daniel Joseph Hogan
David Motta Marques
Eduardo Lanna
Eduardo Mario Mendiondo
Eduardo von Sperling
Eduardo Zegarra
Ernesto Brown
Francisco Lobato
Geraldo Lopes da Silveira
Gisela Dam Forattini
Humberto Peña
Ingrid Illich Müller
Ivanildo Hespagnol

João Viegas Filho
José Nilson B. Campos
Juan Carlos Alurralde
Juan Carlos Bertoni
Juan José Neiff
Luis Ayala
Luis Garcia
Márcia Maria Rios Ribeiro
Márcio B. Baptista
Martin Lascano
Miriam Moro Mine
Mônica Porto
Nelson Pereira
Nilo de Oliveira Nascimento
Pierre Chevallier
Roger Monte
Valeria Nagy de O. Campos
Vicente Vieira
Victor Pochat

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA

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

IMPRESSÃO

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

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

Rega / Associação Brasileira de Recursos Hídricos. – Vol. 4,
no. 1 (jan./jun. 2007) –
Porto Alegre - ABRH/Brasil, 2007 –
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 - Associação Paraguuaia 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.



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



The World Bank Group



Instituto Argentino de Recursos Hídricos



BID Banco Interamericano de Desarrollo



Sociedade Brasileira de Limnologia



Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata



Consejo Interamericano de Ciencias Exactas y Tecnología

Regga

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

Vol.4 - N.1 - Jan./Jun. 2007

A alocação de água como instrumento de gestão de recursos hídricos: experiências brasileiras / **5**
Alan Vaz Lopes e Marcos Airton de Sousa Freitas

Águas pluviais: método de cálculo do reservatório e conceitos para um aproveitamento adequado / **29**
José Carlos Mierzwa, Ivanildo Hespanhol, Maurício Costa Cabral da Silva e Luana Di Beo Rodrigues

Proposta metodológica de análise de benefício econômico em despoluição hídrica como instrumento de suporte à tomada de decisões: estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu / **39**
Maria Cristina Frisch Carvalho Marin, Monica Ferreira do Amaral Porto, Fabio Ramos e Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes

Prevenção contra inundações naturais na União Europeia. Conceitos-chave no contexto de uma gestão do risco / **53**
A. Betâmio de Almeida

A gestão internacional dos recursos hídricos subterrâneos transfronteiriços e o Aquífero Guarani / **63**
Pilar Carolina Villar

Regulação das águas pluviais urbanas / **75**
Carlos E. M. Tucci e Adalberto Meller

A alocação de água como instrumento de gestão de recursos hídricos: experiências brasileiras

Alan Vaz Lopes
Marcos Airton de Sousa Freitas

RESUMO: Embora os mecanismos de alocação de água adotados historicamente no Brasil sejam caracterizados pela forte intervenção do poder público, as políticas estaduais e nacional de recursos hídricos têm possibilitado a implementação de modelos alternativos, de caráter participativo. Baseando-se em conceitos e classificações de estudos sobre alocação de recursos escassos, o artigo analisa diversas experiências brasileiras de aplicações de mecanismos de alocação de água e sistematiza os principais elementos conceituais e metodológicos que concorrem para o seu sucesso como instrumento ou como componente de outros instrumentos de gestão de recursos hídricos. Essa análise mostra a importância da adaptação dos mecanismos de alocação de água a cada realidade regional, nos seus aspectos conceituais e metodológicos e na definição de múltiplos objetivos estratégicos.

PALAVRAS-CHAVE: Alocação de água, gerenciamento de recursos hídricos, instrumentos de gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT: Although the water allocation mechanisms historically adopted in Brazil are characterized by the strong intervention of the public sector, the state and national water resources policies has made the implementation of alternative models with participative character possible. Based on concepts and classifications of scarce water allocation studies the article analyses several Brazilian experiences of water allocation mechanisms applications and systematizes the main conceptual and methodological elements which concur to its success as an instrument or a component of other water resources management instruments. This analysis shows the importance of the adaptation of water allocation mechanisms to each regional reality, in their conceptual and methodological aspects and in the definition of multiple strategic objectives.

KEY-WORDS: Water allocation, water resources management, water resources management instruments.

INTRODUÇÃO

No Brasil, as demandas de água têm crescido significativamente nas últimas décadas, devido ao processo de desenvolvimento econômico, ao incremento dos contingentes populacionais e à quantificação, cada vez mais fundamentada, das necessidades ambientais. Por sua vez, as limitadas disponibilidades hídricas são caracterizadas pela distribuição geográfica e temporal por vezes inadequada ao atendimento às demandas. Esse cenário conduz à necessidade de implementação de instrumentos de gestão dos recursos hídricos. Nesse contexto, os mecanismos de alocação de água podem contribuir para a aplicação mais eficiente desses instrumentos de gestão.

Historicamente, a ação do poder público brasileiro, no gerenciamento dos recursos hídricos, optou por mecanismos de alocação de água baseados em parâmetros técnicos, em conceitos econômicos ou em dinâmicas sociais. Essa atuação pode ser caracterizada pela abrangência regional ou setorial, pela desarticulação com outras políticas públicas e pela reduzida participação social nas decisões. Com a implementação das novas políticas de recursos hídricos estaduais e nacional, na década de noventa, o equacionamento de conflitos pelo uso da água no Brasil passou a ser objeto de modelos alternativos de gestão e de alocação de água, de caráter participativo. A análise dessas experiências permite a sistematização

de aspectos conceituais e metodológicos que podem ser úteis para o aperfeiçoamento dos mecanismos de alocação de água instituídos no país.

Este artigo tem por finalidade a investigação de algumas experiências brasileiras de aplicação de mecanismos de alocação de água, como instrumento de gestão de recursos hídricos e de construção negociada de conjuntos de regras e acordos de uso e gestão das águas, aqui chamados de “pactos de águas”. Essa investigação, conduzida à luz de conceitos e critérios obtidos na literatura especializada, resulta em uma sistematização de aspectos metodológicos e estratégicos que devem fazer parte da implementação de mecanismos de alocação de água, segundo as características das disponibilidades e demandas hídricas e os objetivos a serem alcançados.

ALOCAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Na investigação dos princípios e mecanismos da alocação de recursos escassos, Dinar et al. (1997) ressaltam a presença dos conceitos de eficiência e equidade e listam os seguintes critérios para comparação de modelos de alocação de água:

- **Flexibilidade** na alocação dos recursos, relativa à possibilidade de rearranjo das quantidades alocadas espacialmente e entre setores usuá-rios;
- **Segurança** aos usuários já preestabelecidos;
- Pagamento dos **custos de oportunidade reais** de provimento dos recursos pelos usuários, resultando na internalização de outras demandas e externalidades ambientais;
- **Previsibilidade** dos resultados do processo de alocação, levando à minimização das incertezas envolvidas;
- **Equidade** do processo de alocação, de modo a prover chances de ganho iguais a todos os potenciais usuários;
- **Aceitação política e pública** do processo de alocação, assegurando sua legitimidade;
- **Eficácia** no alcance de objetivos, representando a capacidade de reverter eventuais situações não desejáveis e atingir metas traçadas pela política de águas;
- **Factibilidade e sustentabilidade administrativa**, traduzidas como a capacidade de implementação e manutenção do mecanismo de alocação.

Dinar et al. (1997) sugerem a existência de quatro mecanismos de alocação de água e discutem suas vantagens e desvantagens:

- **Precificação baseada no custo marginal (*Marginal Cost Pricing* – MCP):** O preço da água é igual ao custo marginal de suprimento da última unidade de água (incluindo todas as externalidades). Este mecanismo tem a vantagem de se atingir o nível mais elevado de eficiência econômica e evita a tendência de sub-valorização dos recursos, atenuando a sobre-exploração no uso da água. As dificuldades de aplicação do mecanismo advêm da própria definição de precificação dos custos marginais, que podem variar com o tempo e com a demanda;
- **Alocação de água por uma instituição pública:** De um modo geral, é difícil de se tratar água como um bem de mercado, uma vez que o acesso à água é, historicamente, percebido como um direito público. A alocação feita por agentes públicos permite perseguir objetivos equitativos e tem a possibilidade de tratar com os vários aspectos dos recursos hídricos que requerem investimentos de longo prazo. Tem a desvantagem de tender a substituir o mecanismo de mercado, o que pode levar ao desperdício e à má alocação. Em todo o mundo, a alocação de água realizada somente por instituições públicas raramente cria iniciativas ao uso racional da água;
- **Mercados de água:** Os mercados de água podem ser definidos, basicamente, como instituições que facilitam a transação dos direitos à água. Essa transação pode ocorrer em dois níveis: transação de direitos ao uso da água realizados no curto prazo, como em um mercado “spot”; e transação de direitos à propriedade da água, nos locais onde esses direitos existem em perpetuidade. Teoricamente, os mercados de água produzem uma alocação de água bastante eficiente, pois os recursos podem se mover aos usos de maior valor e com isso atingirem a mais alta eficiência econômica. Entretanto, os mercados de água, algumas vezes, requerem um certo grau de intervenção governamental ou controle, a fim de se criar condições satisfatórias de mercado. As desvantagens dos mercados de água incluem as dificuldades relacionadas à medição e à definição de direitos de água com

vazões variáveis e ao estabelecimento de regras adequadas de uso;

Alocação baseada nos usuários: A alocação com base nos usuários envolve ação coletiva das instituições com autoridade sobre a alocação de água. Contudo, estabelecer direitos de propriedade (ou de uso) da água é um fator crítico desse processo. A alocação baseada nos usuários tem, como vantagens, a flexibilidade de adaptação aos diversos requisitos de uso da água e o elevado grau de aceitabilidade pública e política. Uma desvantagem é a possibilidade de criação de reservas de água para determinados setores usuários, caso a instituição não queira ou não possa alocar água fora de seu setor de atuação. No caso brasileiro, essa desvantagem tem menos importância, uma vez é previsto que as discussões sejam realizadas no âmbito de comitês de bacia, com representantes dos diversos setores usuários.

Stuart et al. (2001) ressaltam que, na maioria dos países, o direito ao uso da água é relacionado a uma dada área de terra. A água é alocada em base volumétrica ou de vazão, de acordo com um requisito de uma gleba de terra. Marino e Kemper (1999), analisando o quadro institucional e operacional da alocação de água no Brasil, na Espanha e no Colorado (Estados Unidos), apontam, como causas do sucesso dessas experiências, a existência de um procedimento de gestão compartilhada, com transparência e credibilidade entre seus membros, além de direitos de uso da água bem definidos e mensuráveis, incluindo as vazões de retorno e um adequado conhecimento da disponibilidade hídrica. Em alguns países, o direito de uso da água se dá com base na antiguidade do uso, ou seja, quem primeiro teve acesso à água é o primeiro a ter direito de uso. Algum tipo de racionamento pode ser, às vezes, necessário. A alocação de água, normalmente, só é usada onde os recursos hídricos estão sobre-alocados.

Kelman e Kelman (2001) discutem quatro metodologias para alocação de água entre usuários consuntivos e não consuntivos em situações em que a demanda hídrica supera a oferta hídrica, ou seja, em ambientes de racionamento. No racionamento dito “selvagem”, não existem regras pré-definidas e a alocação se dá de montante para jusante, favorecendo os usuários melhor situados hidrologicamente. No racionamento linear, todos os usuários sofrem abatimentos proporcionais às suas demandas, de modo a acomodá-las às ofertas hídricas. No racionamento

cronológico, os usuários mais antigos têm prioridade no acesso à água. No racionamento econômico, a prioridade de acesso à água é definida na ordem inversa ao benefício líquido unitário, de forma semelhante à alocação baseada no custo marginal proposta por Dinar et al. (1997). Método semelhante é proposto, também, por Moreira e Kelman (2003), visando à eficiência econômica da alocação de água. As dificuldades de aplicação desses métodos estão na quantificação dos custos e benefícios econômicos de cada usuário e no efetivo controle das regras definidas.

Campos et al. (2002) buscam conceituar o processo de alocação de água baseado em mercados de água, descrevendo experiências em diversos países, particularmente, o modelo de partição de águas de fontes situadas em propriedades na Chapada do Araripe, na região do Cariri, no nordeste brasileiro, instituído em 1855. Nesse modelo, previa-se a possibilidade de venda, definitiva ou provisória, de títulos de direito de acesso à água outorgados a cada usuário. A partir dessas experiências, é proposto um modelo de alocação de água baseado no mercado.

EXPERIÊNCIAS BRASILEIRAS

Breve Histórico

O Código de Águas (Brasil, 1934), é considerado um marco referencial e legal brasileiro no controle e uso das águas. Anteriormente ao Código, os usos eram instalados mediante interesses privados, no caso de indústrias e propriedades rurais, interesses privados motivados pelo poder público, na contratação de empresas privadas para a geração de energia, e interesses exclusivamente públicos, no caso dos primeiros sistemas de abastecimento de água das cidades brasileiras. Com o Código, o uso e a preservação das águas passa a ser regulado por um conjunto de regras. As águas passam a ser classificadas como de domínio particular, como as nascentes, ou de domínio público de Municípios, Estados ou da União.

Partindo dos conceitos elencados, pode-se considerar que o processo formal de alocação de água no Brasil foi iniciado com a operação dos reservatórios destinados à produção de energia elétrica. Com a estatização de empresas de geração de energia, a operação desses reservatórios passou a seguir o interesse público, uma vez que o Código de Águas estabelecia a reserva de parte das descargas d'água para o atendimento a serviços públicos, limitada a

perda energética a 30% da capacidade de geração de energia. Portanto, tratava-se de uma alocação de água definida pelo poder público, que buscava conciliar interesses conflitantes por meio de uma regra geral.

Com a institucionalização do processo de autorização do uso da água para finalidades específicas, na década de sessenta, toma corpo o mecanismo de alocação de água definido pelo poder público. Isso fica evidente na criação do Departamento Nacional de Energia Elétrica – DNAE, em 1965, e na sua transformação no Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica – DNAEE, em 1968. Essas autorizações especificavam, muitas vezes, os montantes de água que poderiam ser captados e as condições que deveriam ser observadas, como a vazão do rio no momento de captação. Entretanto, predominava a visão setorial da gestão de águas e a desarticulação entre as políticas públicas.

Na década de setenta, novos interesses foram integrados ao processo de alocação de água. Com o desenvolvimento institucional do setor elétrico e a intensificação da interligação do sistema de geração de energia no país, de origens hidráulica e térmica, a alocação de água em cada bacia começou a ter objetivos de otimização do aproveitamento das águas. A operação do sistema de reservatórios para geração de energia elétrica, caracterizada pela definição dos volumes armazenados e das regras adequadas de operação, permitiu o aproveitamento integrado dos recursos hídricos, proporcionando benefícios em escala nacional. Ao mesmo tempo, o uso desses reservatórios com a finalidade de controle de cheias, com a definição dos volumes de espera, também pode ser caracterizado como uma forma de alocação temporal da água, de modo a minimizar o risco de ocorrência de enchentes (Cabral e Cachapuz, 2000).

Na década de oitenta, o surgimento de novos conceitos de preservação ambiental, a institucionalização dos órgãos de meio ambiente e a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente, em 1981, conforme a Lei nº 6.938, inseriram novos componentes na alocação de água definida pelo poder público. Dentre esses componentes, destacam-se: o enquadramento de corpos de água em classes de qualidade da água, que define, implicitamente, montantes de água necessários à manutenção da concentração de poluentes e às condições adequadas de qualidade da água aos diversos usos; e a definição, ainda de forma setorial, de vazões mínimas à jusante de barragens, que nada mais é do que a alocação de montantes de água para atendimento aos requisitos ambientais. Com relação

à definição de vazões mínimas, merece destaque a regra geral aprovada pelo DNAEE em sua Portaria nº 125, de 1984, que fixa a vazão mínima a ser respeitada, a jusante de aproveitamentos hidrelétricos, em 80% da menor vazão média mensal observada no local, com o objetivo de respeitar a menor vazão média diária observada historicamente no local. A Portaria nº 125 foi revogada pela Resolução nº 394, de 1998, da Agência Nacional de Energia Elétrica.

Em 1988 é promulgada a atual Constituição Federal, que prevê, como atribuições da União, a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH e a definição dos critérios para outorga dos direitos de uso da água, principal mecanismo de alocação de água. A Constituição, também, define, como de domínio da União, as correntes de água que cruzam ou servem de fronteira entre Estados ou Países e as águas em depósito decorrentes de obras da União e, como de domínio dos Estados, as águas subterrâneas e superficiais de rios e lagos totalmente inseridos em seus territórios. Essa divisão de domínios resulta, em um primeiro momento, na desarticulação dos processos de alocação de água em uma mesma bacia hidrográfica e, em um segundo momento, na descentralização do processo de alocação de água, a partir da implementação da Política Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, em 1997, como será visto adiante.

O processo de autorizações do uso da água foi intensificado na década de noventa, com o estabelecimento das legislações específicas sobre recursos hídricos e a instituição de políticas estaduais de recursos hídricos, executadas por órgãos gestores de recursos hídricos em São Paulo e na Bahia, por exemplo. Além da definição de montantes de água passíveis de captação, esses órgãos passaram a definir limites máximos de utilização dos rios, com base em parâmetros hidrológicos, reforçando o mecanismo de alocação de água definida pelo poder público, agora atuando de forma mais descentralizada. No âmbito federal, persistia a forte centralização dos processos decisórios relativos à alocação de água, sobretudo no que se referia à operação do sistema de reservatórios para geração de energia elétrica, trazendo os já mencionados benefícios em escala nacional.

Essa forma de alocação de água perdurou efetivamente até 1997, quando a Lei 9.433, de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, que tem por objetivos o uso racional e sustentável dos recursos hídricos, a garantia de fornecimento de água em quantidade e qualidade adequada aos

atuais e futuros usos e a atenuação dos efeitos de eventos hidrológicos críticos. Segundo essa política, os recursos hídricos são considerados bens públicos, de natureza limitada e dotados de valor econômico. A gestão dos recursos hídricos deve visar à preservação dos múltiplos usos das águas e deve se dar de forma integrada, descentralizada, participativa e articulada entre os diversos órgãos gestores. Para tanto, são instituídos os instrumentos de gestão: os planos de recursos hídricos, o enquadramento de corpos hídricos em classes de qualidade da água, os sistemas de informações sobre recursos hídricos, a outorga de direito de uso de recursos hídricos e a cobrança pelo uso da água.

A Lei 9.433, de 1997 criou, ainda, o SINGREH, formado por órgãos executivos, conselhos deliberativos e comitês de bacia, que são compostos por representantes de setores usuários, do poder público e da sociedade civil e garantem o caráter participativo da gestão de recursos hídricos.

Enquanto os planos de recursos hídricos, o enquadramento de corpos de água e a cobrança podem induzir a alocação de água por setores usuários ou regiões, a outorga de direito de uso de recursos hídricos a aloca de forma direta e discricionária, segundo os critérios definidos pela União e pelos Estados, que detêm o seu domínio. Entretanto, esta alocação direta deve respeitar as prioridades definidas em planos de recursos hídricos, a classe de qualidade da água em que o corpo de água estiver enquadrado, as condições adequadas ao transporte aquaviário e o uso múltiplo das águas.

Quando a disponibilidade hídrica é suficiente para o atendimento satisfatório a todas as demandas, torna-se desnecessária a aplicação das prioridades definidas em planos de recursos hídricos. No entanto, mesmo nessas situações, continuam sendo aplicados os critérios de acesso à água, como a eficiência do uso da água, definidos pela União e pelos Estados, visando ao interesse público e de modo a atingir objetivos estratégicos definidos pela Lei, pelos planos de recursos hídricos ou pelo próprio poder público.

As classes de qualidade da água são definidas pela legislação ambiental, conforme certas características físicas, químicas e biológicas e os usos da água que podem ser atendidos. Já o enquadramento, define, para cada corpo de água, a classe mais adequada aos usos preponderantes, como uma meta de qualidade da água a ser perseguida, conforme Resolução nº 357, de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Com isso, fica definida, também, a quantidade de

água que pode ser alocada para a diluição de certos efluentes, mantendo-se os parâmetros de qualidade da água estabelecidos. Esse tipo de alocação é realizado de forma participativa, uma vez que o enquadramento deve ser aprovado por Comitês de Bacia e por Conselhos de Recursos Hídricos.

Em contraposição, a alocação das quantidades de água necessárias à manutenção do transporte aquaviário é garantida por Lei, devendo ser respeitada por qualquer outorga. Contudo, a outorga não pode alocar água exclusivamente a um setor usuário, uma vez que o uso múltiplo deve ser preservado.

A Agência Nacional de Águas - ANA, criada pela Lei 9.984, de julho de 2000, tem os objetivos de implementar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos em todo o país e executar, na esfera federal, a política nacional de recursos hídricos. Como estratégia de ação, a ANA tem implementado os instrumentos de gestão de recursos hídricos nas bacias hidrográficas mais importantes do país, colocando em prática novos modelos de regularização de usos de recursos hídricos, alocação de água e definição de regras de uso da água.

Por disposição do Decreto Federal nº 3.692, de dezembro 2000, a ANA pode exercer ação reguladora em corpos de água de domínio da União, inclusive mediante a definição de requisitos de vazão mínima e de concentração máxima de poluentes na transição de corpos de água de domínio Estadual para os de domínio Federal, de forma articulada com os Estados, tendo em vista o gerenciamento de recursos hídricos de interesse comum.

O Modelo de Alocação de Água Adotado pelos Órgãos Gestores de Recursos Hídricos

Como destacado por Silva e Monteiro (2004), o procedimento de alocação de água para fins de outorga mais adotado no Brasil, a partir da década de noventa, baseia-se na definição de vazões mínimas de referência e no estabelecimento de limites de utilização dessas vazões por usos da água, objeto de autorizações pelo poder público.

As vazões mínimas de referência caracterizam as disponibilidades hídricas dos corpos de água e são geralmente definidas por vazões com alta permanência no tempo (como a Q_{90}) ou por vazões mínimas associadas a probabilidades de ocorrência (como a $Q_{7,10}$). Dessa forma, a vazão mínima de referência é aquela que está disponível mesmo nos períodos de estiagem, com pequena probabilidade de falha.

Esse conceito elimina a necessidade de simulação do comportamento dos corpos de água e da sua variação ao longo do tempo, pois se refere à situação mais severa. Por outro lado, não possibilita a alocação de água nos períodos de hidrologia favorável.

Os limites de utilização são comumente chamados “critérios de outorga”, por indicarem as quantidades máximas de água cujo uso pode ser autorizado pelo poder público por meio de outorgas de direito de uso de recursos hídricos. Ao mesmo tempo, os critérios de outorga indicam o nível máximo de comprometimento dos corpos de água e a vazões remanescentes mínimas que devem ser mantidas nos corpos de água. Alguns órgãos adotam diferenciações do critério de outorga para o caso da existência de reservatórios de regularização de vazões, tendo em vista o acréscimo de disponibilidade hídrica que proporcionam. A

Tabela 1 apresenta os critérios de outorga utilizados por alguns órgãos gestores brasileiros.

Nas regiões do nordeste semi-árido brasileiro, a disponibilidade hídrica natural é insuficiente ao atendimento às demandas, sendo provida por reservatórios de regularização de vazões. Em razão disso, como mostra a Tabela 1, a vazão de referência é relacionada à vazão regularizada por reservatórios e os limites de utilização são mais dilatados, ensejando maior risco no atendimento às demandas. Já na maior parte das regiões sul, sudeste, centro-oeste e norte, há rios perenes que permitem o atendimento às demandas com maior garantia, o que é refletido nas vazões de referência, relacionadas às vazões mínimas ou com alta permanência no tempo, e nos limites de utilização, mais restritivos. Todavia, em algumas regiões, notadamente, nas de cabeceira, observa-se

TABELA 1
Critérios de outorga utilizados por alguns órgãos gestores estaduais brasileiros

Região	Unidade da Federação	Vazão mínima de referência	Limite de uso na bacia	Limite de uso individual
Nordeste	Bahia	Q_{90}	80%	20%
	Alagoas	Q_{90} (vazão regularizada)	90%	-
	Ceará	Q_{90} (vazão regularizada)	90%	-
	Rio Grande do Norte	Q_{90} (vazão regularizada)	90%	-
	Paraíba	Q_{90} (vazão regularizada)	90%	-
	Pernambuco	Q_{90} (vazão regularizada)	90%	-
	Sergipe	Q_{90}	100%	30%
Sudeste	Minas Gerais	$Q_{7,10}$	30% (fio d'água)	-
	São Paulo	$Q_{7,10}$	50%	20%
	Rio de Janeiro	$Q_{7,10}$	80%	-
Centro-Oeste e Norte	Distrito Federal	Q_{90}	80%	-
	Goiás	Q_{95}	70%	-
	Tocantins	Q_{90}	75%	25%
Sul	Paraná	Q_{95}	50%	-

Fonte: Legislações estaduais sobre recursos hídricos e informações dos órgãos gestores de recursos hídricos.

Limite de uso na bacia: fração da vazão mínima de referência que pode ser alocada na bacia aos usos da água por meio de outorgas, ou seja, a soma de todas as vazões outorgadas não pode ser superior ao limite de uso na bacia.

Limite de uso individual: fração da vazão mínima de referência que pode ser alocada a cada usuário de água por meio de outorga, ou seja, a vazão outorgada de cada usuário não pode ser superior ao limite de uso individual.

Q_{90} : em 90% do tempo as vazões são iguais ou superiores à Q_{90} .

Q_{95} : em 95% do tempo as vazões são iguais ou superiores à Q_{95} .

$Q_{7,10}$: vazão mínima média, ao longo de 7 dias, com tempo de retorno de 10 anos.

a necessidade de implantação de reservatórios para atendimento às demandas, tornando os limites de utilização muito restritivos. Com isso, em alguns Estados, o critério de outorga tem sido adaptado aos casos de implantação de reservatórios, como em Minas Gerais, onde toda a vazão regularizada pode ser consumida, desde que se respeite a vazão mínima a jusante correspondente a 70% da $Q_{7,10}$.

Ao estipular o limite para utilização de corpos de água, o critério de outorga define, também, a vazão mínima que deve ser mantida, para atendimento às necessidades ambientais. Contudo, a metodologia empregada, que resulta na aplicação de um valor arbitrário, não parece considerar, explicitamente, as reais necessidades ambientais, que variam regional e temporalmente. Por outro lado, as vazões mínimas e os eventuais impactos ambientais decorrentes da redução de vazões naturais, decorrente dos usos da água, deveriam ser objeto de avaliação por parte de órgãos ambientais, que poderiam definir, caso a caso, medidas mitigadoras ou compensatórias, de modo a não restringir os usos da água de forma sistemática. Sobre essa questão, diversos métodos para avaliação das chamadas “vazões ecológicas” são descritos por Benetti et al. (2003).

O modelo utilizado pelos órgãos brasileiros pode ser caracterizado como um mecanismo de alocação de água definido pelo poder público, que reduz enormemente o esforço administrativo necessário na sua implementação e manutenção. Ao mesmo tempo, implica em grande segurança aos usuários já estabelecidos e regularizados, já que novos usuários somente são admitidos se o atendimento aos antigos não for comprometido e se o comprometimento máximo permitido for respeitado. Por outro lado, a pequena participação dos setores usuários no processo de alocação de água pode desestimular o envolvimento e o controle social, aumentando os custos referentes ao controle e fiscalização das regras estabelecidas, ainda que métodos gerenciais adequados possam otimizar as atividades de outorga e fiscalização. Outros aspectos relevantes devem ser destacados:

▮ A intervenção ou articulação com as políticas setoriais é muito reduzida, aceitando-se a evolução natural dos usos de recursos hídricos até o limite pré-definido pelo critério de outorga. Com isso, a possibilidade de rearranjo de quantidades alocadas é praticamente inexistente, tanto espacialmente como entre setores usuários;

▮ A participação dos usuários nas decisões inerentes ao mecanismo é muito reduzida, à exceção de alguns Estados que adotam formas de participação de Comitês de Bacia;

▮ Em geral, não há estimativas sobre a evolução dos usos da água e sua incorporação no mecanismo de alocação de água, fazendo com que o mecanismo tenha pouca capacidade de identificação e previsão de conflitos pelo uso da água e de atuação como instrumento de minimização de conflitos e de gestão de recursos hídricos;

▮ Os critérios de outorga são referenciados às vazões máximas instantâneas utilizadas por cada usuário, pois são atrelados às autorizações de uso da água. Assim, os efeitos do uso não simultâneo e não contínuo das vazões máximas autorizadas não são considerados adequadamente, o que superestima o real impacto dos usos da água sobre as disponibilidades hídricas e torna o mecanismo muito conservador. Quanto maior é a bacia e mais diversas são suas características climáticas e físicas, maiores são os efeitos atenuadores do uso não simultâneo e não contínuo do uso da água;

▮ A definição sistemática de critérios de outorga independentemente das características regionais das ofertas e demandas hídricas, particularmente em relação às necessidades ambientais, em termos de vazões mínimas, resulta em sub-alocações ou sobre-alocações desnecessárias, prejudicando uso racional dos recursos hídricos. Esse efeito é potencializado com a definição desarticulada de diferentes critérios de outorga em uma mesma bacia hidrográfica, por diferentes órgãos gestores, sem a necessária integração e alinhamento com os objetivos estratégicos de gestão.

Inovações metodológicas relacionadas a setores usuários específicos têm sido introduzidas, notadamente, no âmbito federal, no intuito de ajustar a alocação de água às características regionais, dos corpos de água e dos setores usuários, como exemplificado abaixo:

▮ A outorga para aproveitamentos hidrelétricos, conforme procedimentos definidos pela Resolução ANA nº 131, de 2003, busca alocar uma parcela das vazões afluentes para usos da água a montante, que é subtraída da disponibilidade de água para geração de energia. Como

é sempre previsto o crescimento dos usos da água a montante, o incremento da alocação de água também é previsto já no ato de outorga, sinalizando as perdas de geração de energia esperadas ao longo do tempo;

- Alguns órgãos, como a ANA, empregam a alocação de água para diluição de efluentes, na proporção necessária à manutenção das condições adequadas de qualidade da água, preconizadas no enquadramento. A metodologia utilizada é descrita por Kelman (1997); Silva e Monteiro (2004);
- Em alguns setores, como a irrigação, a alocação de água tem sido definida e condicionada a níveis adequados de eficiência no uso da água e ao emprego de tecnologias adequadas. Além disso, alternativamente ao indeferimento de pleitos de outorga em regiões em que o limite de uso é ultrapassado, são definidos, nos atos de outorga, prazos diferenciados, calendários e escalas para uso da água e metas de eficiência, conforme Resolução ANA nº 707, de 2004;
- Em regiões de conflito pelo uso da água, notadamente, na região semi-árida, processos de alocação de água de forma negociada entre os usuários tem sido conduzidos por alguns órgãos gestores.

Entretanto, cabe destacar que, em muitos casos, os chamados “critérios de outorga” são fixados em Leis e Decretos, o que dificulta a introdução de aperfeiçoamentos técnicos e ajustes ao longo do tempo.

A Alocação Negociada nos Açudes do Ceará

No Estado do Ceará, a alocação de água tem sido conduzida pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH, criada pela Lei nº 12.217, de 18 de novembro de 1993, com o objetivo de implementar um modelo de gerenciamento dos recursos hídricos integrado, descentralizado e participativo, sem a dissociação dos aspectos qualitativos e quantitativos, considerando as fases aérea, superficial e subterrânea do ciclo hidrológico.

Como descrito por Molinas (1996), o Estado do Ceará situa-se na região semi-árida brasileira, onde a maior parte dos rios é intermitente e a disponibilidade hídrica é assegurada por meio de reservatórios, geralmente, construídos pela União. Esses reservatórios armazenam parte do escoamento superficial, que ocorre apenas durante alguns meses do ano, e, com

isso, garantam o fornecimento de água durante o período de estiagem. Assim, esses reservatórios tornam perenes os trechos de rios a jusante, possibilitando a instalação de usos da água. Em muitas bacias, foram construídos dezenas de reservatórios, que operam de forma integrada, para atendimento às demandas de água no Estado.

A alocação de água é realizada de forma participativa em cada sistema de reservatórios, com a atuação da COGERH e dos chamados conselhos de usuários. A cada ano, no final do período de chuvas, a COGERH realiza e apresenta simulações para verificação das demandas de água que podem ser atendidas e dos riscos de esvaziamento e de desatendimento a demandas de água nos próximos anos. Nesse processo, busca-se respeitar o critério geral, definido pela legislação, que estabelece o limite de uso da água em 90% da vazão regularizada com 90% de garantia. Esse critério reserva, portanto, 10% da vazão regularizada com 90% de garantia como vazão remanescente a jusante dos reservatórios.

Com base nesses estudos, os conselhos de usuários e comitês de bacias discutem, negociam e definem os volumes de água que se pretende consumir ao longo do ano e as vazões que devem ser mantidas a jusante. Conseqüentemente, os usuários definem, também, os riscos a que estão dispostos a correr. As decisões são referendadas pela COGERH, que passa a operar o sistema de reservatórios e a fiscalizar os usos da água conforme a alocação de água definida de forma negociada.

Os processos de alocação negociada de águas, com ampla participação dos setores usuários e do poder público, foram desencadeados em diversos corpos de água do Estado, particularmente, em açudes onde as demandas hídricas superavam as disponibilidades hídricas. Esses processos, descritos por Freitas e Vasconcelos (1998); Gonçalves et al. (2003), têm como fatores positivos, conforme destacado por Souza Filho e Porto (2003):

- A forte participação pública no processo;
- O estabelecimento de um consenso na sociedade sobre a alocação realizada;
- O estabelecimento de mecanismo de avaliação, acompanhamento e controle, por parte dos usuários e da sociedade civil, da implementação do acordo ou pacto realizado, o que reduz os custos de controle por parte do poder público;

- ▣ Suporte técnico das informações de monitoramento na decisão inicial e na avaliação e controle;
- ▣ A operação do sistema hidráulico é parte decisiva em todo o processo.

Baseando-se nas experiências de atuação da COGERH, nas bacias dos rios Curu e Jaguaribe, em 1994, Garjulli et al. (2003) consolidam princípios metodológicos para a organização de usuários de água, como forma de atuação do poder público na gestão de recursos hídricos, e listam, no processo de apoio à organização dos usuários, os seguintes procedimentos, dentre outros:

- ▣ Elaboração de proposta de planejamento e gestão de recursos hídricos;
- ▣ Organização dos usuários em diversos níveis (açudes, trechos de rios, bacias etc.);
- ▣ Preparação e discussão do plano anual de operação de reservatórios e uso das águas com os usuários;
- ▣ Reordenamento da política de ocupação das bacias hidrográficas dos açudes.

Garjulli et al. (2003) frisam que a promoção do processo de organização de usuários tornou-se o principal elemento da política de recursos hídricos do Estado do Ceará, utilizado para reversão de traços culturais que refletem em práticas econômicas, políticas e sociais ineficientes em relação ao uso da água. Assim, as quantidades de água alocadas podem ser definidas de forma eficiente por processos de negociação social de conflitos pelo uso da água.

Adicionalmente ao processo de alocação negociada de água, foi implementada, no Ceará, a cobrança pelo uso da água para os setores industrial e de saneamento, visando ao custeio da operação e manutenção da infra-estrutura hídrica existente (açudes, canais, adutoras, etc). Essa cobrança tem contribuído para a sustentabilidade do sistema de produção de água e para maior eficiência na alocação de água, podendo ser interpretada como um critério econômico que influi na alocação de água.

As experiências do Ceará revelam um mecanismo de alocação de água apoiado fortemente em negociações entre usuários, nas quais o poder público se faz presente nos processos de mobilização e organização social, na elaboração de estudos técnicos e planos e no assessoramento técnico das decisões, além da execução e fiscalização das decisões tomadas de forma negociada. Conseqüentemente, os interesses sociais,

políticos e econômicos dos grupos de usuários tendem a ser incorporados no processo de alocação de água, com grande legitimação pública e política das ações governamentais.

Todavia, a importância da representatividade política dos grupos de usuários torna-se um fator de grande importância, podendo levar a prejuízos a grupos minoritários, conforme o processo de organização conduzido. Por outro lado, a necessidade de suporte ao processo de negociação social e de monitoramento e controle das regras periodicamente definidas, de forma negociada, traz a necessidade de aparatos administrativos robustos, principalmente, para a manutenção e operação dos conselhos de usuários, mesmo que o controle social proporcionado pelo envolvimento dos setores usuários reduza esses custos. Nesse sentido, a autonomia e a sustentabilidade administrativa e financeira dos conselhos de usuários, talvez, possa tornar efetivo o controle social, reduzindo os custos de fiscalização do órgão gestor a ponto de justificar o aumento dos custos envolvidos na definição negociada da alocação de água.

A Alocação Negociada nos Reservatórios da Bacia do Rio Verde Grande

O rio Verde Grande nasce na região central do Estado de Minas Gerais, se desenvolve no sentido sul-norte e deságua no rio São Francisco pela margem direita, como ilustrado na Figura 1. Devido à grande variabilidade hidrológica, decorrente, principalmente, das características geológicas da região, as vazões nos períodos de estiagem são reduzidas e muito inferiores às vazões que ocorrem nos períodos chuvosos.

Visando ao incremento das disponibilidades hídricas, ao atendimento às crescentes demandas existentes, como irrigação e abastecimento de cidades, e à instalação de novos perímetros públicos de irrigação, foram construídos, pela União, reservatórios para regularização de vazões. No entanto, em alguns reservatórios e nos trechos de rios regularizados, a jusante, as demandas hídricas consuntivas atuais acabaram por superar as disponibilidades hídricas garantidas, levando à necessidade de racionamento ou ajuste de demandas em anos críticos. Essa situação levou o poder público federal a suspender o processo de emissão de outorgas de direito de uso de recursos hídricos, para irrigação, por meio da Portaria nº 396, de 1996, do Ministério do Meio Ambiente.

Para o enfrentamento da situação, foi traçada uma estratégia baseada no cadastro de todos os usuários de recursos hídricos da bacia e no estabelecimento de regras adequadas de uso da água, de modo a compatibilizar demandas e ofertas hídricas e a permitir a regularização dos usos por meio da emissão de outorgas.

O processo de regularização foi iniciado pelos reservatórios mais críticos, como o Bico da Pedra, ilustrado na Figura 1. Como descrito por Freitas (2003), o cadastro de usuários permitiu o conhecimento de todas as demandas de água do reservatório: o sistema de abastecimento de água da cidade de Janaúba, a associação de irrigantes ASSIEG, o distrito de irrigação DIG, uma agroindústria e diversos pequenos usuários. A partir dessas demandas e de

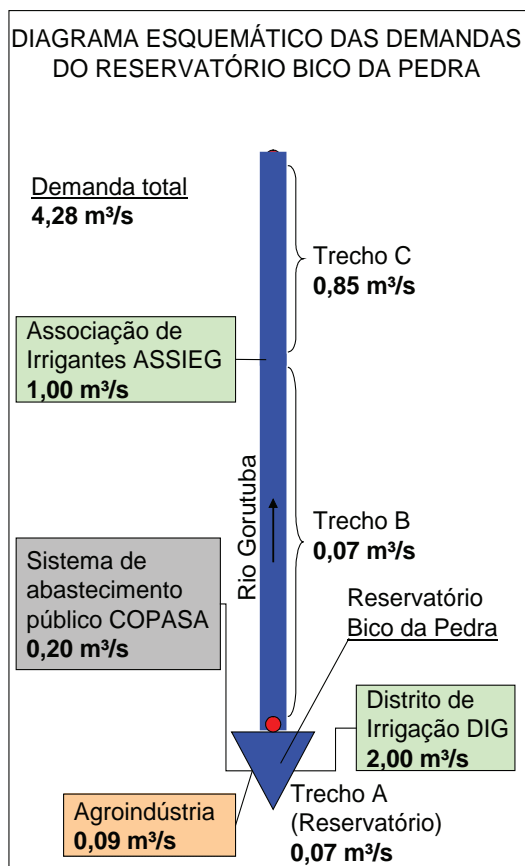


FIGURA 1 – Bacia do rio Verde Grande e diagrama das demandas do reservatório Bico da Pedra.

estudos de operação do reservatório, foram realizadas reuniões com a participação dos usuários e do poder público, ao fim do período chuvoso, para a definição das regras de operação do reservatório e dos volumes de água alocados a cada usuário, a serem utilizados no próximo período de estiagem. Esse processo tem sido repetido anualmente, o que permitiu a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, pela ANA, aos usuários instalados no reservatório Bico da Pedra, de domínio da União.

O mecanismo de alocação de água adotado, portanto, é o baseado nos usuários, o que confere grande legitimidade na solução do conflito existente. Contudo, são requeridas significativas capacidades administrativas e operacionais, tendo em vista as necessidades de monitoramento, simulações e discussões anuais sobre alocação de água. Além disso, existem lacunas relativas à forma como as futuras demandas hídricas serão atendidas, o que deve ser objeto do plano de bacia, a ser elaborado. Adicionalmente, a falta de previsibilidade dos resultados, associada à perecibilidade das regras anuais de alocação de água pode desestimular a instalação de atividades econômicas pois, anualmente, as vazões alocadas são rediscutidas.

A Alocação de Água na Bacia do Rio Paraíba do Sul

A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, ilustrada na Figura 2, drena áreas dos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo e, por guardar importância estratégica no cenário nacional, foi objeto das primeiras ações da ANA no processo de implementação do SINGREH. Com área de 55.000 km², a bacia abriga cerca de 4.500 usuários diretos de recursos hídricos, na maioria indústrias, sistemas de abastecimento público e esgotamento sanitário de cidades e irrigantes, conforme cadastro realizado em 2002. O lançamento de cargas de poluição acima da capacidade de assimilação dos corpos de água é uma das principais causas de conflitos pelo uso da água, já instalados.

Nessa bacia, existe um complexo sistema de reservatórios construídos para a geração de energia elétrica, apresentado na Figura 3. Esse sistema permite a transposição de 2/3 da vazão média do rio Paraíba do Sul, no local denominado Santa Cecília, para o rio Guandu, principal manancial do sistema de abastecimento de água da Região Metropolitana do Rio de Janeiro e de diversas indústrias. Como

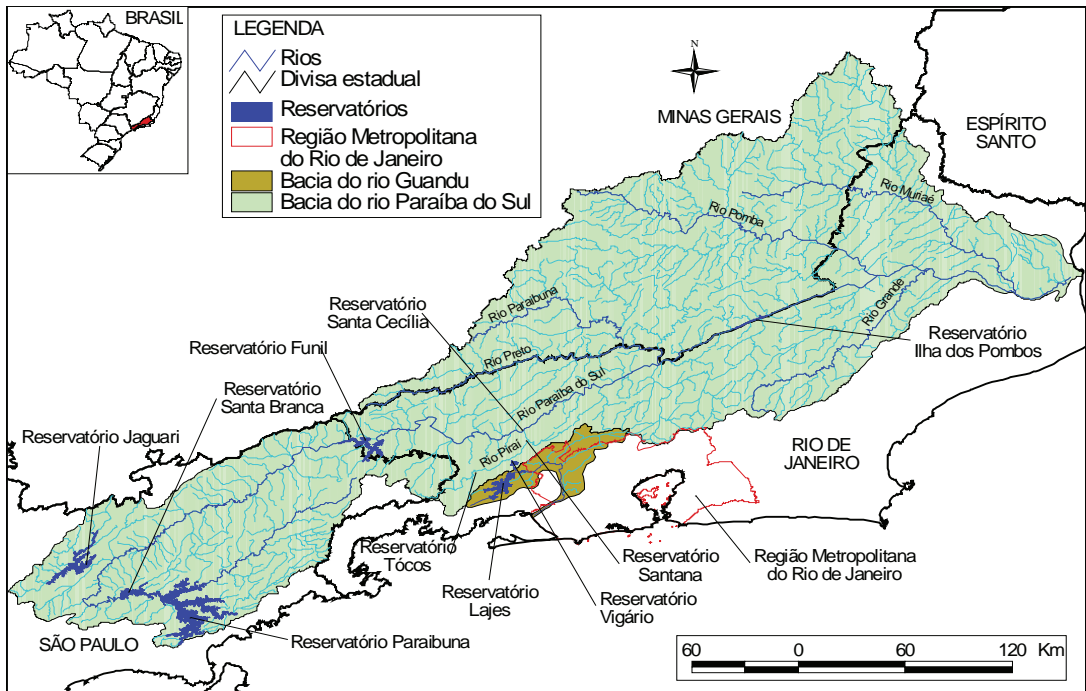


FIGURA 2. Bacia do rio Paraíba do Sul

existem diversos lançamentos de efluentes domésticos e industriais na bacia do rio Guandu, a montante da unidade de captação do sistema de abastecimento de água da cidade do Rio de Janeiro, parte da vazão transposta é utilizada, também, para a diluição desses efluentes, de modo a permitir o tratamento de água para consumo humano situado a jusante. Além disso, as vazões transpostas também controlam o processo de intrusão salina existente na foz do rio Guandu, o que permite a utilização de água por algumas importantes indústrias ali situadas. Portanto, existem importantes usos de recursos hídricos externos à bacia do rio Paraíba do Sul, que dependem, basicamente, da operação dos reservatórios e do sistema de transposição.

O Comitê para Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul - CEIVAP, atua na bacia desde 1996, sendo composto por representantes de usuários, dos poderes públicos e da sociedade civil. Seus objetivos são a discussão dos temas relativos aos recursos hídricos e a articulação entre os diversos atores na busca de soluções para os problemas de degradação da bacia. Trata-se, portanto, do fórum adequado para legiti-

mação das ações de gestão de recursos hídricos que pretendem ser participativas.

Para a viabilização da gestão integrada dos recursos hídricos da bacia, independentemente do domínio de seus corpos de água, a ANA propôs e firmou, em 2001, o chamado convênio de integração entre os Estados, a ANA e o CEIVAP. Esse documento, válido por cinco anos, contém previsões de recursos financeiros e atividades estratégicas agrupadas por componentes como regularização de usos e outorga, plano de bacia, sistema de informações, cobrança pelo uso da água, monitoramento e fiscalização. Diversas dessas atividades já foram executadas, como a elaboração do plano de bacia, aprovado pelo CEIVAP em 2002, o cadastramento de usos de recursos hídricos, em 2002, a instalação do processo de cobrança pelo uso da água nos rios de domínio da União, em 2003, e a instalação da Agência de Bacia - AGEVAP, em 2003. Dezenas de outorgas já foram emitidas pela ANA, a partir dos dados cadastrados, conforme Resoluções nº 688, de 2004, e 172, e 2006, regularizando usos da água já instalados. A cobrança em rios de domínio do Estado do Rio de Janeiro foi iniciada em 2005,

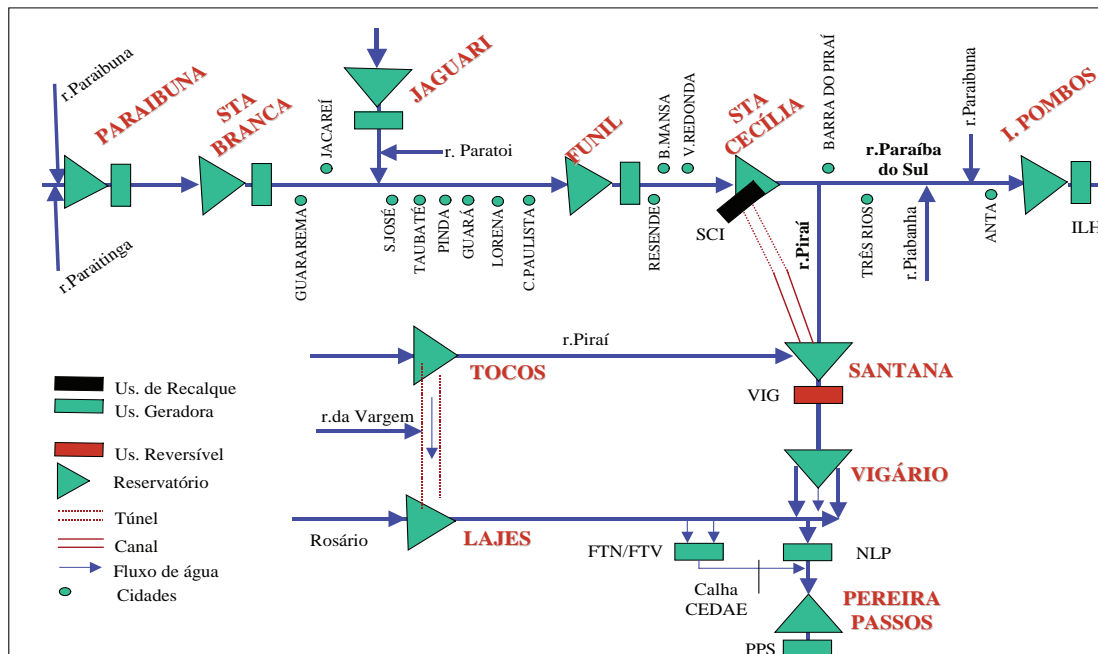


FIGURA 3. Sistema de reservatórios das bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu

prevendo-se para 2007 o início da cobrança em rios de domínio do Estado de São Paulo.

Dois mecanismos de alocação de água podem ser identificados na bacia: a regularização de usos da água, de caráter mais estratégico, e a redefinição das regras de operação dos reservatórios, tendo em vista o período hidrológico mais crítico, observado em 2001.

A regularização de usos água teve algumas diretrizes estabelecidas, de forma participativa, no plano de bacia:

- ▣ A regularização de todos os usos de recursos hídricos existentes, o que indica o reconhecimento da atual alocação de água existente, construída naturalmente pela ação individual de cada usuário. Essa diretriz aloca para cada usuário as quantidades de água necessárias à satisfação de suas demandas para consumo ou diluição de efluentes, mesmo que essas sejam superiores às disponibilidades hídricas. Contudo, como os problemas quantitativos de suprimento das demandas hídricas são quase inexistentes, os casos de sobre-alocação

de água referem-se a situações em que as demandas para diluição de efluentes superam as disponibilidades hídricas, resultando na degradação da qualidade das águas. Esse problema é endereçado de forma programática, segundo outras diretrizes do plano de bacia;

- ▣ A estimativa do crescimento das demandas hídricas até 2007, que indica a necessidade da definição de mecanismos de alocação adequados para o seu atendimento;
- ▣ As metas de uso eficiente da água, que podem reduzir significativamente as demandas hídricas a médio e longo prazo e resolver algumas situações de sobre-alocação de água geradas pelo processo de regularização de usos;
- ▣ A definição de prioridades para a outorga de direito de uso de recursos hídricos para consumo humano e dessedentação de animais, que, em situações de escassez, define características do mecanismo de alocação de água a ser implementado;

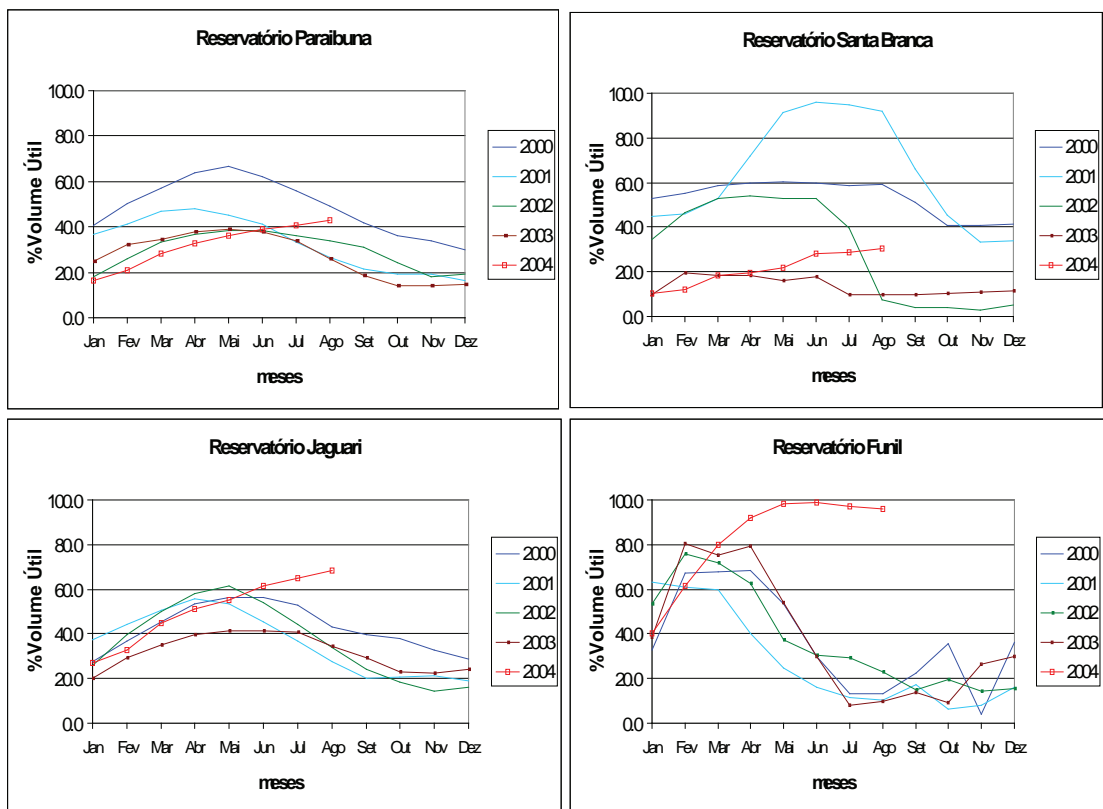
- A estratégia de implantação da cobrança pelo uso da água, de caráter inicialmente educativo, que abre a possibilidade de implementação de mecanismos de alocação de água baseados em critérios econômicos;
- O enquadramento de corpos de água, que define as metas de qualidade das águas e, implicitamente, as necessidades de alocação de água para diluição de efluentes para manutenção dessas metas.

Apesar das diretrizes existentes no plano de bacia, os órgãos gestores estaduais continuam aplicando seus critérios de outorga de direitos de uso da água, que resultam no mecanismo de alocação de água já descrito aqui, desvinculado de critérios como equidade e eficiência. Entretanto, a instalação da cobrança pelo uso da água, em 2003, pode ser entendida como um mecanismo econômico de alocação de água, pois

têm sido observados reduções e ajustes de consumo de água em diversos setores usuários, contribuindo para maior eficiência econômica da alocação de água. Ao mesmo tempo, a cobrança tem estimulado usuários poluidores a tratarem seus efluentes, reduzindo as quantidades de água necessária para sua diluição.

Com relação ao segundo mecanismo de alocação, a partir de 2000, observou-se o contínuo deplecionamento dos reservatórios existentes na bacia, em decorrência do período hidrológico desfavorável que levou ao racionamento do consumo de energia elétrica no país em 2001. Em 2002, a situação colocou em risco o fornecimento de água aos principais usuários internos e externos da bacia, exigindo uma ação rápida e eficiente do poder público, em particular, da ANA, responsável pela definição de regras de operação dos reservatórios em articulação com o Operador Nacional do Sistema - ONS. Após a

FIGURA 4. Volumes armazenados nos principais reservatórios da bacia do rio Paraíba do Sul



elaboração de estudos técnicos, a ANA redefiniu as regras de operação dos reservatórios, em articulação com os setores usuários envolvidos e respeitando as prioridades de atendimento definidas no plano de bacia. Isso permitiu o atendimento às demandas durante o ano de 2003, período de escassez mais crítico, e a recuperação dos volumes armazenados dos reservatórios no ano de 2004. A Figura 4 apresenta a evolução dos volumes armazenados nos principais reservatórios da bacia (Freitas, 2004).

Portanto, os mecanismos de alocação de água existentes na bacia do rio Paraíba do Sul, embora ainda com alguma predominância do poder público, contempla instrumentos econômicos como a cobrança pelo uso da água. O envolvimento do Comitê de Bacia nas decisões permite um certo grau de negociação e participação dos setores usuários, de modo a garantir o atendimento às demandas hídricas, ao menos, em períodos de escassez. Contudo, ainda está por ser definido o mecanismo de alocação de água que garantirá o atendimento às futuras demandas e a solução dos problemas de qualidade da água.

A Alocação Negociada no Rio Piranhas-Açu

O rio Piranhas-Açu, situado na região semi-árida, nasce no Estado da Paraíba e atravessa todo o Estado do Rio Grande do Norte, drenando área de 43.700 km². Em razão da grande variabilidade e intermitência natural de vazões foram construídos açudes para aumento da garantia do suprimento de água e regularização de vazões, como o Curemas-Mãe D'água e o Armando Ribeiro Gonçalves. Esses açudes formam um sistema de reservatórios operados pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS, ilustrado na Figura 5.

Para atenuação dos conflitos pelo uso da água, evidenciados pelo crescimento de pedidos espontâneos de outorgas de direito de uso de recursos hídricos, foi elaborado um Plano de Regularização e Ordenamento dos Usos dos Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piranhas-Açu. Esse plano teve por objetivos: a promoção da gestão integrada de recursos hídricos; a harmonização de critérios e procedimentos de cadastro, outorga e fiscalização

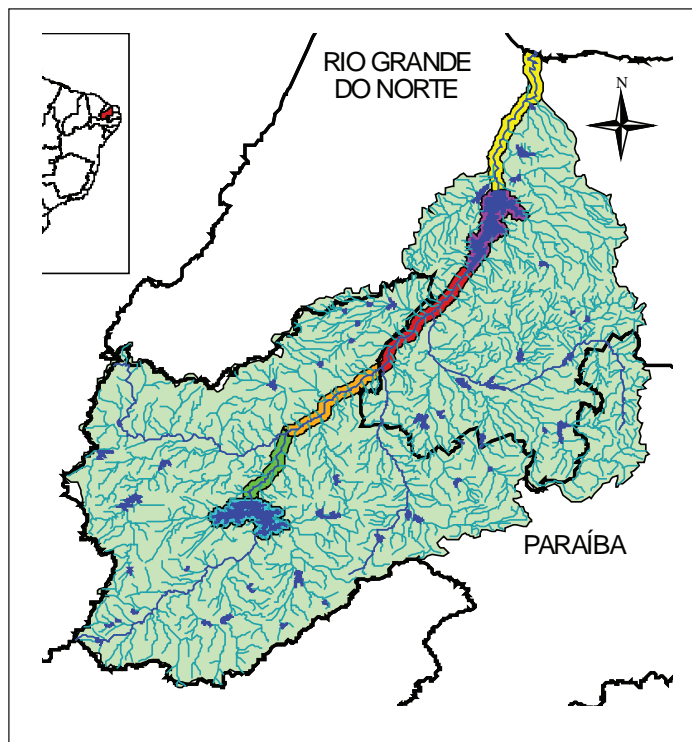


FIGURA 5. Bacia do rio Piranhas Açu

de usos de recursos hídricos entre os órgãos gestores envolvidos; a mobilização e articulação dos usuários da bacia visando ao processo de alocação negociada de água; a regularização dos usuários existentes, por meio de outorgas e certificados; e o aperfeiçoamento dos sistemas de monitoramento.

Na execução do plano de regularização, foi proposto um mecanismo de alocação negociada caracterizado pelos seguintes elementos:

- ▮ Elaboração de estudos técnicos de avaliação de disponibilidades hídricas, de previsão de cenários de demandas hídricas futuras e de compatibilização entre ofertas e demandas hídricas;
- ▮ Definição de pontos de controle estratégicos ao longo do rio Piranhas-Açu, para monitoramento hidrológico e controle do cumprimento das regras de alocação de água pactuadas;
- ▮ Definição de usos considerados insignificantes;
- ▮ Discussão e negociação entre setores usuários e poder público visando a definição de um cenário factível de demandas hídricas futuras, compatível com as disponibilidades hídricas existentes;
- ▮ Definição negociada de vazões alocadas por trechos de rios, por açudes e por setores usuários, compatibilizando-se ofertas e demandas hídricas;
- ▮ Definição de vazões mínimas de entrega na divisa entre os Estados;
- ▮ Definição dos usuários a serem atendidos, dentro de cada setor usuário e em cada trecho de rio ou açude.

Como resultados desse processo, foi implementado um cadastro de usuários de água, com cerca de 2.800 empreendimentos, outorgáveis ou não. Esse cadastro tornou possível a elaboração de estudos sobre cenários de demanda de água, que mostraram situações de conflito pelo uso da água no horizonte de 2013.

Visando à compatibilização entre ofertas e demandas de água, foram elaborados estudos de alocação de água por setor usuário e por seis trechos de rio, como mostra a Figura 5. Nesses estudos, foram propostas alternativas de vazões alocadas para os diversos setores usuários em cada trecho, além de alternativas de “vazões de entrega”, ou seja, vazões mínimas que deveriam ser respeitadas no rio Piranhas Açu, na divisa entre os Estados da Paraíba e do Rio Grande

do Norte. As propostas foram discutidas e a solução de consenso entre os diversos atores, ilustrada nas Figuras 6 e 7, foi formalizada por meio de Resolução nº 687, de 2004, da ANA, estabelecendo regras de uso da água na bacia.

Esse mecanismo de alocação de água, em fase de implantação, tende a ser bem sucedido, já que combina a aplicação de elementos técnicos, próprios da ação do poder público, com a legitimação proporcionada pela discussão com os atores envolvidos. Também, a previsão de crescimento de demandas de água ao longo do tempo, a existência de fiscalização e de monitoramento e a periódica revisão negociada das regras de alocação de água conferem perenidade ao mecanismo. Aperfeiçoamentos futuros podem, ainda, ser inseridos, como a inclusão de aspectos de qualidade da água, a definição de regras de racionamento em situações de escassez e a incorporação de critérios econômicos.

A Proposta de Alocação de Água do Plano da Bacia do Rio São Francisco

A bacia do rio São Francisco possui importância estratégica no processo de implementação do SINGREH, em razão de sua posição econômica, social e geopolítica no cenário nacional e dos conflitos pelo uso da água existentes e potenciais. A bacia estende-se pelos Estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Distrito Federal e tem área de drenagem de 638.576 km², sendo 361.825 km² situados na região semi-árida, como mostra a Figura 8. O rio São Francisco sofre significativo efeito regularizador resultante da operação dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Três Marias e Sobradinho. Enquanto os trechos alto e médio (margem esquerda) são associados a rios perenes de significativa disponibilidade hídrica, os trechos médio (margem direita) e baixo são associados a rios intermitentes.

A bacia do rio São Francisco é caracterizada por grande diversidade em termos de disponibilidade hídrica e pela existência de usos de recursos hídricos bem consolidados em algumas regiões e com grandes potencialidades de crescimento em outras. Os conflitos são observados de modo geral, entre setores relacionados à agricultura irrigada e à geração de energia, e de modo localizado entre diferentes setores usuários em alguns rios. Embora ainda se encontrem em estágio incipiente, parece não haver dúvida de que tendem a se acirrar em função de uma série de fatores, dentre os quais se destacam: (1) Crescimento

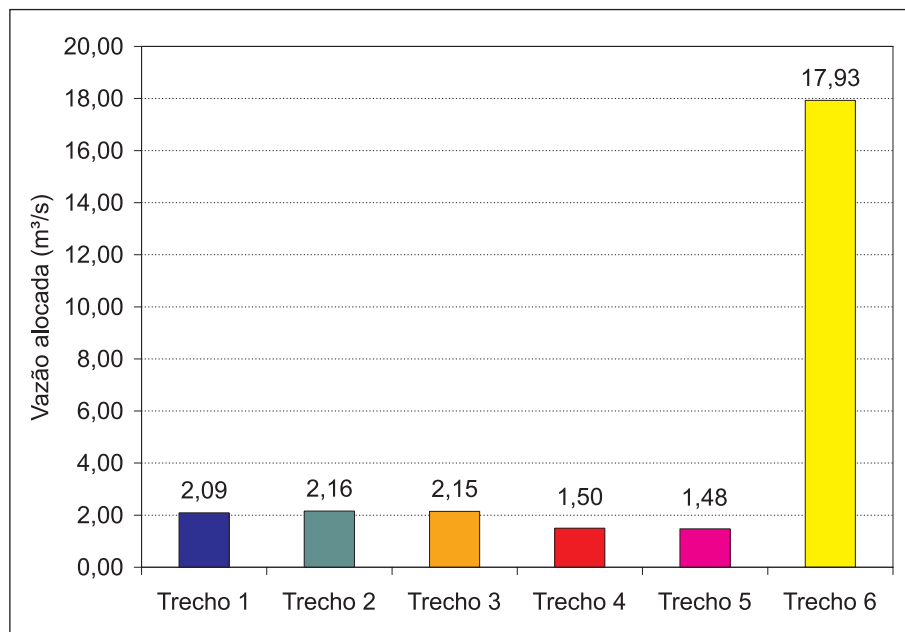


Figura 6 – Vazões alocadas (m³/s) entre trechos do rio Piranhas Açu (ilustrados na Figura 5).
Fonte: Resolução ANA nº 687, de 2004.

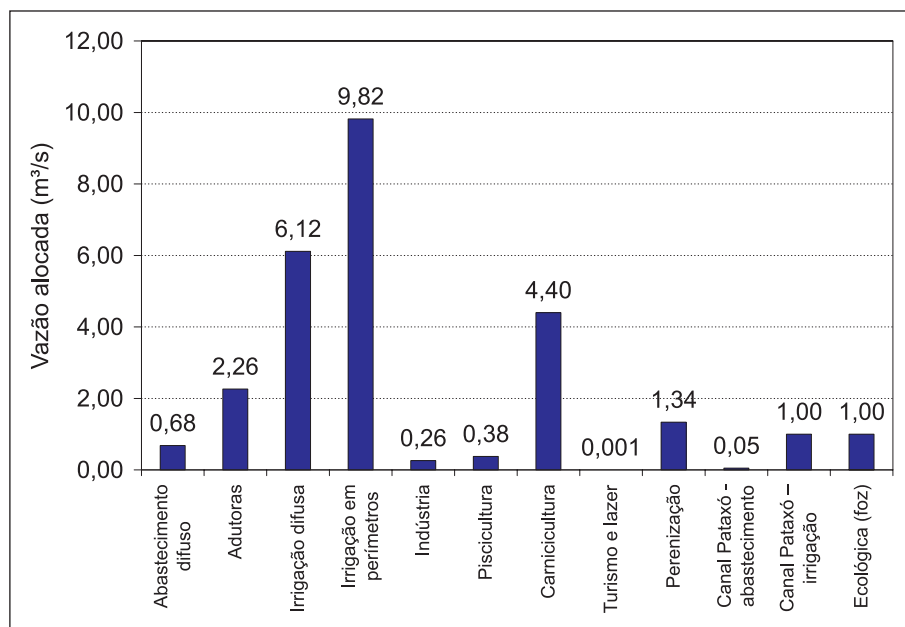


Figura 7 – Vazões alocadas (m³/s) entre setores usuários do rio Piranhas Açu.
Fonte: Resolução ANA nº 687, de 2004.

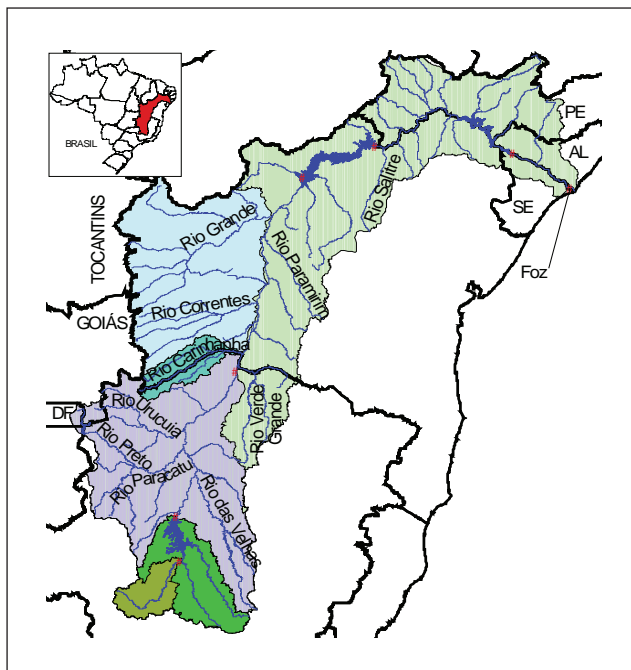


Figura 8 – Bacia do rio São Francisco

da agricultura irrigada na bacia; (2) Necessidade de maior produção de energia elétrica para atender ao crescimento da demanda; (3) Eventual concretização de planos de exportação de parte das águas do São Francisco para outras bacias; (4) Revitalização da navegação fluvial.

A gestão de recursos hídricos na bacia do rio São Francisco iniciou-se com a ação pioneira da Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco – CODEVASF, criada em 1956, que tem por objetivo o desenvolvimento econômico da bacia. Entretanto, o modelo burocrático de desenvolvimento, focado em alguns setores econômicos e financiado pelo Estado não possuía mecanismos eficientes de gestão integrada de recursos hídricos, criados apenas com o advento da Política Nacional de Recursos Hídricos, em 1997.

Recentemente, a ANA coordenou o processo de mobilização social e a instalação do Comitê de Bacia, executada pelo Instituto Manuel Alves – IMAN, a fim de viabilizar a gestão participativa dos recursos hídricos. Em 2002, após intenso processo de discussão, sistematizada em núcleos regionais, o Comitê de Bacia foi instalado.

O processo de elaboração do Plano de Bacia teve início em 2003, impulsionado pela intenção do Go-

verno Federal de viabilizar o projeto de transposição do rio São Francisco para o nordeste setentrional, como revela a Declaração de Penedo (Comitê, 2003). A ANA participou da elaboração do Plano de Bacia como coordenadora do Grupo Técnico de Trabalho – GTT, composto por representantes de câmaras técnicas do Comitê de Bacia e dos órgãos gestores estaduais.

Durante o processo de elaboração do Plano foram realizadas duas rodadas de discussão em cada uma das cinco câmaras consultivas regionais, de modo a fortalecer a sua componente participativa. Após a sistematização das discussões regionais e do GTT, a versão inicialmente proposta sofreu diversas modificações, sendo os pontos mais importantes consolidados em um documento síntese, submetido à aprovação do Comitê de Bacia, em reunião plenária. Em julho de 2004, o Plano de Bacia foi aprovado por meio de Deliberações do Comitê de Bacia, com diversas modificações e recomendações sobre o texto original.

A proposta de alocação de águas do plano de bacia, constante do seu documento original, define valores máximos de consumos médios anuais nas principais áreas de contribuição para a formação de vazões da bacia e em cada trecho do rio São Francisco, para o

horizonte de dez anos, como mostra a Figura 9. Com isso, são definidas, também, as vazões remanescentes mínimas que devem ser mantidas em pontos de controle estrategicamente definidos ao longo do rio São Francisco, utilizados para o monitoramento e controle das condições estabelecidas pela alocação de água. Nas sub-bacias situadas nas regiões semi-áridas, a proposta considerou que toda a água produzida seria consumida na própria sub-bacia, não havendo compromisso com vazões de entrega ao rio São Francisco. O acompanhamento da evolução dos consumos na bacia seria realizado de forma contínua, de modo a aperfeiçoar e subsidiar as revisões da alocação de água pré-estabelecida, evidenciando o caráter dinâmico do mecanismo. Essa proposta

deverá ser, ainda, aperfeiçoada, discutida e negociada entre os diversos atores da bacia, de modo a alcançar um modelo de consenso.

Como as ofertas hídricas superam as atuais e futuras demandas hídricas da bacia, a proposta de alocação de água tem como objetivo principal a distribuição de quantidades de água que atendessem às demandas atuais e futuras em cada área de contribuição e trecho de rio da bacia e mantivessem as condições adequadas aos ecossistemas aquáticos, por meio de vazões mínimas. Os estudos do plano de bacia mostraram que essa distribuição de vazões alocadas possibilitava o atendimento a todas as demandas de água previstas até o ano de 2025, incluindo projetos de exportação de água para outras bacias.

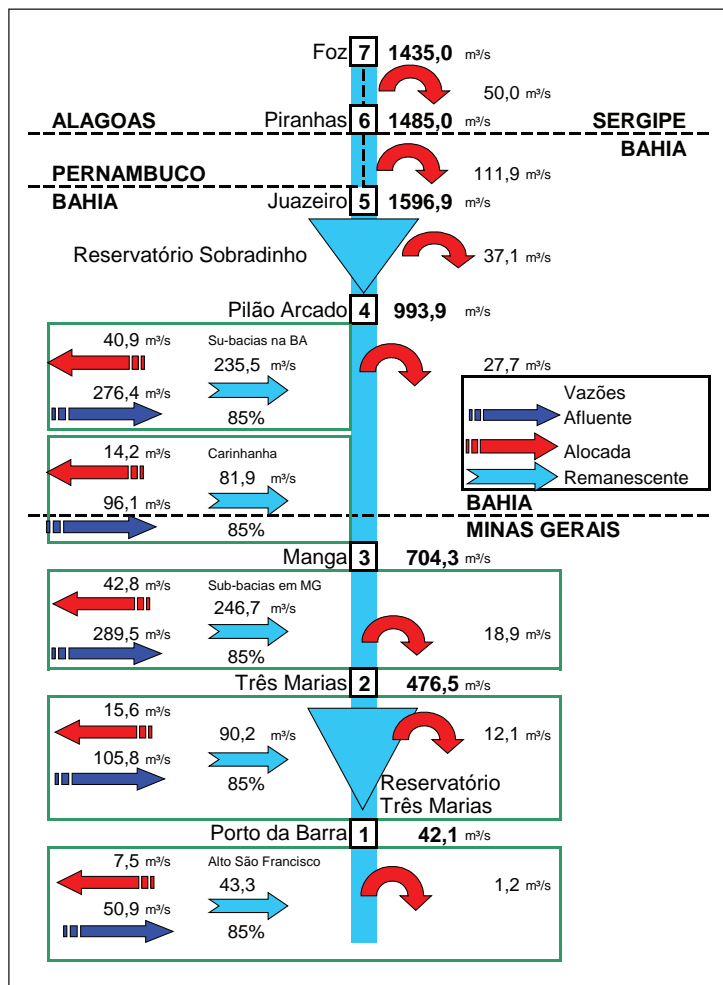


Figura 9 – Proposta de alocação de água na bacia do rio São Francisco

TABELA 2
Características das experiências brasileiras em alocação de água

Critérios de avaliação do mecanismo de alocação de água		Experiências					
		Órgãos gestores	Ceará	Verde Grande	Paraíba do Sul	Piranhas-Açu	São Francisco
Flexibilidade	Ajuste periódico da alocação	não	sim	sim	não	sim	sim
	Possibilidade de rearranjo entre setores usuários	não	sim	sim	não	sim	não
	Possibilidade de rearranjo espacial	não	em parte	não	não	sim	sim
Segurança aos usuários preestabelecidos	Prioridade aos usuários existentes na alocação inicial	sim	sim	sim	sim	sim	sim
	Usuários existentes participam de negociações para alocação	não	sim	sim	não	sim	sim
	Prioridade permanente aos usuários existentes	sim	não	não	não	não	não
Emprego dos custos de oportunidade real	Explicitação de demandas ambientais	sim	sim	sim	sim	sim	sim
	Uso de critérios econômicos	não	sim	não	sim	não	não
Previsibilidade	Alocação dirigida pelo plano de bacia	em parte	em parte	não	em parte	não	em parte
	Existência de estudos sobre ofertas e demandas	sim	sim	sim	sim	sim	sim
	Incorporação da previsão de evolução de demandas	não	não	não	sim	sim	sim
	Incorporação de metas de racionalização do uso da água	não	não	não	sim	não	não
	Alocação dirigida pela negociação social e política	não	sim	sim	sim	sim	sim
Equidade	Igualdade de chances na alocação entre usuários	sim	sim	sim	sim	sim	sim
	Definição da alocação por setor usuário	não	sim	sim	não	sim	não
	Igualdade nos atendimentos às demandas	não	não	não	sim	não	sim
	Igualdade nos comprometimentos hídricos	sim	não	não	não	não	sim
Aceitabilidade pública e política	Participação do Comitê de bacia	em parte	sim	sim	sim	não há comitê	sim
	Participação de organizações de usuários	não	sim	sim	não	sim	não
	Participação dos órgãos gestores de recursos hídricos	sim	sim	sim	sim	sim	sim
Eficácia	Alocação dirigida por objetivos estratégicos	não	sim	não	em parte	não	sim
	Capacidade de atrelamento a objetivos estratégicos	não	sim	sim	sim	sim	sim
Factibilidade e sustentabilidade administrativa	Existência de pontos de controle	não	não	não	não	sim	sim
	Necessidade de revisões periódicas anuais	não	sim	sim	não	não	não
	Necessidade de revisões periódicas programadas	não	sim	sim	sim	sim	sim

A proposta tenta manter uma uniformidade na alocação de recursos hídricos dos corpos de água com características semelhantes, de modo a garantir a equidade inicial no tratamento a corpos de água administrados por diferentes Estados, o que é desejável em um estágio inicial de negociação política e social do pacto de água. A proposta, também, mantém uma equidade dos níveis de atendimento às demandas hídricas, ou seja, das folgas oriundas do excesso de ofertas hídricas, permitindo a igualdade de oportunidades de desenvolvimento sócio-econômico, decorrente do uso dos recursos hídricos.

A proposta possui pouca previsibilidade em relação à alocação de água entre setores usuários, já que em cada área de contribuição ou trecho de rio a alocação de água entre os diferentes setores segue as tendências definidas pelas políticas setoriais e os processos econômicos existentes. A proposta pode ser aperfeiçoada com a incorporação de regras de uso da água baseadas na eficiência e de metas de racionalização do uso da água. Os processos de revisão periódica e ajuste dos valores alocados devem ser definidos de forma a não onerar a estrutura administrativa necessária. Por fim, critérios econômicos podem ser agregados ao processo de alocação, em certa medida, de modo consistente com os objetivos estratégicos a serem definidos para a bacia.

AValiação e Discussão Das Experiências Brasileiras

A avaliação das experiências brasileiras de implantação de mecanismos de alocação de água permite a identificação de aspectos conceituais e metodológicos que concorrem para o seu sucesso. Ao mesmo tempo, podem ser identificados alguns aspectos estratégicos inerentes aos mecanismos de alocação de água, bem como as oportunidades de sua implantação em outras regiões do país, tendo em vista o atual estágio de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. Nesse sentido, a Tabela 2 apresenta uma avaliação preliminar das experiências brasileiras em alocação de águas, segundo suas características e os critérios propostos por Dinar et al. (1997).

Aspectos Conceituais e Metodológicos

A partir das diferentes experiências brasileiras, alguns aspectos conceituais e metodológicos podem ser sistematizados nos tópicos descritos abaixo, no sentido de ampliar os resultados da alocação de água, segundo os critérios de avaliação descritos.

Pontos de controle: Considerando-se a diversidade física de bacias de larga extensão, como a bacia do rio São Francisco, a representação do sistema hídrico deve conter elementos discretos, como sub-bacias de rios afluentes e trechos de rios, delimitados por pontos de controle estrategicamente situados. Nesses pontos de controle podem ser avaliadas as disponibilidades, restrições e demandas hídricas, para fins de alocação de água. Após a implementação do mecanismo de alocação de água, esses pontos de controle podem ser utilizados para o monitoramento e controle do atendimento às regras da alocação de água pré-definidas;

Disponibilidade hídrica: Sendo uma variável aleatória comumente caracterizada em termos probabilísticos, deve ser estimada por vazões com alta permanência no tempo, para que sejam também altas as garantias de fornecimento de água. Contudo, principalmente nas bacias onde as demandas superam as disponibilidades hídricas, é importante o estudo de todo o comportamento de vazões e permanências, de modo a se conhecer as reais garantias de atendimento às demandas totais existentes. Nos trechos de rios onde existe regularização de vazões, as vazões regularizadas devem ser somadas às vazões incrementais, com alta permanência no tempo. Para maior eficiência do processo de alocação, as avaliações de disponibilidades hídricas podem ser efetuadas mês a mês, aumentando-se, também, a complexidade do mecanismo e do seu controle;

Vazões mínimas e necessidades ambientais: Em um rio, devem ser determinadas vazões mínimas necessárias para o atendimento a usos não consuntivos, como a manutenção de ecossistemas e a navegação. Em alguns casos, as necessidades ambientais requerem a manutenção de ciclos naturais de vazões, ao invés de vazões mínimas constantes ao longo do tempo. Em todo caso, uma vez que essas vazões restringem a alocação de água para usos consuntivos, são aqui denominadas vazões de restrição. Após a alocação de água para usos consuntivos, as vazões remanescentes nos rios devem ser superiores às vazões de restrição. Na determinação dessas vazões devem ser considerados os seguintes aspectos: (1) Adequação dos métodos de determinação às características

do estudo, particularmente no que se refere à quantidade de dados e ao tempo necessários para aplicação; (2) Possibilidade de atendimento às demandas não consuntivas por meio da definição de regras adequadas de operação dos reservatórios existentes e gerenciamento adequado das demandas consuntivas;

Vazão total alocada: Deve atender aos consumos atuais e futuros em cada sub-bacia e trechos dos rios. Para tanto, devem ser definidos cenários futuros de desenvolvimento econômico, associados a consumos de água. Adicionalmente, para fins de verificação da proposta de alocação, devem ser estimados consumos em outras situações, tais como: situação atual de consumo de água, situação de consumo projetada para o horizonte final do plano e os volumes atualmente outorgados pelos Estados e pela União na referida bacia. Nos casos em que as demandas são integralmente satisfeitas pelas disponibilidades hídricas com alta permanência, as vazões alocadas podem ser iguais às demandas atuais ou futuras, observando-se o atendimento às vazões de restrição. Nos casos em que as demandas superam as disponibilidades hídricas, duas alternativas podem ser adotadas: (1) define-se a frequência com que as demandas totais podem ser atendidas e uma regra de racionamento de usos da água; (2) define-se a parcela da demanda que pode ser atendida com alta garantia e uma regra para aproveitamento das vazões excedentes, nos anos de hidrologia mais favorável. Tanto as regras de racionamento quanto as regras de aproveitamento de vazões excedentes podem ser baseadas na negociação entre usuários, critérios econômicos ou definições técnicas, como a eficiência do uso da água. Em ambos os casos, é conveniente a existência de modelos de previsão da ocorrência de situações de racionamento ou de situações de hidrologia favorável. A escolha entre as duas formas de alocação dependerá da frequência em que a demanda total pode ser atendida: se for alta, então a frequência de racionamentos será baixa e a primeira forma de alocação será mais adequada, pois os custos de racionamentos serão eventuais; se for baixa, então será melhor a segunda opção, reduzindo-se a demanda a um nível suportado pela oferta e definindo-se

regras para alocação para os anos de vazões excedentes.

Distribuição das vazões alocadas: Aqui são empregados os mecanismos de alocação propriamente ditos, com base na negociação social, em definições do poder público, em critérios técnicos ou em critérios econômicos. Esses mecanismos serão particularmente importantes nos casos em que as demandas superam as disponibilidades de água. Em cada mecanismo, diferentes escalas de aplicação podem ser utilizadas, como a alocação usuário a usuário, a alocação por setores ou grupos de atividades econômicas (industrial, agrícola, etc.), por trechos de rios ou por grandes áreas de contribuição de uma bacia. Pelo critério da equidade, no caso em que as demandas são plenamente atendidas pelas disponibilidades de água, é conveniente que se mantenha uma uniformidade da relação entre a vazão alocada e a demanda em toda a bacia, permitindo iguais chances de desenvolvimento sócio-econômico. Da mesma forma, é importante que seja mantida uniforme a relação entre vazões alocadas e disponibilidades hídricas nos rios afluentes, de modo a se atingir um melhor aproveitamento dos recursos hídricos, com maiores vazões alocadas mesmo em rios com baixas previsões de consumos;

Legitimação política: A proposta de alocação de água deve ser submetida à negociação política entre os atores envolvidos, notadamente, os órgãos gestores de recursos hídricos e as entidades responsáveis pelas políticas setoriais. Esse processo tem se mostrado importante tanto nas situações de escassez, quando a resolução dos conflitos é partilhada com os interessados, quanto nas situações de ofertas suficientes de recursos hídricos, quando a alocação de água deve estar integrada aos planejamentos de desenvolvimento dos setores usuários. Todavia, deve-se avaliar os custos operacionais e administrativos envolvidos no processo de negociação, em contraponto aos seus benefícios e sua real necessidade.

Aspectos Estratégicos

A avaliação das experiências brasileiras permite sistematizar alguns aspectos estratégicos da alocação de água, descritos a seguir, tendo em vista a sua in-

teração com outros processos de natureza política, econômica ou social. O entendimento e a incorporação dessas inter-relações nos mecanismos de alocação de água tendem a torná-los mais robustos e eficazes no alcance de objetivos estratégicos previamente traçados, que devem estar integrados ao conceito de desenvolvimento sustentável:

- **Técnica:** A alocação de água pode otimizar o uso dos recursos naturais, com a redução de custos e de prejuízos decorrentes de estiagens e com o aumento da confiabilidade no atendimento às demandas hídricas, promovendo a sustentabilidade de atividades produtivas;
- **Econômica:** A alocação de água pode buscar a eficiência econômica, que pode ser atingida com a implantação de mercados de águas ou pelo uso de critérios econômicos de alocação, como os custos marginais ou os benefícios líquidos;
- **Ambiental:** A alocação de água pode promover a preservação ambiental em regiões de interesse, de forma direta, a partir da definição de vazões alocadas para atendimento a necessidades ambientais em rios, ou de forma indireta, por meio da priorização ou favorecimento de usos da água associados a menores impactos ambientais;
- **Social:** A alocação de água pode buscar a organização da sociedade em torno das questões de recursos hídricos, de modo a atender a interesses sociais organizados, ou favorecer usos da água que contribuam para a melhoria de indicadores e características sociais, como o nível de emprego;
- **Política:** A alocação de água pode buscar a organização e a negociação entre grupos políticos para a solução de conflitos pelo uso da água ou fortalecer a atuação do poder público, na implementação de suas políticas;
- **Cultural:** A alocação de água pode buscar a modificação de comportamentos culturais, pela indução do uso racional da água, por exemplo, ou fortalecer valores culturais estabelecidos, como os anseios pela preservação dos recursos naturais.

Tendo em vista as diferentes implicações que a alocação de água pode produzir, parece clara a importância da adaptação dos mecanismos às realidades regionais, bem como o emprego de abordagens que considerem múltiplos critérios e objetivos a serem

alcançados pela gestão de águas. Nesse sentido, algumas oportunidades de aplicação de mecanismos de alocação de água são apresentadas, em face do estágio atual de implementação da política nacional de recursos hídricos:

- A alocação de água pode compor os planos de recursos hídricos, como resultado dos estudos de oferta e demanda hídrica, que servem de diretriz para a outorga de direito de uso de recursos hídricos;
- A alocação de água pode fazer parte das estratégias de gestão adotadas pelos órgãos gestores de recursos hídricos, que visam a regularização e o ordenamento dos usos da água;
- A alocação de água pode promover a integração ou a articulação entre políticas setoriais e regionais, ajudando a definir limites para ampliação e regiões apropriadas a certas atividades econômicas, em compatibilidade com a disponibilidade hídrica.
- A alocação de água pode atuar na integração da gestão de recursos hídricos em corpos de água gerenciados por diversos órgãos gestores;
- A alocação de água pode promover a integração entre a gestão de recursos hídricos e a gestão ambiental.

CONCLUSÃO

A alocação de água pode ser entendida como uma ferramenta de gestão de recursos hídricos que objetiva o fornecimento de água aos atuais e futuros usuários de recursos hídricos e o atendimento às demandas ambientais, compatibilizando ofertas e demandas de água, em alinhamento aos objetivos estratégicos da gestão. Nesse sentido, existem diversos mecanismos de alocação de água, que operam a partir de orientações do poder público, de processos de negociação entre usuários de água ou a partir de conceitos técnicos, como os limites de utilização de corpos hídricos, ou econômicos, como a cobrança pelo uso da água. A avaliação das vantagens e desvantagens de cada mecanismo, à luz de critérios objetivos, permite a escolha daquele mais adequado a cada região e a cada situação, com vistas ao uso sustentável dos recursos hídricos.

Historicamente, a experiência brasileira na aplicação de mecanismos de alocação de água se caracteriza pela atuação individual do poder público, em articulação com poucos setores usuários de recursos

hídricos, e pela indicação implícita de quantidades de água alocadas para satisfação de usos específicos ou necessidades ambientais. Recentemente, têm sido aplicados modelos participativos de alocação de água, notadamente, em regiões com conflitos pelo uso da água. Embora as experiências de definição da alocação de água pelo poder público tenham sido bem sucedidas, particularmente nas situações de escassez hídricas, os mecanismos participativos tendem a conferir legitimidade às decisões e a ratear as responsabilidades. Todavia, a ausência de critérios econômicos e técnicos pode levar à alocação não otimizada dos recursos hídricos.

As experiências descritas mostram que os critérios técnicos, comumente utilizados pelo poder público, aliados os processos participativos de gestão de recursos hídricos e à explicitação de objetivos estratégicos, podem conferir maior legitimidade e eficácia à alocação de água. Alguns elementos metodológicos importantes no processo de alocação de água podem ser sistematizados: a definição de **pontos de controle** estrategicamente situados na bacia, a definição das

disponibilidades hídricas em cada trecho; a avaliação das **demandas** de água e suas tendências de crescimento, incluindo as necessidades ambientais; a **alocação de água** por meio de critérios técnicos, econômicos, ambientais ou sociais; e a **legitimação política** em fóruns adequados, como conselhos de usuários ou comitês de bacia. Esses elementos devem ser ajustados a cada realidade regional, conforme os objetivos estratégicos da alocação de água, que podem estar associados a aspectos técnicos, econômicos, ambientais, sociais, políticos ou culturais.

Considerando-se a evolução das experiências brasileiras de alocação, ainda há avanços a serem obtidos quanto aos aspectos conceituais e metodológicos dos mecanismos existentes e na integração desses com os instrumentos da política nacional de recursos hídricos. Nesse sentido, abrem-se diversas oportunidades à aplicação da alocação de água, como a atuação dos órgãos gestores na operacionalização da outorga, os planos de recursos hídricos e as possibilidades de integração entre políticas setoriais e regionais.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). 2004. **Projeto de gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do São Francisco, sub-projeto 4.5C – Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013)**. Alocação de água: estudo técnico de apoio n. 16. Brasília: SUM/ANA. 24 p.
- BENETTI, A.D.; LANNA, A.E.; COBALCHINI, M.S. 2003. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. *RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 149-160, abr./jun.
- BRASIL. 1934. Decreto n. 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas.
- Coleção de Leis da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v. 004, p. 679, 31 dez.
- CABRAL, L.M.M.; CACHAPUZ, P.B.B. 2000. **A Eletrobrás e a operação dos sistemas elétricos interligados brasileiros**. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil.
- CAMPOS, J.N.B.; STUDART, T.M.C.; COSTA, A.M. 2002. Alocação e realocação do direito de uso da água: uma proposta de modelo de mercado limitado no espaço. *RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 7, n. 2, p. 5-16, abr./jun.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. 2003. **Declaração de Penedo**. Penedo, AL.
- DINAR, A.; ROSENGRANT, M.W.; MEINZEN-DICK, R. 1997. **Water allocation mechanisms – principles and examples**. Washington: World Bank. (Policy, Research Working Paper, 1779).
- FREITAS, M.A.S. 2003. **Alocação negociada de águas na bacia hidrográfica do rio Gorutuba (Reservatório Bico da Pedra) Minas Gerais**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. *Anais*. Curitiba: ABRH. 1 CD-ROM.
- FREITAS, M.A.S. 2004. Regras de operação dos reservatórios da bacia do rio Paraíba do Sul/Sistema Guandu. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE REPRESAS Y OPERACIÓN DE EMBALSES, 2004, Puerto Iguazú. *Anais...* Buenos Aires: CACIER. v. 1, p. 1-1.
- FREITAS, M.A.S.; VASCONCELOS, A.B. 1998. Os instrumentos de gestão dos recursos hídricos no estado do Ceará. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO À PESQUISA DA UNIFOR, 4., 1998, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza: Ed. da UNIFOR. v. 1.
- GARJULLI, R.; OLIVEIRA, J.L.F.; SILVA, U.P.A. 2003. **Proposta metodológica para organização de usuários de água – a experiência do Ceará**. Fortaleza: Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará.
- GONÇALVES, R.W.; PINHEIRO, P.R.; FREITAS, M.A.S. 2003. Métodos multicritérios como auxílio à tomada de decisão na bacia hidrográfica do rio Curu – estado do Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. *Anais*. Curitiba: ABRH. 1 CD-ROM.

KELMAN, J. 1997. Gerenciamento de recursos hídricos: parte 1: outorga. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., 1997, Vitória. **Anais**. São Paulo: ABRH. 1 CD-ROM.

KELMAN, J.; KELMAN, R. 2001. Alocação de água para produção econômica em região semi-árida. In: MAGRINI, A.; SANTOS, M.A. (Ed.). **Gestão ambiental de bacias hidrográficas**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais. cap. 4, p. 125-143.

MARINO, M.; KEMPER, K.E. 1999. **Institutional framework in successful water markets: Brazil, Spain, and Colorado, USA**. Washington: The World Bank. (Technical Paper, 427).

MOLINAS, P.A. 1996. A gestão dos recursos hídricos no semi-árido nordestino: a experiência cearense. **RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 67-88, jan./jun.

MOREIRA, R.M.; KELMAN, J. 2003. Alocação de recursos hídricos baseada no custo de oportunidade dos usuários. In: FREITAS, M.A.V. (Org.). **O estado das águas no Brasil : 2001-2002**. Brasília: Agência Nacional de Águas.

SILVA, L.M.C.; MONTEIRO, R.A. 2004. Outorga de direito de uso de recursos hídricos: uma das possíveis abordagens. In: MACHADO, C.J.S. (Org.). **Gestão de águas doces: usos múltiplos, políticas públicas e exercício da cidadania no Brasil**. Rio de Janeiro: Interciência. cap. 5, p. 135-178.

SOUZA FILHO, F.A.; PORTO, R.L.L. 2003. Aprimoramento do processo de alocação de água de curto prazo no Ceará através da utilização da informação climática. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. **Anais**. Curitiba: ABRH. 1 CD-ROM.

STUART FORD AGRICULTURE NEW ZEALAND LTD.; GEOFF BUTCHER BUTCHER PARTNERS LTD.; KATHRYN EDMONDS & ANDREW BRAGGINS OPUS LTD. 2001. **Economic efficiency of water allocation**. Wellington: MAF Policy Ministry of Agriculture and Forestry. (MAF Technical Paper, 2001/7).

Alan Vaz Lopes Eng. Civil, MSc. Especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas – ANA. vazlopes@ana.gov.br

Marcos Airton de Sousa Freitas Eng. Civil, MSc. Especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas – ANA. vazlopes@ana.gov.br

Águas pluviais: método de cálculo do reservatório e conceitos para um aproveitamento adequado

José Carlos Mierzwa
Ivanildo Hespanhol
Maurício Costa Cabral da Silva
Luana Di Beo Rodrigues

RESUMO: Com base em dados pluviométricos, área de cobertura para captação e demanda de água, foi desenvolvido um estudo detalhado para avaliação do potencial do aproveitamento de águas pluviais para utilização no processo produtivo em uma indústria localizada na região do ABCD paulista. Para tanto foram apresentadas opções para diferentes demandas e volumes de reservatórios, relacionando-os com os custos de implantação. Este estudo resultou em um novo critério para o dimensionamento de reservatórios para armazenagem de água pluvial para aproveitamento em empreendimentos urbanos e sua utilização, uma vez que pelos métodos tradicionais o conceito básico é o de regularização de vazão, resultando em reservatórios de grandes dimensões. No método proposto é priorizado o máximo aproveitamento de água pluvial no período mais chuvoso, que vai de outubro a fevereiro, resultando em um maior potencial para a redução da demanda de água de fontes tradicionais.

PALAVRAS-CHAVE: águas pluviais, reservatório de armazenagem, aproveitamento.

ABSTRACT: This work presents a methodology for rainwater storage reservoir volume estimation for industrial facilities. It considers the balance between daily water precipitation and industrial water demand, for obtaining maximum rainwater use according the reservoir volume. This methodology was evaluated for an industrial facility located in Sao Paulo Metropolitan Region. The results obtained clearly demonstrated the feasibility of this method for rainwater storage reservoirs dimensioning, as well as the way that this criteria could be used. The proposed methodology is quite different from the traditional ones, which are used for the dimensioning of reservoirs focusing the system reliability. Instead of try regulating rainwater flow for use, it is prioritized the maximum use o rainwater when it is available, mainly in the raining weather. This approach results in smaller storage reservoir, higher rainwater catchment potential, and in a low investment costs.

KEYWORDS: rainwater, storage reservoir, catchment.

INTRODUÇÃO

Com os recorrentes problemas de escassez devido às crescentes demandas e problemas de poluição dos mananciais, o desenvolvimento de medidas destinadas a promover o adequado uso da água, privilegiando usos mais nobres, aliadas à necessidade de estímulo ao desenvolvimento industrial no país, é um dos atuais desafios da gestão dos recursos hídricos existentes.

O aproveitamento de águas pluviais é uma opção que pode se mostrar muito atrativa para a minimização dos efeitos da escassez de água nos grandes centros urbanos e também dos custos, gerados pelo consumo de água obtida a partir de fontes tradicionais, os

quais incidem sobre o preço final dos produtos. Esta condição é relevante para o caso do uso de água em atividades industriais, uma vez que as industriais apresentam condições que favorecem a implantação de sistemas para aproveitamento de águas pluviais, ou seja, processos com elevado consumo de água e grandes áreas de cobertura para captação.

Ressalta-se que, em geral, as águas pluviais apresentam qualidade elevada, sendo esta muito influenciada pelas condições locais, como proximidade às rodovias, presença de vegetação arbórea e atividades industriais, entre outras, o que pode ser constatado nos trabalhos desenvolvidos por May (2004) e Vivacqua (2005).

Esta condição é bastante favorável para incentivar o uso de águas pluviais como fonte alternativa de abastecimento para as indústrias.

Para que seja possível viabilizar o aproveitamento de águas pluviais pelas indústrias um dos maiores desafios é a definição do volume do reservatório de armazenagem. Atualmente, o dimensionamento desses reservatórios é feito com a utilização de métodos de regularização de vazão, tradicionalmente utilizados para o dimensionamento de reservatórios para abastecimento público ou geração de energia. Contudo, esta metodologia quando aplicada às indústrias podem conduzir a resultados incompatíveis com as necessidades e condições existentes no local, pois o objetivo principal não é desenvolver uma nova fonte de abastecimento com elevado nível de confiabilidade, mas sim possibilitar a redução da demanda de outras fontes.

Com base nas considerações apresentadas, foi estudado um método alternativo para a obtenção da capacidade de reservatórios de armazenagem de água pluvial em unidades industriais. Este método é baseado em balanço de vazões, no qual são analisadas diferentes demandas de água e dimensões de reservatórios de acordo com o índice pluviométrico e a área de captação disponível, através de simulações diárias. A demonstração é feita para o caso de uma indústria localizada na região do ABCD paulista, região metropolitana de São Paulo.

Além do dimensionamento do reservatório de armazenagem, o conceito do máximo uso da água pluvial na estação chuvosa é apresentado neste estudo, demonstrando que é possível obter um maior aproveitamento desta fonte alternativa, com ganhos consideráveis dos volumes acumulados.

METODOLOGIA

Para cálculo do reservatório de acúmulo foi utilizada uma simulação de vazões de entrada e de demandas diárias, de acordo com área de cobertura e com índice pluviométrico da região estudada.

O volume de precipitação diária, vazão de entrada, pode ser calculado com base na seguinte expressão:

$$V_p = A.P/1000 \quad (1)$$

Onde,

V_p = Volume de precipitação interceptado (m^3);

P = Precipitação (mm);

A = Área de captação (m^2).

A partir de uma planilha elaborada em aplicativo computacional Excel¹, da Microsoft, é estudado o volume de água potencialmente aproveitado em função da capacidade do reservatório e da demanda de água, com base no balanço diário de vazões no reservatório, de acordo com a expressão 2.

$$\frac{dV}{dt} = V_p * C_e - Demanda \quad (2)$$

onde:

$\frac{dV}{dt}$ = variação do volume no reservatório de armazenagem com o tempo;

V_p = volume de precipitação diário interceptado;

C_e = Coeficiente de aproveitamento da água interceptada (adimensional);

Demanda = Demanda de água exercida (m^3).

O coeficiente de aproveitamento de água interceptada leva em consideração as perdas de água por absorção, infiltração, espalhamento e descarte.

Nesta planilha de cálculo são considerados dois tipos de dados de entrada.

I) Fixos:

a. Área de cobertura (m^2);

b. Precipitação diária (mm);

c. Coeficiente de aproveitamento da água interceptada;

d. Área para implantação do sistema (m^2).

II) Variáveis:

a. Demanda (m^3 /dia) e;

b. Volume do reservatório (m^3).

Uma vez estabelecidos os dados de entrada são obtidos os volumes de água potencialmente aproveitados em função da capacidade do reservatório e da demanda a ser atendida.

Pelo balanço de vazões é possível obter a variação do volume de água no interior do reservatório, enquanto o volume coletado no ano é obtido pela soma das demandas atendidas pelo reservatório, ou seja, para a condição na qual o volume acumulado no reservatório é maior ou igual à demanda de água exercida.

Com esta planilha também é possível estimar os dias em que haverá déficit de água, ou seja, o número de dias no ano em que haverá necessidade de suprimento de água pelas fontes tradicionais.

Para viabilizar o aproveitamento da água pluvial é necessário ainda o descarte do que é chamado de

“primeira chuva”, ou “água de lavagem do telhado”, para a eliminação da maior carga de contaminantes. Para isso, o sistema deve ser munido de um reservatório auxiliar, com dreno de fundo, que terá a função de descartar essa água contaminada durante um período de tempo pré-estabelecido, para o sistema de drenagem pluvial, impedindo que a mesma siga para o reservatório principal. Outra função para este reservatório é a de impedir que a água resultante de precipitações abaixo de um valor limite seja conduzida ao reservatório de armazenagem.

Com base na equação 3, desenvolvida por especialista da Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica – FCTH (Souza, 2003), é possível dimensionar o reservatório de descarte.

$$t = -\frac{2 \cdot A}{a^2} \left[Q \cdot h \left(\frac{Q - a \sqrt{h}}{Q - a \sqrt{L \cdot i}} \right) + a \left(\sqrt{h} - \sqrt{L \cdot i} \right) \right] \quad (3)$$

Onde,

t – tempo para que seja atingida a cota de transferência da água para o reservatório de armazenagem (s);

A – Área superficial da caixa (m²);

Q – Vazão de entrada do reservatório (m³/s), resultante da área de coleta e da intensidade de chuva admitida;

h – Cota a partir da qual a água pluvial é transferida ao reservatório (m);

L – Comprimento da tubulação de descarte (m);

i – Inclinação da tubulação de descarte (m/m).

α – coeficiente de correção hidráulico sendo,

$$a = \frac{p \cdot D^2}{4} \cdot \frac{1}{\sqrt{C}} \cdot \sqrt{2 \cdot g} \quad (4)$$

$$C = 1 + f \cdot \frac{L}{D} + K \quad (5)$$

onde,

D – diâmetro da tubulação de saída do reservatório de descarte;

g – aceleração da gravidade e;

C – coeficiente relacionado com aos fatores de atrito (f e K);

f – fator de atrito da perda distribuída;

L – comprimento da tubulação de descarte da caixa de sedimentação;

K – fator de atrito da perda localizada;

A figura 1, mostra uma representação esquemática do sistema de aproveitamento de águas pluviais proposto neste trabalho.

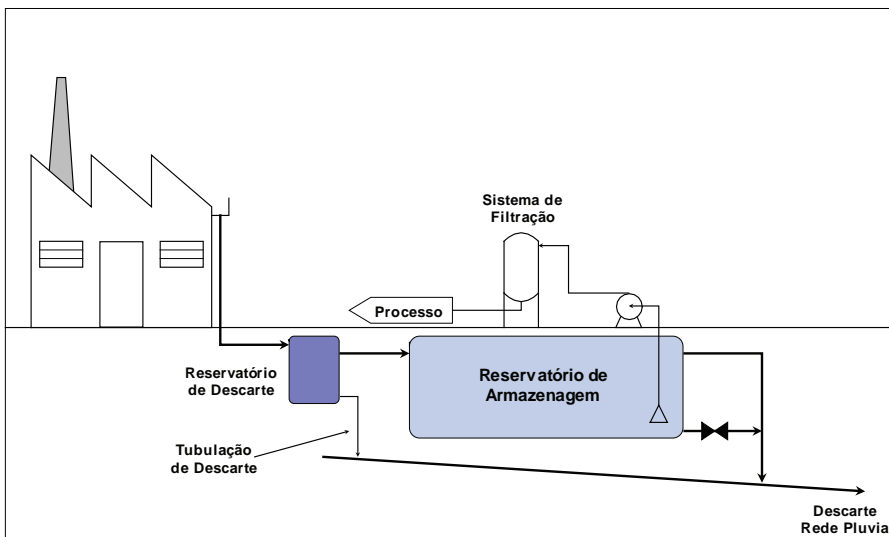


FIGURA 1. Representação esquemática do sistema de aproveitamento de águas pluviais

RESULTADOS

Para aplicação dos conceitos descritos foi desenvolvido um estudo de caso, a pedido de uma indústria metalúrgica, localizada na Região Metropolitana de São Paulo, cuja área de cobertura totaliza 22.440 m², dividida entre várias edificações, apresentando uma demanda de água de 100 m³/dia. No cálculo foi considerada uma área 16.960 m², em função da proximidade das edificações aos setores com maior demanda de água.

A precipitação utilizada foi conforme o Boletim da Comissão Municipal de Defesa Civil – COMDEC, para o ano de 2001 (São Paulo, 2001).

Os valores de entrada adotados para a simulação realizada foram:

III) Fixos:

- Área de cobertura: 16.960 m²;
- Dados diários de precipitação;
- Coefficiente de escoamento superficial igual a 0,7 (adimensional) e;

IV) Variáveis:

- Demandas a serem atendidas: 20 a 100 m³/dia;
- Volume do reservatório de 100 a 1000 m³.

Com base nestes dados foi elaborada uma planilha em Excel®, para a obtenção do volume anual de água potencialmente aproveitável, considerando-se o balanço de vazões no reservatório, utilizando-se a expressão 2.

O volume potencialmente aproveitável é obtido pela somatória dos volumes referentes à demanda de água, para os dias em que o volume armazenado no reservatório é maior ou igual à demanda.

Na figura 2 são apresentados os resultados das simulações para volumes de reservatório variando de 100 m³ a 1000 m³ e demandas de 20 m³/dia a 100 m³/dia. A tabela 1 mostra os dados relativos aos dias em que ocorre déficit de água no sistema.

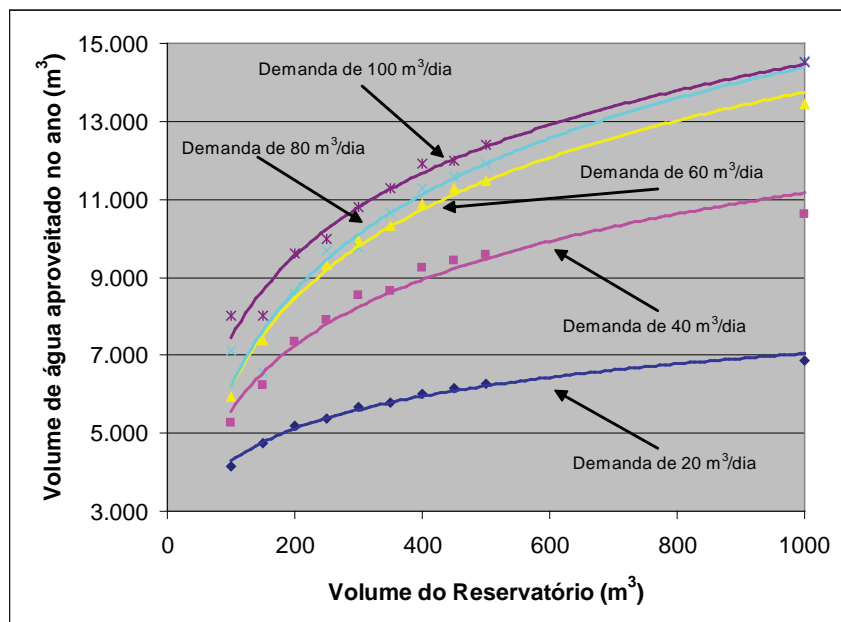


FIGURA 2. Resultado das simulações para determinação do volume de reservatório de armazenagem para água de chuva

TABELA 1
Dias de déficit de água em função das demandas, para os reservatórios compreendidos de 100 a 500 m³

Demanda (m ³ /dia)	Número de dias com déficit								
	Volume do Reservatório (m ³)								
	100	150	200	250	300	350	400	450	500
40	136	113	96	76	68	62	58	53	50
60	170	146	127	115	110	102	92	88	84
80	179	166	151	140	134	126	122	117	112

TABELA 2
Volume anual economizado em função das demandas, para os reservatórios compreendidos de 100 a 500 m³

Demanda (m ³ /dia)	Reservatórios (m ³)								
	100	150	200	250	300	350	400	450	500
40	4.487	5.073	5.506	6.016	6.220	6.373	6.449	6.602	6.679
60	5.430	6.347	7.074	7.533	7.724	8.030	8.412	8.565	8.718
80	6.781	7.444	8.208	8.769	9.075	9.483	9.687	9.942	10.197

TABELA 3
Resultados conforme o custo de implantação do sistema de aproveitamento da água pluvial de acordo com a dimensão do reservatório de captação (oferta de 60 m³/dia)

Volume Reservatório (m ³)	Custo do reservatório (R\$)	Custo do Sistema (R\$)	Custo Unitário (R\$/m ³)	Déficit de água (dias)	Confiabilidade (%)	Oferta Real de água (m ³ /dia)	Economia (R\$/ano)	Tempo de Amortização (ano)
100	19.374,46	57.921,29	579,21	170	46%	27	32.035,20	1,81
150	26.637,92	67.363,78	449,09	146	53%	32	37.449,60	1,80
200	33.733,20	76.587,64	382,94	127	59%	36	41.736,00	1,84
250	37.977,42	82.105,12	328,42	115	63%	38	44.443,20	1,85
300	47.957,42	95.079,13	316,93	110	65%	39	45.571,20	2,09
350	54.876,93	104.074,50	297,36	102	67%	40	47.376,00	2,20
400	61.838,11	113.124,02	282,81	92	70,5%	42	49.632,00	2,28
450	66.901,30	119.706,18	266,01	88	72%	43	50.534,40	2,37
500	68.700,25	122.044,80	244,09	84	73%	44	51.436,80	2,37

Analisando-se os dados da figura 1, verifica-se que, independente da demanda, o ganho no volume anual de água coletada cresce de acordo com uma função logarítmica.

Para reservatórios com capacidade de armazenagem de até 400 m³ o acréscimo no volume anual coletado é expressivo, sendo que para reservatórios de maior capacidade este acréscimo é mais lento.

Pelos dados da tabela 1 verifica-se que quanto menor a demanda de água, maior é a confiabilidade do sistema de armazenagem, porém menor é o volume de água que pode ser aproveitado, fato que pode ser comprovado pelos dados da tabela 2.

No caso específico do aproveitamento de águas pluviais, para a condição analisada, recomenda-se a utilização de um reservatório com capacidade variando entre 300 m³ a 400 m³, para atender demandas diárias superiores a 80 m³/dia.

O fato do mesmo reservatório ser utilizado para atendimento de demandas distintas implica na confiabilidade do fornecimento de água, isto quer dizer que para atendimento das maiores demandas a confiabilidade do sistema será menor, ou seja, o reservatório permanecerá vazio por um maior número de dias.

Na tabela 3, são apresentadas as estimativas de custo do sistema de aproveitamento de água pluvial em função da capacidade do reservatório para atender uma demanda de 60 m³/dia.

Os itens considerados na estimativa de custos para as opções apresentadas, com base no ano de 2005, foram:

- a. Escavação e transporte de terra;
- b. Forma de madeira
- c. Concreto;
- d. Aço;
- e. Impermeabilização
- f. Canaleta e tubulação de coleta e transporte da água pluvial;
- g. Filtro tipo piscina

Deve ser observado que o cálculo do tempo de amortização foi feito com base em uma metodologia bastante simplificada, relacionando apenas o investimento inicial e a redução no consumo de água. Uma avaliação econômica mais rigorosa pode resultar em um período de retorno do investimento ligeiramente superior ao apresentado.

É importante observar que quanto menor a demanda a ser atendida, menor será o número de dias

com déficit de água, contudo, menor será o volume de água efetivamente aproveitado. Isto quer dizer que, em um sistema de aproveitamento de água de chuva deve-se priorizar o seu uso no período mais favorável, o que resulta em um maior benefício. Nos períodos secos o reservatório praticamente permanecerá vazio.

DISCUSSÕES

Os métodos atuais, para cálculo de reservatório de aproveitamento de águas pluviais, estão associados ao acúmulo de água para os dias de seca, ou seja, preocupa-se em regularizar a vazão ao longo do ano. Isto exige a construção de reservatórios com grande capacidade de armazenagem, o que pode inviabilizar a sua construção em situações específicas, ou então, limitar o potencial de aproveitamento de água da chuva pela limitação da disponibilidade.

O conceito básico da proposta apresentada neste trabalho é exatamente o oposto aos métodos tradicionais, pois procura maximizar o aproveitamento da água de chuva na época em que ela está ocorrendo e com isso reduzir o consumo de água de fontes tradicionais., o que é de grande interesse das indústrias.

O método de regularização vazões pode ser bem exemplificado pelo método de Rippl (Tomaz, 2003) e método da Análise Estatística dos Períodos de Seca (Kobiyama e Hansen, 2002, apud Silva e Tassi, 2005), entre outros.

A partir dos dados da tabela 4 é possível verificar qual seria o volume do reservatório pelo método de Rippl para o mesmo exemplo da indústria estudada com o método proposto neste trabalho. Foi considerado um coeficiente de aproveitamento de 80%.

Analisando-se a tabela 4, verifica-se que para o atendimento de uma demanda de 60 m³/dia, o volume do reservatório de armazenagem deveria ser de, aproximadamente, 7.900 m³ sendo suficiente para suprir esta demanda por 132 dias sem a ocorrência de chuva. Contudo, a construção de um reservatório com essa capacidade em uma instalação industrial localizada em centros urbanos apresenta viabilidade limitada. Ressalta-se que a utilização de outros métodos de regularização de vazões, com a aplicação de restrições como, por exemplo, redução da confiabilidade no atendimento da demanda, poderia conduzir a reservatórios menores, compatíveis com as restrições de área encontradas em áreas urbanas.

TABELA 4

Planilha de cálculo do reservatório pelo método de Rippl (para atendimento de uma demanda de 60 m³/dia)

Meses	Chuva Média (mm)	Área de Captação (m ²)	Volume de chuva (m ³)	Demanda Constante (m ³)	Déficit (m ³)	Diferença Acumulada (m ³)
Jan	415,6	16.960	5.638,86	1.800	-3.838,86	-
Fev	94,7	16.960	1.284,89	1.800	515,11	515,11
Mar	65,6	16.960	890,06	1.800	909,94	1.425,05
Abr	24,7	16.960	335,13	1.800	1.464,87	2.889,92
Mai	88,7	16.960	1.203,48	1.800	596,52	3.486,44
Jun	87,9	16.960	1.192,63	1.800	607,37	4.093,81
Jul	15,3	16.960	207,59	1.800	1.592,41	5.686,22
Ago	42,8	16.960	580,71	1.800	1.219,29	6.905,51
Set	89,1	16.960	1.208,91	1.800	591,09	7.496,60
Out	104,1	16.960	1.412,43	1.800	387,57	7.884,17
Nov	157,3	16.960	2.134,25	1.800	-334,25	7.549,92
Dez	160	16.960	2.170,88	1.800	-370,88	7.179,04
Totais	1.345,80		18.259,81	21.600		

Caso a área para instalação não fosse limitante, o custo de construção do reservatório com capacidade para 7.900 m³ seria próximo de R\$ 3.697.959,00. A redução da demanda de água de fontes tradicionais seria de 18.720 m³/ano, considerando uma vazão constante de 60 m³/dia, conduzindo a uma redução nos gastos com água equivalente a R\$ 127.440,00 por ano. Assim, o período necessário para a amortização do investimento seria de vinte e nove anos, pouco estimulador para sua implantação.

A título de comparação entre os dois métodos, para demandas variando de 60 a 100 m³, as tabelas 5 e 6 mostram os dados sobre o período de amortização dos investimentos necessários para a implantação do sistema de aproveitamento de água de chuva, os quais estão resumidos na figura 3.

Pela análise dos dados apresentados verifica-se, claramente, a diferença entre os dois conceitos empregados, ou seja, enquanto o método de Rippl, através da regularização de vazão tende a aumentar

TABELA 5

Volumes, custos e tempo de amortização para diferentes demandas, método de Rippl

Demanda (m ³ /dia)	reservatório (m ³)	Volume Economizado (m ³ /ano)	Custo do Sistema (R\$)	Economia (R\$/ano)	Tempo de Amortização (ano)
60	4.583	18.720	2.153.242	110.448	19,50
80	9.734	24.960	4.533.738	147.264	30,79
100	15.134	31.200	7.029.420	184.080	38,19

TABELA 6
Volumes, custos e tempo de amortização para diferentes demandas, método proposto

Demanda (m ³ /dia)	Reservatório (m ³)	Volume Economizado (m ³ /ano)	Custo do Sistema (R\$)	Economia (R\$/ano)	Tempo de Amortização (ano)
60	300	12.187	17.5313	71.903	2,44
80	300	13.738	17.5313	81.054	2,16
100	300	14.430	17.5313	85.137	2,06

36

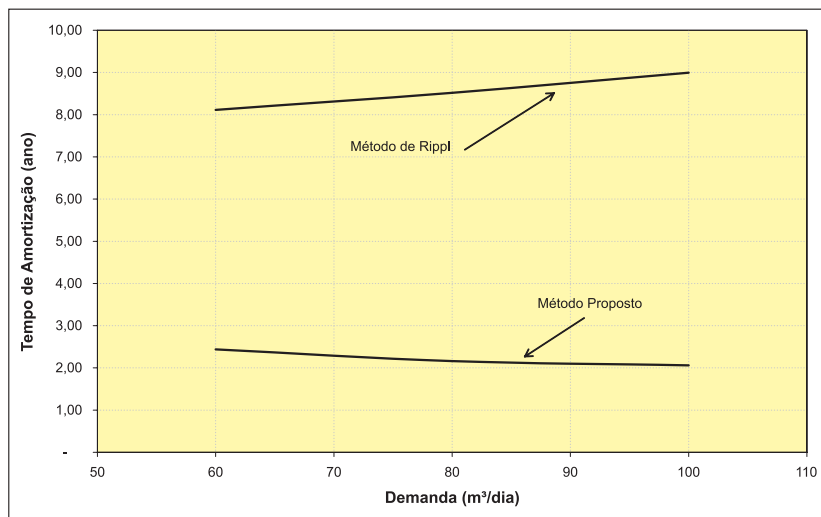


FIGURA 3. Comparação entre os métodos de Rippl e o Proposto: tempo de amortização em função da demanda atendida

seu volume para atender as demandas exercidas ao longo de todo o ano, o método proposto procura aproveitar o máximo volume de água de chuva, sem se preocupar com a confiabilidade do sistema para atendimento da demanda ao longo do ano.

A outra opção para cálculo é baseada no método proposto por Kobiyama e Hansen, utilizados por Silva e Tassi para o dimensionamento de reservatório para aproveitamento de água de chuva em uma residência (Silva e Tassi, 2005).

O método utilizado faz uma análise estatística de uma série histórica de precipitação na região de interesse, de maneira a identificar o número máximo de dias consecutivos sem a ocorrência de chuva para diferentes períodos de retorno. A partir dos dados obtidos e da demanda de água a ser atendida, determina-se o volume do reservatório.

No exemplo apresentado por Silva e Tassi (2005), para uma demanda de 0,337 m³/dia, obteve-se um reservatório de armazenagem com capacidade variando de 8,27 m³ a 12,32 m³, o que é função do período de retorno utilizado, sendo suficiente para atender a demanda exigida por um período de 24,5 a 36,5 dias. Então, a aplicação desta metodologia para a indústria considerada neste trabalho resultaria em um reservatório com capacidade muito superior àquela obtida por meio do método proposto.

Outro aspecto a ser considerado é que o método da análise estatística dos períodos de seca requer uma base de dados bastante extensa e o tratamento de todos os dados disponíveis, sem a garantia da aplicação prática dos resultados obtidos, principalmente no caso de industriais.

CONCLUSÕES

Para aplicações industriais, o que aumenta a viabilidade econômica da implantação de um sistema para aproveitamento de água de chuva é a utilização do máximo volume durante o período chuvoso, que vai de outubro a março no caso específico da Região Sudeste do Brasil. Por este conceito, mesmo que o reservatório permaneça vazio por um maior número de dias no ano, o volume total de água aproveitado será significativamente maior se comparado com aquele obtido com por meio de métodos que procuram obter sistemas com elevada confiabilidade de fornecimento.

Para o estudo de caso apresentado, uma alternativa eficaz, analisando-se as opções apresentadas para o aproveitamento de águas pluviais, é a construção de um reservatório com capacidade de 300 m³ para o atendimento de uma demanda de 100 m³/dia.

Em termos financeiros, o custo necessário de investimento para implantação deste sistema é de, aproximadamente, R\$ 175.513,00, resultando em redução no consumo de água de fontes tradicionais de, aproximadamente, 14.430 m³/ano, 46% do volume total consumido no ano, que representa cerca de R\$ 85.137,00

por ano nos custos com água, resultando num tempo de amortização do investimento de 2,06 anos.

Em relação à análise comparativa entre os métodos tradicionais e o método proposto pode-se afirmar, verificando os resultados, que o conceito de regularização de vazão para aproveitamento de águas pluviais, mostra-se pouco viável, pois podem conduzir a volumes de reservatórios incompatíveis com as condições encontradas no local de implantação.

Pelo método proposto, mesmo que o reservatório será menos utilizado durante o ano, o volume de água potencialmente aproveitável no período de chuva será significativamente maior.

Portanto, pode-se dizer que o conceito apresentado, de aproveitamento máximo da água pluvial nos dias de chuva, mostrou-se mais adequado do que o conceito tradicional de regularização de vazão, para o uso desta água como uma fonte alternativa e não como fonte única de abastecimento, o que é demonstrado técnica e economicamente.

É importante ressaltar, a necessidade de realizar um estudo detalhado da precipitação e da qualidade da água pluvial da região caso haja interesse na implantação de um sistema como o descrito neste estudo.

Referências

- MAY, S. 2004. **Estudo da viabilidade do aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em edificações**. 159 p. Dissertação (Mestrado Engenharia de Construção Civil e Urbana) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- SÃO PAULO. Secretaria do Governo Municipal. Comissão Municipal de Defesa Civil. 2001. **Boletim de leitura pluviométrica: valores diários**. São Paulo.
- SILVA, A.R.V.; TASSI, R. 2005. Dimensionamento e simulação do comportamento de um reservatório para aproveitamento de água da chuva: resultados preliminares. In:
- SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa, PB. **Anais**. [João Pessoa]: ABRH. 1 CD-ROM.
- SOUZA, P.A. 2003. **Método de cálculo de reservatório para descarte de água de chuva**. Comunicação pessoal ao Professor Ivanildo Hespanhol, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da EPUSP, janeiro de 2003.
- TOMAZ, P. 2003. **Aproveitamento de água de chuva**. São Paulo: Navegar. 180 p.
- VIVACQUA, M.C.R. 2005. **Qualidade da água do escoamento superficial urbano: revisão visando o uso local**. 179 p. Dissertação (Mestrado Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

José Carlos Mierzwa Professor Pesquisador do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – EPUSP. Coordenador de Projetos do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água – CIRRA. mierzwa@usp.br

Ivanildo Hespanhol Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da EPUSP. Diretor do CIRRA

Maurício Costa Cabral da Silva Engenheiro Civil pela Universidade Anhembi Morumbi. São Paulo/SP. Assessor Técnico do CIRRA

Luana Di Beo Rodrigues Engenheira de Produção pela Faculdade de Engenharia Industrial - FEI de São Bernardo do Campo. Especialista em Gestão e Tecnologias Ambientais pelo PECE – São Paulo. Assessora Técnica do CIRRA

Proposta metodológica de análise de benefício econômico em despoluição hídrica como instrumento de suporte à tomada de decisões: estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu

Maria Cristina Frisch Carvalho Marin
Monica Ferreira do Amaral Porto
Fabio Ramos
Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes

RESUMO: O processo decisório, no âmbito das Agências de Bacia Hidrográfica, deve se dar com base em instrumentos de suporte à tomada de decisões que considere maior objetividade nas decisões, mensure os objetivos pretendidos e aponte a alternativa mais viável de ser implementada, no âmbito das restrições orçamentária, tecnológica e física. É neste contexto, que se aborda a análise econômica de benefícios de despoluição hídrica, de tal forma auxiliar na hierarquização dos investimentos e na avaliação da capacidade de sustentação econômica desta atividade pela sociedade. A metodologia proposta baseia-se na quantificação dos benefícios a partir de um parâmetro de decisão, que relaciona o grau de redução de poluentes no corpo hídrico, a importância relativa dos usos dos recursos hídricos e dos parâmetros de qualidade da água. Esta metodologia foi empregada para avaliar os benefícios de cenários de medidas de despoluição em função da meta de despoluição, considerada igual à classe de uso estabelecida pelo atual enquadramento do corpo hídrico em questão. Os cenários avaliados foram: o proposto no âmbito do PROSAM – Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba, relativo ao programa PRA 03 – Esgoto Sanitário; e os propostos pelo Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu, realizado pela Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento do Estado do Paraná – SUDERHSA.

PALAVRAS-CHAVE: benefício econômico, auxílio à decisão

ABSTRACT: The Water Resource Plan is an important tool to assist in the implementation of the water resources policy and management. The formulation of the Plan is a responsibility of the Water Agencies. The decision process must be based on decision support instruments which will enable greater objectivity, measure the intended objectives and point out the best alternative to be implemented under financial, technological and physical restrictions. In this context, this paper presents an analysis of the economic benefits of pollution control measures, which can act as an auxiliary instrument to formulate a Water Plan for a river basin. The proposed methodology is based upon the evaluation of benefits as a function of a decision parameter, which relates the degree of reduction of pollutants in the water body and the relative importance of the uses of the water resources and the water quality parameters. This methodology was used to evaluate the economic performance of the PROSAM project, where the economic benefits were estimated using the acceptable water pollution level with its limits defined by law, and its associated cost of achievement as a reference.

KEY-WORDS: economic benefits, auxiliary decision

INTRODUÇÃO

O modelo institucional proposto pela Política Estadual de Recursos Hídricos do Paraná, disposta na Lei nº 12.726/99, é um modelo de responsabilidades

compartilhadas entre o Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Comitês de Bacias Hidrográficas e as Agências de Água. Estes agentes, assumindo papel de tomadores de decisão, são responsáveis diretos para a viabilização da política de recursos hídricos.

A Agência de Água da Bacia do Alto Iguaçu é responsável pela elaboração do Plano Diretor dos Recursos Hídricos na sua área de atuação, através da elaboração dos estudos necessários para a gestão dos recursos hídricos, da proposição do enquadramento dos corpos de água nas classes de uso e nos valores a serem cobrados pelo direito do uso dos recursos hídricos, entre outras competências.

O Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Alto Iguaçu, dentro do contexto do Plano de Despoluição Hídrica, deverá ser formulado e implementado para proporcionar o padrão de qualidade da água desejada pela sociedade, num determinado horizonte de projeto. O padrão de qualidade da água desejado deverá se constituir numa meta a ser perseguida por todas as medidas de despoluição hídrica implantadas na bacia em questão. Portanto, esta meta deverá ser factível e ter seus objetivos mensuráveis. O processo decisório quanto a definição da meta de despoluição hídrica, do caminho a ser percorrido para alcançá-la e do horizonte de projeto para implementá-la, é de responsabilidade dos representantes da sociedade que integram o Comitê da bacia, devendo estar pautado no consenso entre os interesses públicos e particulares, bem como, quanto aos benefícios que deverão ser rateados e os custos que deverão ser sustentados pela sociedade.

Portanto, o sucesso do Plano de Despoluição Hídrica está condicionado, entre outros aspectos, à existência de instrumento de tomada de decisão que auxilie na resolução de conflitos entre os múltiplos agentes, na construção da matriz de fontes de poluição hídrica, na quantificação dos benefícios e custos dos diversos cenários de despoluição hídrica passíveis de serem implantados na bacia hidrográfica, na seleção do cenário mais adequado à bacia em estudo e no fornecimento das bases para hierarquização dos investimentos.

Dentro deste contexto, realizou-se o projeto de pesquisa intitulado Análise da Sustentabilidade Econômica e Ambiental de Metas de Despoluição Hídrica: estudo caso da bacia do Alto Iguaçu. Alguns dos resultados deste projeto serão apresentados neste artigo, os quais se referem a: i) estruturação e construção da matriz de fontes de poluição hídrica da bacia do Alto Iguaçu; ii) construção de funções que relacionam custo de medidas de despoluição hídrica para diferentes graus de remoção de carga de esgoto e iii) avaliação dos benefícios econômicos de cenários de medidas de despoluição hídrica. Os cenários de medidas de despoluição hídrica avaliados foram os

propostos no Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (Superintendência, 2000). Também foi quantificado o benefício proporcionado pelo Programa PRA 03 – Esgoto Sanitário, formulado e implementado pelo PROSAM (Programa, 1991).

Destaca-se, entretanto, que a principal contribuição deste artigo é o de propor uma metodologia de avaliação de benefícios devido à implementação de medidas de despoluição hídrica numa bacia hidrográfica. O benefício econômico é quantificado em função da redução da concentração de poluentes do corpo d'água dentro do contexto da importância relativa dos usos dos recursos hídricos e dos parâmetros de qualidade da água.

Cumprir destacar que, esta metodologia possui caráter pioneiro em estudos de enquadramento de corpos hídricos, não havendo resultados similares na literatura nacional.

MATRIZ DE FONTES DE POLUIÇÃO HÍDRICA

A matriz de fontes de poluição hídrica da bacia do Alto Iguaçu foi construída a partir das informações constantes no Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (Superintendência, 2000), no Cadastro dos Usuários de Recursos Hídricos da Região Metropolitana de Curitiba (Suderhsa, 1999) e no Projeto Experimental para Análise de Outorgas de Direito de Uso da Água (Superintendência, 2003).

A matriz apresenta as principais fontes de poluição hídrica de origem pontual e difusa, as quais foram caracterizadas espacialmente e temporalmente. Em termos espaciais, foram construídas matrizes de fontes de poluição para o rio Iguaçu e para cada um dos seus principais afluentes, que são num total de 26. Em termos temporais, as matrizes de fontes de poluição foram construídas para os anos de 2005, 2010, 2015 e 2020 (Fernandes et al., 2005).

A matriz de fontes de poluição hídrica é composta por quatro grandes blocos de informações. O primeiro bloco caracteriza o rio em termos de suas características físicas, hidráulicas e também em termos da população total situada na bacia, a população que possui coleta e tratamento de esgoto. O segundo bloco de informações apresenta os dados de vazões do rio para diferentes permanências, sendo elas a de 95% e 50% de permanência e para a vazão de 7 dias de estiagem e 10 anos de recorrência.

O terceiro grande bloco se refere as vazões e cargas de esgotos remanescentes, em termos da demanda

bioquímica de oxigênio - DBO. As vazões de esgoto e cargas remanescentes de DBO foram caracterizadas para as fontes doméstica, industrial e difusa. Para o caso das fontes doméstica e industrial, buscou-se identificar as cargas oriundas dos grandes usuários dos recursos hídricos. Na matriz é possível identificar o usuário através de sua denominação/razão social; localização; origem: doméstico ou industrial; tipo de uso: captação, reservatório e lançamento de efluente; vazão e carga remanescente e a eficiência do tratamento. Para o caso do efluente de fonte difusa, foram avaliados os diferentes tipos de usos do solo da bacia e o percentual em termos de área em que eles ocorrem. As cargas difusas foram obtidas a partir da concentração média de DBO, em função do tipo de uso do solo, definida em bibliografia.

E finalmente, o quarto e último grande bloco apresenta os valores de concentração da DBO em função das cargas de esgoto lançadas no rio. Estes valores de concentração de DBO são os dados de entrada no modelo da qualidade da água a ser simulado para cada bacia hidrográfica analisada. As matrizes em questão foram construídas de tal forma a alimentar o modelo de qualidade da água QUAL2E da U. S. *Environmental Protection Agency*.

FUNÇÕES QUE RELACIONAM REMOÇÃO DE CARGA DE ESGOTO E OS RESPECTIVOS CUSTOS

Adicionalmente, funções que relacionam, para uma determinada medida de despoluição hídrica, a remoção de carga e o seu respectivo custo de implementação foram aqui consolidadas. As funções construídas se referem as estações de tratamento de esgoto, através dos processos dos tipos: ralf, lodos ativados e lagoa aerada. As informações que serviram de base para a construção destas funções foram obtidas junto a Agência Nacional de Água, relativas ao ano de 2003, conforme apresentadas na tabela 1.

Uma forma simples das funções de custo, porém com impacto positivo em termos de generalização de resultados, é apresentada na figura 1. Os resultados indicam um ajuste razoável aos dados, apesar do caráter preliminar da análise. As funções mostram que, por exemplo, o investimento necessário para a remoção de carga de DBO da ordem de 8.000kg/dia, é de R\$14 milhões quando o tratamento é realizado via lodo, de R\$ 11,7 milhões através de ralf e de R\$ 9,3 milhões através de lagoa aerada.

TABELA 1
Remoção e investimento total por ETE

Nome da ETE	Processo	Prestador	Remoção (kgDBO/dia)	Investimento total (R\$)	Eficiência (%)
São Luiz do Paratinga	Lagoa aerada seguida lagoa de decantação e desinfecção	Sabesp	314	2.343.657	85
Hortolândia			9.295	10.541.942	85
Lavapés/SJ dos Campos			12.000	21.049.200	80
Sorocaba I	Lodos ativados convencionais	SAAE	13.956	23.937.824	90
Aterrado - Volta Redonda	Lodos ativados por aeração prolongada		4.566	7.798.289	85
Ribeirão dos Toledos		DAE	2.203	4.357.521	85
Pinheirinho		-	1.783	5.074.102	90
Araretama	Lodos ativados por batelada	Sabesp	800	770.000	92,8
Piracicamirim	RALF seguido de reator aerado	Sabesp	1.996	1.380.674	85
Cic/Xisto	RALF seguido de reator anaeróbia	Sanepar	11.882	16.385.504	60
Capuava	RALF seguido de reator aerado	DAEV	4.734	8.445.664	85,1
Tamandaré	RALF seguido por flotação por ar dissolvido	Sanepar	863	3.518.729	85
Padilha Sul - Curitiba	RALF seguido de reator anaeróbia		10.355	15.972.474	60
Santa Mônica	UASB seguida de reator anaeróbio	Sanasa	1.456	5.945.927	-

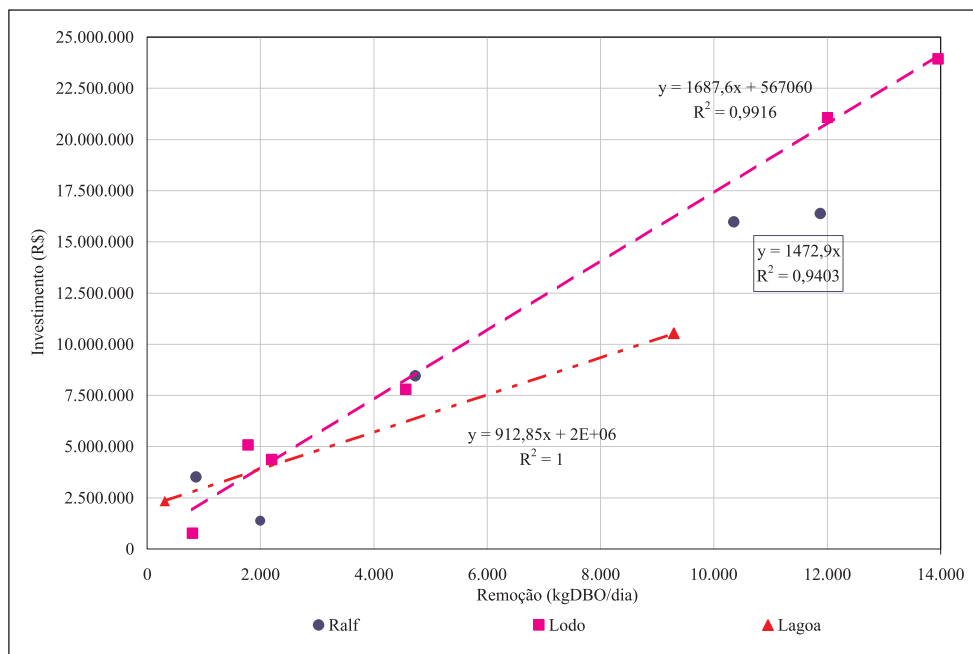


FIGURA 1. Funções que relacionam remoção de efluente e investimento para ETE's com processos do tipo RALF, LODO e LAGOA

CONCEITOS BÁSICOS PARA A QUANTIFICAÇÃO DOS BENEFÍCIOS ECONÔMICO DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA

A avaliação de benefícios de medidas de despoluição hídrica proposta baseia-se nas considerações de que as intervenções de caráter público objetivam a provisão de bens e serviços que aumentam o bem-estar da sociedade e que a variação do nível de qualidade da água altera o nível de bem-estar das pessoas. Portanto, é possível identificar através de avaliações agregadas da sociedade as medidas de sua disposição a pagar ou aceitar em relação a estas variações. Por exemplo, poder-se-ia pesquisar junto à sociedade qual o acréscimo de impostos ou de tarifas que considerariam aceitável pagar para que um determinado rio atingisse nível aceitável de poluição, segundo o enquadramento proposto pela legislação.

Entretanto, para o emprego da metodologia de valores agregados é fundamental verificar a percepção

da sociedade como um todo do benefício pretendido. Todavia, a sociedade tem pouca sensibilidade em avaliar os benefícios em despoluição hídrica, devido, principalmente, pelo fato que a poluição ocorre em áreas distintas e freqüentemente distantes de sua origem.

No entanto, segundo Ramos e Marin (2000) “considera-se que a decisão de recuperar a qualidade dos recursos hídricos é uma decisão de caráter global, de recuperação do ambiente global, decisão esta fundamental à espécie humana. É uma decisão da sociedade que os corpos d’água atinjam graus de qualidade que atendam o seu enquadramento, segundo legislação específica, decisão esta tomada pelos legítimos representantes desta sociedade, tanto a nível federal, estadual ou municipal.”

Ramos e Marin (2000) consideram ainda que a decisão de investir na melhoria da qualidade da água **já está tomada**. Toma-se, portanto, como absolutas as decisões legais no âmbito nacional, que estabelecem os

níveis críticos máximos aceitáveis para corpos d'água através de seu enquadramento em classes de uso. Esta hipótese de ter a sociedade decidido despoluir é apoiada na ausência de oposição, contestação ou dúvida. A questão principal é como fazer, e principalmente como pagar. Logo, segundo Ramos e Marin (2000) a questão de se ter um método de avaliação de benefícios se destina à hierarquização dos investimentos, ao seu cronograma de implantação e à capacidade de sustentação econômica desta atividade pela sociedade.

Pode-se afirmar que existe uma função de benefício de despoluição hídrica, não facilmente traduzida por uma expressão matemática, mas suficientemente compreendida pela sociedade que justifica os investimentos realizados e a realizar. Tal função poderia ter como base simplesmente a avaliação do benefício igual a remoção do poluente, ou seja:

$$\text{Benefício} = \Delta C_{\text{poluente } t} \quad (1)$$

onde $\Delta C_{\text{poluente } t}$ representa a redução da concentração do poluente "t".

Uma extensão deste conceito é considerar as bases da análise custo-utilidade, empregando pesos relativos para avaliar os benefícios da despoluição hídrica ao longo da bacia hidrográfica. É válido considerar a redução de concentração do poluente no contexto da importância do uso do corpo hídrico em que a medida de despoluição é implantada. Por exemplo, a importância da redução da concentração de poluentes em um rio situado em área de manancial poderá ser distinta em relação à mesma redução ocorrendo em rios cuja atividade principal é a navegação. Com relação aos parâmetros de qualidade da água, utilizados na avaliação dos benefícios, pode-se também estabelecer graus relativos de importância da redução ou ganho de concentrações destes parâmetros. E ainda, as importâncias relativas, traduzidas em pesos relativos, poderão ser definidas pelos representantes dos usuários dos recursos hídricos, dentro do contexto dos Comitês de Bacias Hidrográficas, de tal forma a refletir as reais necessidades básicas e anseios da sociedade quanto aos recursos hídricos.

Desta maneira, considerou-se a avaliação de benefícios como função não só da redução da concentração de poluentes, mas também dos pesos relativos dos usos dos recursos hídricos e dos parâmetros de qualidade da água. Sendo assim, tem-se que:

$$\text{Benefício} = (\Delta C_{\text{poluente } t} \times \text{peso}) \quad (2)$$

METODOLOGIA PARA QUANTIFICAÇÃO DOS BENEFÍCIOS ECONÔMICOS DE MEDIDAS DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA

A quantificação de benefícios de medidas de despoluição hídrica, proposta por Marin (2001), é realizada pela avaliação direta de benefícios em grandezas de redução das concentrações de poluentes. A medição das reduções de concentração de poluentes é realizada através de seções de controle situadas ao longo da bacia hidrográfica, as quais devem ser localizadas estrategicamente em função da vocação da bacia hidrográfica.

A ferramenta de tomada de decisões quanto à hierarquização de investimentos em despoluição hídrica, deve avaliar a redução da concentração de poluentes dentro do contexto da importância relativa dos usos dos recursos hídricos da bacia hidrográfica.

Após a identificação dos usos dos recursos hídricos predominantes na bacia hidrográfica, atribui-se pesos relativos a estes usos, com o objetivo de identificar o seu grau de importância em função das necessidades básicas e dos principais interesses dos usuários da bacia (Marin, 2001). A definição destes pesos deve ser obtida por consenso entre técnicos, especialistas e usuários dos recursos hídricos, considerando as peculiaridades de cada bacia hidrográfica em análise.

Dentro deste contexto, a importância relativa das seções de controle quanto ao uso dos recursos hídricos é função do grau de ocorrência de cada uso, na seção de controle estudada e do peso do uso do recurso hídrico (Marin, 2001).

Outro aspecto relevante na avaliação dos benefícios de despoluição hídrica é a escolha dos parâmetros de qualidade da água envolvidos na análise, os quais devem caracterizar todos os tipos de fontes de poluição e todos os tipos de poluentes que levam à degradação da qualidade da água. A metodologia de avaliação de benefícios prevê a alocação de pesos relativos aos parâmetros de qualidade da água, refletindo a importância relativa entre os parâmetros avaliados.

Os benefícios econômicos relativos às intervenções em despoluição hídrica, segundo proposto por Marin (2001) são quantificados através de um parâmetro de decisão, denominado de parâmetro Z, que tem como objetivo identificar o cenário de medidas de despoluição hídrica mais adequado à bacia em estudo, dentro de um horizonte de projeto estabelecido, e principalmente fornecer bases para a hierarquização dos investimentos. Esta metodologia está consolidada

num instrumento de auxílio à tomada de decisão, a partir de um algoritmo de avaliação de benefício.

O modelo matemático proposto por Marin (2001) para a quantificação do parâmetro de decisão Z é formado pela média ponderada entre as reduções de concentração de poluentes e a importância relativa dos parâmetros de qualidade da água e das seções de controle em função dos usos dos recursos hídricos. Portanto, o benefício econômico de intervenções em despoluição hídrica pode ser quantificado através da seguinte expressão:

$$Z_m = \frac{B_1 \cdot \text{peso}_1 + B_2 \cdot \text{peso}_2 + \dots + B_m \cdot \text{peso}_m}{\text{peso}_1 + \text{peso}_2 + \dots + \text{peso}_m} \quad (3)$$

Onde:

Z_m = Parâmetro de decisão que representa o benefício quanto à implantação de medidas de despoluição hídrica que compõem um determinado cenário de despoluição. O parâmetro de decisão Z representa o benefício proporcionado por um determinado conjunto de medidas em relação à bacia hidrográfica como um todo;

m = seção de controle mais a jusante da área em estudo;

peso_i = peso da seção de controle i de acordo com a utilização dos recursos hídricos, com i variando de 1 a m ;

B_i = este termo é função da variação da concentração dos parâmetros de qualidade de água e do peso relativo do parâmetro de qualidade da água, conforme mostra a equação a seguir.

$$B_i = \Delta C_{r_1} \cdot q_1 + \Delta C_{r_2} \cdot q_2 + \dots + \Delta C_{r_p} \cdot q_p,$$

para qualquer seção de controle i (4)

Onde:

ΔC_r = redução da concentração do parâmetro de qualidade da água r na seção de controle i , com r variando de 1 a p e i variando de 1 a m . O valor de m é o número total de seções de controle;

q = peso relativo do parâmetro de qualidade da água r .

Os pesos relativos dos parâmetros de qualidade da água considerados na formulação matemática acima devem necessariamente somar 1 numa mesma seção de controle i .

Os benefícios dos cenários de medidas de despoluição hídrica, implantados ao longo de toda a bacia hidrográfica, serão sempre quantificados em relação a seção de controle mais a jusante da bacia.,

Portanto, independente da região da bacia que está sendo proposta a implantação de medidas de despoluição, a avaliação dos benefícios deve considerar, não apenas o benefício local de despoluição, mas também os reflexos dessas medidas em relação a toda a bacia em estudo.

Segundo Marin (2001), o resultado do parâmetro de decisão Z representa o benefício econômico das medidas de despoluição hídrica ao final do horizonte de projeto. Sendo assim, para que se possa comparar os benefícios de despoluição entre os diversos cenários a serem analisados, é proposto que este parâmetro seja trazido ao valor presente (VP(Z)) através da equação abaixo.

$$VP(Z) = \sum_{t=1}^n \frac{Z_t}{(1+j)^t} \quad (5)$$

Onde: VP(Z) = valor presente do parâmetro de decisão Z ;

j = taxa de desconto anual;

t = números de anos, com t variando de 1 a n .

A QUANTIFICAÇÃO MONETÁRIA DO BENEFÍCIO DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA

Marin (2001) considera-se que a quantificação monetária dos benefícios proporcionados pela implantação de medidas de despoluição hídrica num corpo d'água seja função do parâmetro de decisão Z e de um coeficiente monetário k . O parâmetro Z está associado ao fato gerador da mudança das condições físico-química-biológica dos corpos d'água e do valor de uso dos recursos hídricos perante à sociedade. O coeficiente monetário introduz, por sua vez, a dimensão econômica da despoluição hídrica.

Com base nesta proposição, a tarefa, então, é determinar a forma da função Benefício que melhor represente monetariamente os benefícios proporcionados pela despoluição hídrica. Podemos supor que existe uma enorme gama de possibilidades de representação desta função de Benefício. Entretanto, Marin (2001) optou, por questão de simplicidade e como hipótese conservadora, adotar como uma função linear. Sendo assim, adotou-se a função Benefício B , em termos monetários, como sendo

$$B = k \cdot Z \quad (6)$$

Onde: B é o benefício da despoluição hídrica em termos monetários (R\$);

k é o coeficiente monetário (R\$/ Z);

Z é o parâmetro de decisão que representa o benefício da despoluição hídrica.

Definida, então, a forma da função Benefício B , resta quantificar o coeficiente monetário k . Adota-se, neste trabalho, a hipótese de que a quantificação do coeficiente monetário k se dá com base na meta relativa aos objetivos de qualidade pretendida pelo Plano de Despoluição Hídrica de uma bacia hidrográfica.

Sendo assim, Marin (2001) coloca que, uma vez atingida a meta proposta, com a implantação do cenário ideal de medidas de despoluição, não haverá mais incentivo a investir em despoluição hídrica. Logo, nesta situação, o parâmetro de decisão Z é definido como o parâmetro Z_{ideal} e a relação Benefício/Custo (B/C) do cenário ideal é igual a um.

O coeficiente monetário k , segundo a metodologia proposta, é obtido considerando a implantação do cenário ideal para o atendimento da meta de despoluição hídrica proposta, o que acarreta na seguinte relação:

$$B/C = 1 \therefore B = C; \quad (7)$$

$B = C = k.Z$, logo para a situação da implantação do cenário ideal, tem-se

$$k = (C/Z)_{ideal} \quad (9)$$

Onde: k é o coeficiente monetário ($R\$/Z$);
 C é o custo do cenário ideal de despoluição hídrica ($R\%$);
 Z_{ideal} é o parâmetro Z para o cenário ideal de despoluição hídrica.

Portanto, com o coeficiente monetário definido é possível quantificar o benefício proporcionado pela implantação de qualquer medida de despoluição hídrica numa bacia hidrográfica em termos monetários.

Destaca-se, entretanto, que a metodologia proposta para a quantificação monetária dos benefícios é extremamente simplista, uma vez que se supôs a linearidade da função Benefício em relação ao parâmetro de decisão Z e o coeficiente monetário k .

No entanto, uma vez aceita a simplificação da linearidade da função $B = k.Z$, a questão primordial, a hierarquização dos investimentos, fica resolvida, independentemente do valor de k . Definindo a questão da hierarquização como a maximização da diferença entre o benefício e o custo, por exemplo, e assumindo que o conjunto de restrições sobre

as variáveis de decisão é convexo, as decisões não mudam com o parâmetro k , na sua forma absoluta, mas apenas variam com o peso relativo das variáveis de decisão. Ou seja, a solução para a otimização de uma função:

$$\text{MAX } G_1 = k_1.x_1 + k_2.x_2 + k_3.x_3 \quad (10)$$

é igual à solução para

$$\text{MAX } G_2 = 100.k_1.x_1 + 100.k_2.x_2 + 100.k_3.x_3 \quad (11)$$

dado que o conjunto de restrições é convexo e o mesmo para os dois casos.

Assim, a aceitação da linearidade, ou quase-linearidade da função de benefício $B = k.Z$, faz com que o algoritmo proposto de decisão dos investimentos seja adequado à solução do problema.

ESTUDO DE CASO: BACIA DO ALTO IGUAÇU

Este estudo de caso se refere a quantificação dos benefícios da implantação das medidas que compõe o programa PRA 03 – Esgoto Sanitário, formulado e já implementado no âmbito do PROSAM. Este programa é composto pela ampliação da rede de coleta e do tratamento do esgoto sanitário na RMC. Este cenário será denominado ao longo deste estudo de caso de **cenário A**, cujo custo de implantação é de 54,49 milhões de dólares (Programa, 1991).

A Suderhsa, no âmbito do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu, propôs inicialmente dois cenários de medidas de despoluição hídrica, atuando nas três principais fontes de poluição da Bacia do Alto Iguaçu: doméstica, industrial e difusa. Estes cenários, denominados por **cenários C e D**, também terão seus benefícios avaliados. Uma breve descrição dos cenários **C e D** é apresentada a seguir.

As medidas de despoluição, propostas pela Superintendência (2000) para compor os cenários **C e D**, relativas às cargas domésticas são eliminação de ligações irregulares de esgoto e implantação de sistema de coleta, transporte, tratamento e disposição final de esgoto urbano. Com relação às cargas industriais, as medidas se referem ao sistema de tratamento de efluentes industriais e para o caso das cargas difusas, as medidas contemplam ampliação e melhoria dos serviços de varrição de áreas urbanas. As medidas de gestão consideradas no Plano de Despoluição englobam a disciplina, fiscalização e controle do uso

do solo, controle e fiscalização das fontes doméstica, industrial e difusa de poluição hídrica, definição de medidas de segurança para reduzir os riscos com descargas acidentais e programa de educação ambiental (Superintendência, 2000).

O **cenário C**, segundo Superintendência (2000), foi construído considerando a implantação de um **conjunto razoável de medidas**, compatível com a tecnologia existente no país, sem a preocupação com a ordem de magnitude dos custos que o conjunto destas medidas acarretaria. O custo de implantação deste cenário foi estimado em R\$ 750 milhões. Com este cenário implantado é possível avaliar se as medidas propostas, dentro do horizonte de projeto de 20 anos, proporcionam reduções de concentrações de poluentes suficientes para atender ao enquadramento das classes dos rios da Bacia do Alto Iguaçu, conforme disposto na Portaria SUREHMA nº 20/92.

O **cenário D** foi criado a partir do cenário anterior, onde se considerou a reprogramação das medidas propostas neste cenário de acordo com as necessidades prioritárias quanto às **questões ambientais** e com base em **restrições orçamentárias**. Este cenário foi construído de tal forma que o custo total de implantação seja igual as estimativas de recursos orçamentários a serem destinados a implantação do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu. Estes recursos compõem-se da parcela do valor arrecadado pela cobrança pelo direito de uso dos recursos hídricos na Bacia do Alto Iguaçu, destinada ao Plano de Despoluição Hídrica, somada aos recursos provenientes do convênio firmado entre o Instituto Ambiental do Paraná, a SANEPAR e o Programa de Saneamento Básico - PARANASAN financiado pelo Estado do Paraná. Segundo Superintendência (2000), estima-se que o valor a ser arrecadado pela cobrança do direito de uso dos recursos hídricos, destinado ao Plano de Despoluição Hídrica, ao longo dos 20 anos de projeto, é cerca de 516 milhões de reais e os recursos provenientes do convênio IAP, da SANEPAR e do PARANASAN totalizam da ordem de 181 milhões de reais. Portanto, o cenário em questão será aquele formado por um conjunto de medidas de despoluição hídrica cujo custo total é de 697 milhões de reais Os valores citados referem-se ao ano 2000.

As medidas de gestão, serviços e obras a serem implantadas no cenário em questão, são basicamente as mesmas que as do cenário anterior, porém com a postergação das datas de implantação de algumas obras, ou de partes delas, em decorrência das restrições orçamentárias. Como consequência deste

critério, algumas obras ficaram fora do plano, tendo sua implantação adiada para após o período de planejamento, ou seja, após o ano 2020.

Para compatibilização dos custos de implantação dos cenários avaliados, fez-se a correção dos custos dos cenários **C** e **D** para o dólar, utilizando a taxa de US\$1,00 igual a R\$2,00. Logo, o custo de implantação do cenário **C** é de US\$ 429,49 milhões e do cenário **D** é de US\$ 402,99 milhões.

Aplicação do Algoritmo de Avaliação de Benefício de Despoluição Hídrica na Bacia do Alto Iguaçu

Para a avaliação dos benefícios proporcionados pelas medidas de despoluição hídrica foram selecionadas nove seções de controle, ao longo do rio Iguaçu. A localização das seções de controle e sua nomenclatura são apresentadas na figura 2.

Para o cálculo do benefício em despoluição hídrica, através do parâmetro Z , é necessário conhecer a importância relativa das seções de controle em função dos usos dos recursos hídricos e o grau de redução do poluente em função da medida de despoluição hídrica.

A importância relativa de cada seção de controle foi quantificada através do grau de ocorrência de cada tipo de uso situado na área incremental que drena a seção de controle estudada e da importância relativa destes usos em relação aos demais.

O grau de ocorrência de cada uso situado na área que drena uma determinada seção de controle, em relação a toda a bacia do Alto Iguaçu, foi quantificado em Superintendência (2000). Os pesos relativos dos usos dos recursos hídricos predominantes nesta bacia foram propostos, em caráter preliminar, pelos técnicos da Suderhsa, envolvidos na construção do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (Superintendência, 2000). A tabela 2 apresenta o resultado deste exercício.

Os benefícios econômicos do programa PRA 03 – Esgoto Sanitário - **cenário A**, já implementado, e dos **cenários futuros C e D** foram avaliados em relação ao **cenário base**. No **cenário base** não se considerou a implementação de qualquer medida de despoluição hídrica ao longo da bacia do Alto Iguaçu.

O parâmetro de qualidade da água considerado na avaliação de benefícios em despoluição hídrica é o DBO. Este parâmetro caracteriza exclusivamente a matéria orgânica, encontrada predominantemente

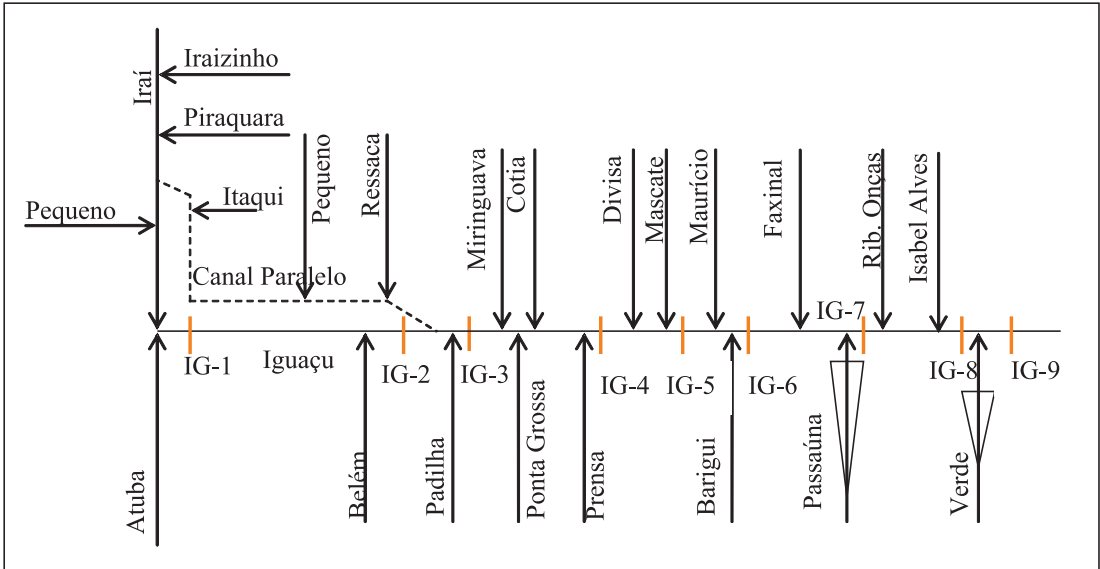


FIGURA 2. Diagrama topológico da Bacia do Alto Iguaçu (Superintendência, 2000)

TABELA 2
Importância relativa dos usos dos recursos hídricos (Suderhsa,2000)

Usos dos recursos hídricos	Importância relativa (Peso)
Abastecimento Urbano	10
Usos ecológicos*	8
Abastecimento Industrial	5
Recreação e lazer	3
Assimilação de esgoto doméstico	2
Assimilação de esgoto industrial	2
Assimilação de esgoto difuso	2
Irrigação	2
Dessedentação de animais	2
Piscicultura	2

(*) destinados à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas

TABELA 3
Concentrações de DBO (mg/l) relativo a vazão de 95% de permanência

Seção de controle	Importância relativa dos usos dos recursos hídricos acumulada (%)	Concentração de DBO por cenários de despoluição (mg/l)			
		BASE ⁽¹⁾	A ⁽²⁾	C ⁽³⁾	D ⁽³⁾
IG-1	12,28	57,2	28,8	15,9	19,8
IG-2	17,34	46,1	30,9	18,4	24,2
IG-3	53,50	51,6	31,2	16,6	22,5
IG-4	62,78	32,0	21,9	11,4	16,3
IG-5	63,72	34,3	21,8	10,8	16,4
IG-6	79,26	33,9	27,6	11,9	17,9
IG-7	94,73	29,4	25,1	10,7	16,4
IG-8	95,12	22,7	22,7	9,5	14,8
IG-9	100,00	22,2	20,9	8,9	13,8

Fonte: (1) Concentração de DBO antes da intervenção, Prosam (1991); (2) Concentração de DBO após a intervenção relativa ao ano de 1999, Superintendência (2000); (3) Concentração de DBO após a intervenção relativa ao ano de 2005, Superintendência (2000)

nos efluentes domésticos. Não obstante, as fontes predominantes de poluição são de origem doméstica, industrial e difusa. As concentrações do poluente para cada cenário avaliado, relativas a vazão de 95% de permanência são apresentadas na tabela 3. As concentrações dos cenários **A** e de **base** se referem ao ano de 1999 e dos cenários **C** e **D** ao ano de 2005.

Os resultados da avaliação de benefício, em termos do parâmetro de decisão **Z**, são apresentados na tabela 4. Os resultados constantes nesta tabela são relativos ao valor presente (ano de 1999), obtidos admitindo-se a taxa de desconto de 12% ao ano.

TABELA 4
Resultados da avaliação dos benefícios de despoluição hídrica dos cenários A, C e D, em termos do parâmetro Z, no valor presente

Ano	Cenário A	Cenário C	Cenário D
2005	0,91	2,5	1,8

Os resultados da modelagem de qualidade da água mostraram que as concentrações finais dos poluentes, ao longo de quase toda Bacia do Alto Iguaçu, após a implementação das intervenções propostas tanto nos

cenários **A**, **C** e **D**, não atendem a meta de qualidade da água relativa a classe 2, conforme o enquadramento disposto na Portaria SUREHMA nº 20/92. Esta assertiva pode ser constatada na figura 3.

Verificou-se, então, qual é o grau de atendimento de cada cenário em relação a meta proposta. Para consubstanciar esta análise, criou-se um cenário hipotético denominado de **cenário Ideal**, composto por todas as medidas de despoluição hídrica necessárias para atingir a meta legal. Aplicou-se o algoritmo de avaliação de benefício ao **cenário Ideal** em relação ao **cenário base**, em que **não** se considera implementação de intervenções ao longo da bacia.

Admitiu-se que as medidas de despoluição que compõem o **cenário Ideal** proporcionam redução de poluentes de tal forma que, já no ano 2005, as concentrações dos parâmetros de qualidade da água, em toda a Bacia do Alto Iguaçu, atendam os níveis de concentração segundo o enquadramento proposto.

O resultado da avaliação de benefício do **cenário Ideal**, para o ano 2005, em termos do parâmetro **Z** é de 6,9. Este resultado refere-se ao valor presente (ano 1999), admitindo-se a taxa de desconto de 12% ao ano. O valor do parâmetro **Z** do **cenário Ideal** traduz o máximo benefício a ser alcançado dentro do contexto da meta estabelecida, sendo este o valor base

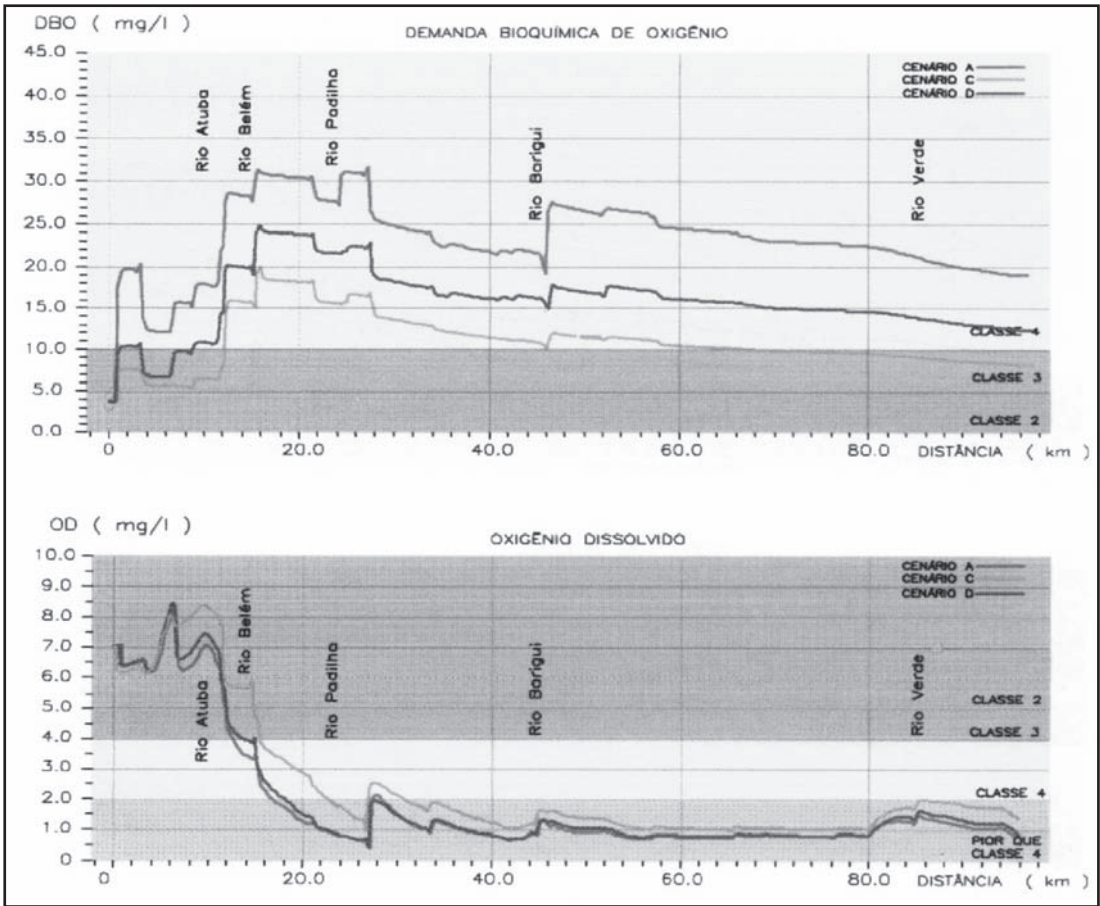


FIGURA 3. Concentração dos parâmetros de qualidade da água para os cenários A, C e D - ano 2005 (Fonte: Superintendência, 2000)

de comparação dos benefícios proporcionados pelos demais cenários de despoluição hídrica.

Confrontando os resultados do parâmetro de decisão – Z, entre o **cenário Ideal** e os cenários propostos **A**, **C** e **D**, verifica-se que a relação Z/Z_{ideal} das medidas que compõem os cenários citados, em relação ao ano 2005, são respectivamente 13%, 36% e 26%. Ou seja, o cenário **C**, que é aquele com a maior relação Z_C/Z_{ideal} , possui benefício da ordem de 36% em relação ao benefício proporcionado pelo **cenário Ideal**.

QUANTIFICAÇÃO MONETÁRIA DOS BENEFÍCIOS ECONÔMICOS E DA RELAÇÃO B/C DOS CENÁRIOS DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA

Segundo a metodologia proposta para quantificação monetária de benefícios em despoluição hídrica, tem-se que o benefício do cenário de despoluição em termos monetário é obtido pela seguinte relação:

$$B = Z \cdot (C/Z)_{ideal}$$

FIGURA 4. Relação entre Z/Zideal e o custo de implantação do cenário de despoluição

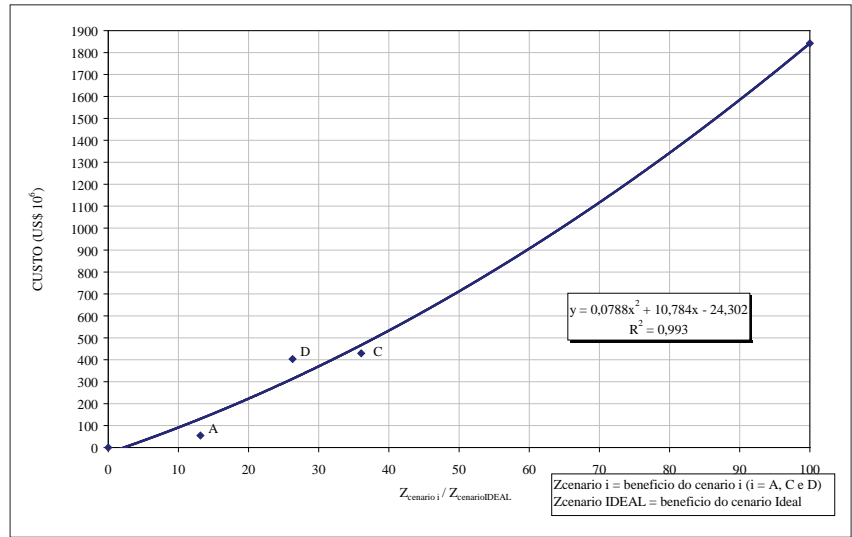
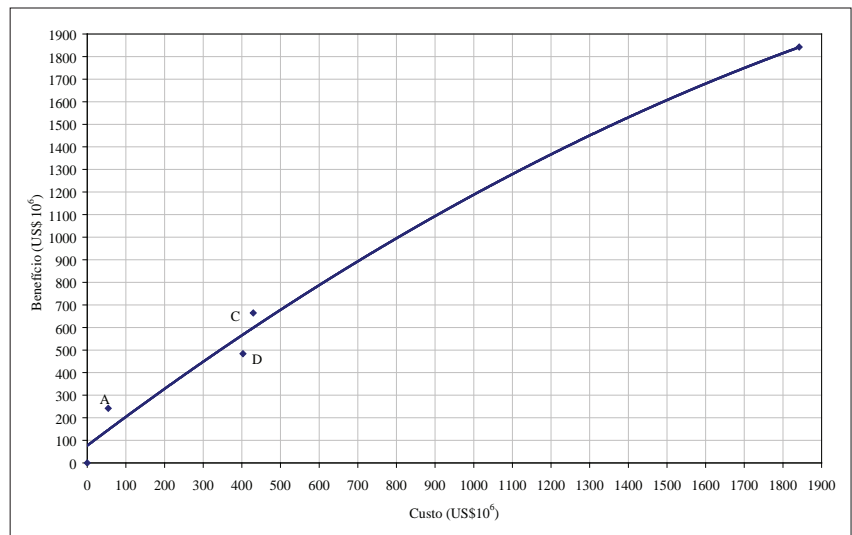


TABELA 5
Benefício econômico e a relação B/C dos cenários avaliados

Cenário	Custo (US\$10 ⁶)	Custo acumulado com o cenário A (US\$10 ⁶)	Benefício (US\$10 ⁶)	B/C
A	54,49	54,49	242,06	4,4
C	375,00	429,49	664,15	1,5
D	348,50	402,99	483,91	1,2
Ideal	1.842,20	1.842,20	1.842,20	1,0

FIGURA 5. Relação entre benefício e custo dos cenários de medidas de despoluição



Portanto, para a quantificação monetária dos benefícios econômicos proporcionados pelo Programa PRA03 – **cenário A** e dos **cenários C e D** é necessário, primeiramente, estimar o custo de implantação do **cenário Ideal**.

O custo do **cenário Ideal** foi estimado considerando a relação entre os parâmetros de decisão Z dos cenários avaliados em função do **cenário Ideal**, Z/Z_{ideal} , e de seus custos de implantação, conforme ilustra a figura 4. A partir do conjunto de pontos apresentado na figura 4, identificou-se a curva de melhor ajuste aos pontos, resultando num polinômio de segundo grau. Conhecida, então, a curva que melhor relaciona as variáveis Z/Z_{ideal} e custo, e dado que o **cenário Ideal** possui a relação Z/Z_{ideal} igual a 1, foi possível estimar seu custo de implantação, que é da ordem de 1,84 bilhões de dólares.

Estimado o custo do **cenário Ideal**, passa-se então, para a quantificação dos benefícios monetários dos cenários avaliados, conforme a metodologia proposta. Os benefícios monetários dos cenários **A, C e D** e as respectivas relações B/C são apresentados na tabela 5 a seguir. A relação do benefício e custo dos cenários avaliados é apresentada na figura 5.

Os resultados mostraram que apesar dos cenários **A, C e D** estarem muito aquém dos benefícios gerados pelo **cenário ideal**, as suas relações de benefício/custo mostraram-se viáveis. O **cenário A**, já implementado pelo PROSAM, apresentou a relação de B/C igual a 4,4 e os cenários **C e D**, propostos no âmbito do Plano de Despoluição Hídrica, obtiveram relações de B/C iguais a 1,5 e 1,2 respectivamente.

Isto posto, a metodologia proposta permite que outros cenários de medidas de despoluição hídrica possam ser avaliados em termos de benefício econômico, o qual em conjunto com os custos das intervenções, nortearão o processo decisório, de forma objetiva e clara, quanto a seleção do melhor cenário, levando em consideração a vocação da bacia hidrográfica, a eficiência das medidas de despoluição hídrica e as restrições orçamentárias.

CONCLUSÕES

Este trabalho foi desenvolvido admitindo que a decisão de investir na melhoria da qualidade da água **já está tomada pela** sociedade. Toma-se, portanto, como absolutas as decisões legais no âmbito nacional, que estabelecem os níveis críticos máximos aceitáveis para corpos d'água através de seu enquadramento em classes de uso. Logo, segundo Ramos e Marin (2000), a questão de se ter um método de avaliação de benefícios se destina à hierarquiza-

ção dos investimentos, ao seu cronograma de implantação e à capacidade de sustentação econômica desta atividade pela sociedade. É neste contexto que se construiu a metodologia de quantificação de benefícios econômicos da despoluição hídrica através do parâmetro Z .

O parâmetro Z é quantificado levando em consideração três aspectos: i) a eficiência da medida de despoluição hídrica proposta, através do grau de redução da concentração dos poluentes (ΔC); ii) o trecho do rio beneficiado pelo impacto da despoluição hídrica, através da consideração da importância relativa dos usos dos recursos hídricos do trecho em questão (peso da seção de controle) e iii) a importância relativa dos parâmetros de qualidade da água considerados (peso do parâmetro de qualidade da água), estabelecendo assim quais parâmetros são prioritários em termos de sua recuperação. Vale destacar que a importância relativa dos usos dos recursos hídricos e dos parâmetros de qualidade da água deve ser definida pelos representantes da sociedade que integram o Comitê da Bacia Hidrográfica em questão. Um aspecto conceitual relevante de concepção matemática do mencionado parâmetro é a sua flexibilidade de adicionar mais atributos dos que aqui testados. Claramente, reflete um grande potencial de evolução para sua aplicação. Uma estratégia potencial é de aplicação dentro do contexto da análise de multi-critérios.

Com o parâmetro Z quantificado é possível avaliar a que distância, em termos de benefício, um determinado cenário de medidas de despoluição hídrica está em relação ao **cenário ideal**. No estudo de caso apresentado, foi possível também quantificar a relação entre o parâmetro Z e os custos de implantação das medidas de despoluição hídrica. Esta relação poderá contribuir significativamente na proposição das metas progressivas de enquadramento e na construção de um Plano de Despoluição Hídrica da bacia hidrográfica, segundo a vocação da bacia hidrográfica e as restrições orçamentárias.

DEDICATÓRIA (*in memoriam*)

Este artigo é dedicado ao grande amigo e Professor Fabio Ramos, idealizador deste trabalho e pelo reconhecimento de seu importante papel na construção e na partilha de seus conhecimentos e de suas experiências nas áreas de recursos hídricos e energia.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa é fruto do apoio de diversas instituições que direta ou indiretamente contribuíram para sua execução, a saber: SUDERHSA, FINEP, CT-Hidro, CNPq.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). 2003. **Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília.
- FERNANDES, C.V.S.; MARIN, M.C.F.C.; BAUMLE, A.M.B.; GROXKO, P.G.; MACHADO, E.S. 2005. **Análise de sustentabilidade econômica e ambiental de metas de despoluição hídrica: relatório final do Projeto Iguaçú**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, Programa Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.
- MARIN, M.C.F.C. 2001. **Análise de benefício econômico em despoluição hídrica como instrumento de suporte à tomada de decisões em gestão de recursos hídricos**. 240 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Exatas. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica.
- PROGRAMA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA. 1991. **Detalhamento dos componentes e sub componentes**. Curitiba.
- RAMOS, F.; MARIN, M.C.F.C. 2000. **Metodologia de avaliação de benefícios de medidas de despoluição hídrica**. Curitiba: Suderhsa. 30 p.
- SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO (Paraná). 1999. **Cadastro de usuários dos recursos hídricos da região metropolitana de Curitiba**. Curitiba: Montgomery Watson Brasil. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/meioambiente/Suderhsa>>.
- SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO (Paraná). 2000. **Plano de despoluição hídrica da bacia do Alto Iguaçú**. Curitiba.
- SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO (Paraná). 2003. **Projeto experimental para análise de outorgas**. Curitiba: Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/meioambiente/Suderhsa>>.
- SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE (Paraná). 1995. Portaria SUREHMA n. 20 de 12 de maio de 1992. Enquadrar os cursos d'água da Bacia do Alto Iguaçú de domínio do estado do Paraná. In: PARANÁ. Secretaria Municipal de Meio Ambiente. **Coletânea de legislação ambiental**. Curitiba: EAP.

Maria Cristina Frisch Carvalho Marin Aluna do curso de doutorado – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Brasil (crismarin.dhs@ufpr.br)

Monica Ferreira do Amaral Porto Professora Titular – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Brasil (mporto@usp.br)

Fabio Ramos Professor – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal do Paraná – Brasil

Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes Professor Adjunto – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal do Paraná – Brasil (cris.dhs@ufpr.br)

Prevenção contra inundações naturais na União Europeia. Conceitos-chave no contexto de uma gestão do risco

A. Betâmio de Almeida

RESUMO: De entre os eventos de origem natural que provocam mais prejuízos ou danos à sociedade, as inundações e as inundações ocupam uma posição relevante e constituem uma ameaça actual em todo o mundo. Na Europa, entre 1998 e 2002, ocorreram mais de 100 inundações destruidoras, em particular na Europa Central e de Leste. Estas inundações foram a causa de cerca de 700 vítimas mortais e da deslocação forçada de cerca de 500 mil pessoas. As compensações (seguros) ultrapassaram os 25 biliões de euros. Para além dos danos sociais, humanos e económicos, há ainda que contar com os danos ambientais e culturais. As inundações nas zonas urbanas, em particular as “inundações rápidas”, e as inundações costeiras são uma preocupação muito especial. Os cenários decorrentes das alterações climáticas globais, indiciam uma tendência para um agravamento significativo das ocorrências de inundações de Inverno na Europa Ocidental e de inundações de Verão na Europa Central e Oriental.

Enfrentar este problema da Sociedade constitui um grande desafio para ciência e a Engenharia. O presente artigo tem por âmbito a descrição dos conceitos-chave de novas tendências na prevenção das inundações na União Europeia.

PALAVRAS CHAVE: Planeamento, Risco, Gestão, Vulnerabilidade, Inundação, Directiva U.E.

ABSTRACT: Among the natural events that cause major losses and damages, the floods have a relevant position and constitute a real threat around the world. In Europe, between 1998 and 2002, more than 100 destructive floods occurred, specially in Western and Eastern Europe. These floods caused about 700 victims and the displacement of nearly 500 thousands persons. The insurance claims attained more than 25 000 millions of euros. Beyond the social, the human and the economic damages, it is also important to consider the environmental and cultural damages.

The inundation in urban areas, specially the “flash floods”, and the coastal floods deserve a very special care. The climate change scenarios indicate a trend for a potential increase of winter flooding in Western Europe and summer flooding in central and Western Europe. To face this threat is a great challenge for the Science and Engineering.

The purpose of the present work is to describe the general concepts and planning tools developed in the European Union in order to mitigate the flood threat.

KEYWORDS: Planning, Risk, Management, Vulnerability, Flood, E.U. Directive.

INTRODUÇÃO

A prevenção contra as inundações tem como objectivo principal a mitigação das respectivas consequências, de um modo estruturado e racional.

As inundações podem ter diversas causas: fenómenos atmosféricos, agitação marítima, deslizamentos, sismos e colapsos de estruturas, entre outros. Quando resultam de fenómenos naturais, as causas não podem ser evitadas quando estão para além da nossa capacidade de intervenção. Contudo, é possível não agravar ou mesmo diminuir a magnitude das inundações e as respectivas consequências. As catástrofes quando ocorrem resultam da conjugação de eventos

extraordinários e de vulnerabilidades da responsabilidade humana.

No contexto da gestão dos riscos naturais, as metodologias gerais actualmente consideradas como as mais adequadas são semelhantes às adoptadas noutros tipos de eventos. Contudo, há que ter em conta a especificidade das inundações, nomeadamente:

- A origem, em particular o que concerne as características climáticas e a respectiva alteração ao nível global.
- O percurso e as alterações que vão sendo introduzidas nas bacias e nas linhas de água (uso do solo, obras, urbanizações intensas).

- ☒ As consequências humanas, sociais, económicas e ambientais.
- ☒ A percepção social relativa ao perigo e ao risco de inundações e a forma como as populações estão integradas na estratégia de prevenção.

Os conceitos-chave mais relevantes e as novas tendências e instrumentos de protecção contra inundações na União Europeia são objecto de atenção especial no presente trabalho.

INSTRUMENTOS COMUNITÁRIOS DE PREVENÇÃO

Nas últimas duas décadas têm surgido novas iniciativas ou metodologias para prevenção de inundações. Na sequência de diversas acções de países europeus (na década de 80 e 90), salientam-se algumas iniciativas recentes da União Europeia nomeadamente o reforço da cooperação no âmbito de protecção civil (2001), a criação do Fundo de Solidariedade da União Europeia, para auxílio financeiro rápido em caso de grandes catástrofes e para ajudar as populações a regressar a condições de vida normais, e do European Flood Alert System, para permitir a elaboração de simulações antecipadas de inundações através da Europa (2002).

A Comunicação da Comissão sobre gestão dos riscos de inundação e protecção contra as inundações e inundações, sua prevenção e mitigação, de 2004, constituiu uma introdução à proposta de uma Directiva relativa à avaliação e gestão dos riscos de inundações que foi recentemente aprovada (Setembro de 2007) e que é um instrumento importante de orientação, planeamento e gestão de medidas e de comunicação ao público. Esta Directiva constitui uma das respostas da União Europeia aos perigos das inundações naturais, em particular, após a ocorrência de inundações relevantes na Europa Central (2002). A intervenção da Comissão Europeia é, também, justificada pelo facto de muitas das bacias hidrográficas europeias serem partilhadas por mais de um Estado-membro. As acções concertadas poderão conduzir a medidas de prevenção mais eficientes.

O espírito da Directiva baseia-se em alguns conceitos-chave muito relevantes na actualidade, a saber:

- ☒ Risco
- ☒ Incertezas
- ☒ Sustentabilidade
- ☒ Responsabilidade do Estado e do Cidadão

Em termos gerais, a nova Directiva cria um quadro de referência para a gestão do risco de inundações que deverá ser coordenado com a Directiva-Quadro da Água de 2000. Na Directiva das inundações¹ é proposto um processo base estruturado em três etapas:

- ☒ Avaliação preliminar do risco de inundações
- ☒ Elaboração de mapas de risco de inundações para as zonas onde o risco seja significativo
- ☒ Elaboração de planos de gestão do risco de inundações com medidas para reduzir a probabilidade de inundação e as consequências potenciais.

Atendendo ao facto da Directiva se basear de um modo consistente na gestão do risco desenvolvem-se seguidamente algumas considerações sobre o conceito do risco.

RISCO DE INUNDAÇÕES

Estruturação do Processo de Inundações

A linguagem associado ao conceito de risco está sendo incorporada progressivamente no planeamento referente à protecção contra inundações (Gouldby e Samuels, 2005 e Vrijling et al., 1995).

A definição técnica do risco pode integrar os seguintes três conceitos:

- ☒ Evento perigoso (“*hazard*”) – incerto mas susceptível de ser caracterizado probabilisticamente no que concerne a respectiva ocorrência potencial e magnitude física.
- ☒ Exposição – conjunto de bens pessoais, materiais ou ambientais susceptíveis de serem atingidos ou danificados pelo impacto resultante do evento perigoso em causa.
- ☒ Vulnerabilidade – grau expectável de dano ou de perda de resistência do exposto impacto resultante do evento perigoso. De acordo com Peeling et al., 2004, trata-se de um conceito fundamental e da responsabilidade humana sendo mesmo discutível a designação de catástrofe natural.

No quadro de uma análise do risco, o processo físico associado à ocorrência de inundações naturais pode ser sistematizado do seguinte modo (Smith e Ward, 1998):

¹ http://europa.eu.int/comm/environment/water/flood_risk/index.htm.

Origem – processo de formação de inundação envolvendo a caracterização das causas, das respectivas ocorrências e frequência (probabilidade).

Percurso ou Rasto – Processo de propagação da inundação, como vector perigoso, através de linhas de água – percursos naturais ou estruturas hidráulicas, incluindo estruturas de controlo e de protecção contra inundações e a caracterização (probabilística) do respectivo comportamento (resistência ou colapso).

Receptor – Ocupação das áreas sujeitas a inundações e expostas ao respectivo impacto de inundação, incluindo pessoas, bens materiais e económicos, ambientais, património cultural, vegetação e animais.

Consequências – Resultado do impacto que pode ser caracterizado por mortes, destruição de bens, danos económicos, interrupção de serviços, poluição e traumas psicológicos.

Conceito do risco

A génese do risco está associada à interacção da inundação perigosa com a vulnerabilidade dos bens em exposição ou expostas ao impacto das inundações. A inundação, como perigo, é caracterizada pelas respectivas características físicas ou magnitude (caudal de ponta, volume, duração entre outras) e pela probabilidade de ocorrência. O risco é um conceito multi-disciplinar complexo. Na dimensão técnico-científica simplificada, o risco pode ser definido do seguinte modo:

RISCO = (Probabilidade da cadeia de acontecimentos desde a origem até ao impacto) x (Consequências de impacto da inundação)

A probabilidade terá de ser decomposta nos diferentes componentes consoante as características da bacia hidrográfica ou zona costeira, as sobreposições de eventos e as características do comportamento dos diferentes sistemas naturais ou tecnológicos (e.g. estruturas de protecção) ao longo do percurso. Operacionalmente poder-se-á considerar a seguinte expressão equivalente para cada magnitude da inundação:

RISCO = (Probabilidade de inundação com magnitude M) x (Probabilidade de danos | inundação com magnitude M) x (Danos D)

Atendendo a que as inundações poderão ter uma variação contínua de magnitudes e provocar uma variação também contínua de danos, o risco total de inundações numa área pode ser obtido do seguinte modo:

$$\text{RISCO} = \int_{I_0}^{M_{\max}} \int_U^{D_{\max}} f_p(M) \cdot f_p(D|M) \cdot D dM dD \quad (1)$$

Sendo M_{\max} e D_{\max} os valores máximos prováveis ou possíveis das magnitudes e dos danos, f_p as funções de densidade de probabilidade e D os danos. Por definição D_{\max} coincidirá com o valor inicial exposto ao impacto das inundações (valor sem danos). De um modo simplificado, a expressão anterior pode ser reduzida a um número finito N de situações potenciais de inundação:

$$\text{RISCO} = \sum_{i=1}^N P_M(M) \bar{D}_i(M) \quad (2)$$

Sendo \bar{D} o valor expectável ou provável dos danos associados a uma inundação de intensidade M na área em causa. Qualquer das definições é ainda equivalente a considerar o risco como valor expectável dos danos no período de tempo considerado (cada ano ou n anos)

Vulnerabilidade

A vulnerabilidade é um conceito associado ao do risco que pode ser introduzido do seguinte modo na expressão do risco:

$$\text{Risco} = \text{probabilidade (magnitude)} \times D_{\max} \times \frac{D}{D_{\max}}$$

sendo:

D_{\max} o valor quantitativo dos bens expostos ao impacto com uma determinada magnitude (de inundação) e,
 $\frac{D}{D_{\max}}$, os danos potenciais relativos decorrentes do impacto do referido evento (vulnerabilidade específica).

Nesta conformidade, o risco quantitativo pode ser estruturado do seguinte modo (Figura 1):

$$\text{Risco} = \text{Prob (Magnitude)} \cdot E \cdot V_c$$

Sendo

E = exposição à inundação (e.g. número de pessoas, de habitações ou valores económicos)

V_c = vulnerabilidade específica (danos potenciais resultantes) associados à inundação.

A vulnerabilidade traduz, assim, uma tendência de realização de consequências sob o efeito do impacto de uma inundação com determinada magnitude.

De uma forma heurística e teoricamente generalizada pode entender-se que o produto $E \cdot V_c$ corresponderá à vulnerabilidade total (prejuízos totais) correspondente a um determinado tipo de danos ocorridos (económicos, humanos e ambientais...) no conjunto de bens expostos ao impacto de uma inundação com uma determinada magnitude.

A avaliação e caracterização de vulnerabilidade física e económica dos bens pode ser obtida de forma directa (análise e avaliação – levantamento de indemnizações e de prejuízos de inundações ocorridas no passado). O conceito de vulnerabilidade é complementar do conceito de resiliência dos sistemas face à ocorrência dos eventos.

Para efeitos de planeamento podem-se definir indicadores e índices de vulnerabilidade compostos (e.g. Almeida et al., 2003 ou Plate, 2007) integrando diversas dimensões não passíveis de serem caracterizadas de um modo uniforme (e.g. baseado em valores monetários ou número de vidas humanas).

A caracterização de vulnerabilidades associadas a inundações é, actualmente, um domínio muito activo

de pesquisa experimental (e.g. Grã-Bretanha, 2006; Kelman, 2002).

Gestão do risco

A Directiva incentiva a uma gestão do risco (ciclo do risco) efectiva incluindo:

- ▣ Prevenção: atenuar danos evitando a construção de casas e a colocação de indústrias nas áreas de inundação, adoptando o desenvolvimento futuro ao risco de inundações; e promovendo boas práticas do uso do solo (agricultura e floresta).
- ▣ Protecção: implementação de medidas, estruturais e não-estruturais, para reduzir a frequência de inundações e o respectivo impacto em inundações locais específicos.
- ▣ Preparação: informação de população sobre os riscos de inundações e sobre o modo de proceder num evento real.
- ▣ Resposta de Emergência: desenvolvimento de planos de emergência (protecção civil).

Recuperação: retorno ou condições normais mitigando os danos materiais e morais ocorridos.

No Quadro 1 apresenta-se um esquema de uma metodologia geral de análise e decisão para selecção

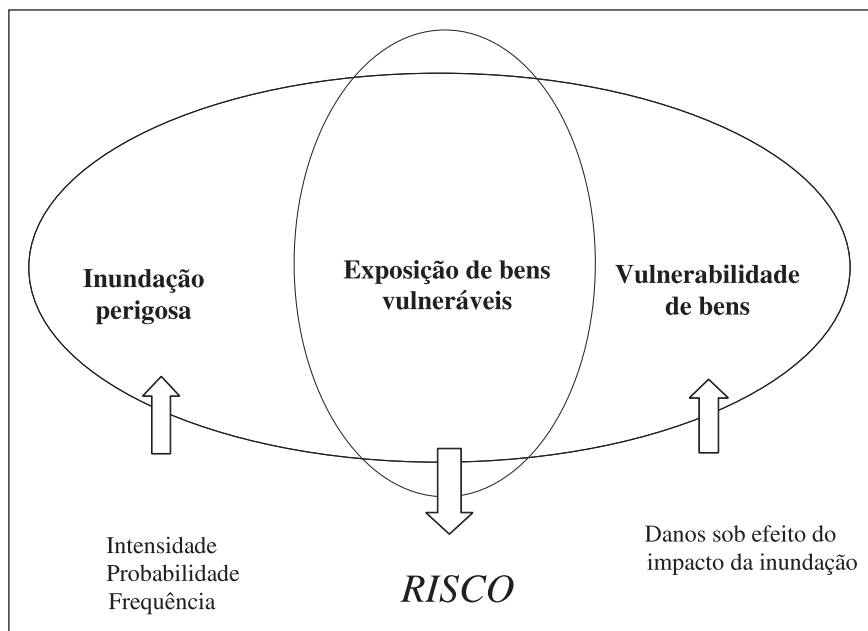


FIGURA 1. Representação do conceito geral técnico de risco de inundações

de medidas de prevenção ou de mitigação de riscos. na U.E. diversos países têm vindo a desenvolver e a implementar metodologias adequadas da gestão do risco de inundações (e.g. Fleming, 2002).

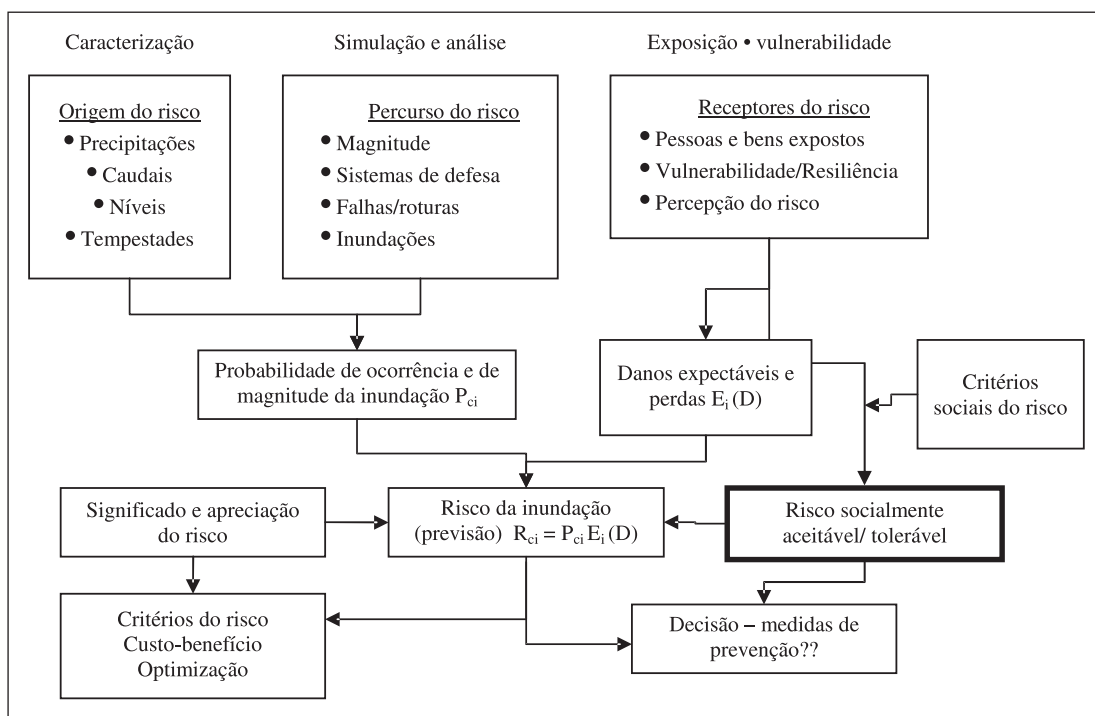
Processo de Decisão

A gestão do risco terá como objectivo principal a manutenção ou a diminuição do risco que deverá ser periodicamente avaliado e apreciado tendo em conta os critérios de aceitabilidade ou tolerância adoptados pela Sociedade. A análise quantitativa do risco permite a avaliação do valor do risco de inundações associado a uma determinada área geográfica. Atendendo às diferentes dimensões do risco, nomeadamente a dimensão psicológica individual e social, a análise do risco nem sempre é concordante com os resultados da percepção do risco (e.g. Lima e Faisca, 1992). Este aspecto é particularmente importante

para os processos de apreciação do risco, de decisão, de comunicação do risco e de implementação de medidas de prevenção.

Para orientar as decisões de prevenção, há que proceder à avaliação e análise dos riscos nas diferentes situações e para as diferentes soluções e aplicar critérios de decisão que orientem a selecção de medidas, tendo em conta a comunicação e participação do público. A responsabilidade dos diferentes actores deve ser explicitada e a não aceitação de cada situação de risco deve ser justificada. Neste processo podem ser considerados critérios de aceitação/tolerância social ao risco (metodologias aceites ou propostas em alguns países). O processo de decisão insere-se num processo dinâmico e social conforme se apresenta na Figura 2 (Plate, 2007).

Os critérios de decisão na selecção de medidas de prevenção e de mitigação de riscos podem incluir a



Quadro 1 – Esquema de metodologia de análise e decisão

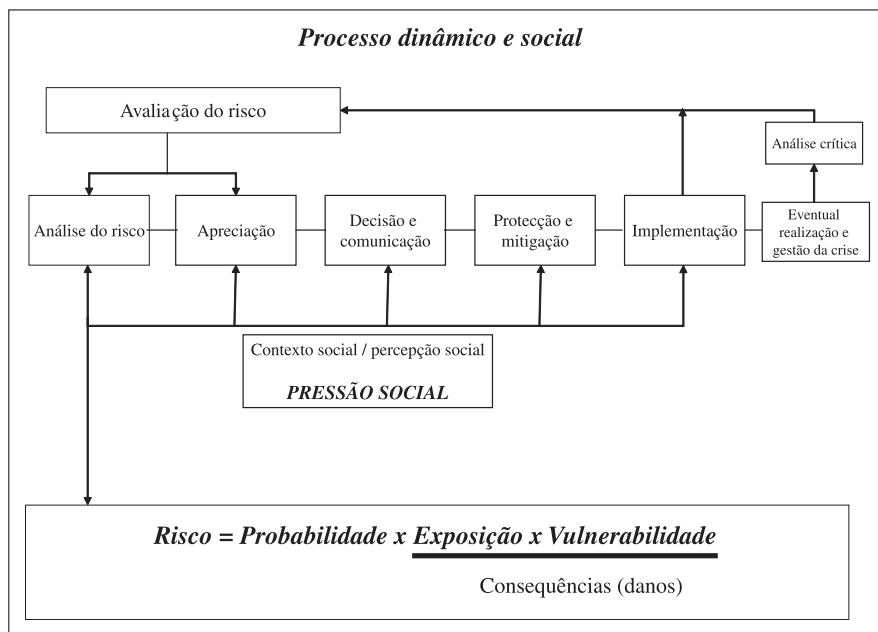


FIGURA 2. Processo dinâmico e social de decisão relativo ao risco de inundações

consideração de critérios de aceitabilidade e de tolerância a nível individual e social (et al., 1995) e indicadores de eficiência na relação entre a redução do risco residual e os custos das respectivas medidas.

A questão de fixação do nível de risco pode ser resolvido através da procura do nível óptimo do ponto de vista económico incluindo os danos expectáveis de risco ao longo da vida da obra e os custos do sistema de mitigação.

DESAFIOS COLOCADOS PELA DIRECTIVA

A Directiva de Inundações da UE consolida e enquadra, a nível europeu, tendências que foram surgindo no séc. XX no que concerne a gestão dos riscos de inundações:

Avaliação Preliminar do Risco (a implementar até 2011)

Propõe a análise do risco, tendo em conta inundações históricas e os estudos de desenvolvimento e de ocupação do solo futuros que tenham implicação no risco de inundações, a caracterização da probabilidade de ocorrência de inundações tendo em conta

as alterações climáticas e do uso do solo e previsão das consequências estimadas de inundações futuras na segurança de pessoas, do ambiente, do património cultural e das actividades económicas. Esta avaliação inclui regiões hidrográficas e zonas costeiras.

Mapeamento do risco de inundações (a implementar até 2013)

A elaboração de mapas de inundação tem vindo a ser executada em diversos países nas últimas décadas com diferentes finalidades e resultados. Em Portugal, o Decreto-Lei 364/98 estabelece a obrigatoriedade da elaboração de cartas de zonas inundáveis nos municípios com aglomerados urbanos que foram atingidos por inundações num período que inclui, pelo menos o ano de 1967 e que não estejam abrangidos por zonas adjacentes classificadas. O regulamento de Segurança de Barragens também exige a elaboração de mapas de inundação. Os Planos de Bacia Hidrográfica elaborados em Portugal incluem, também, informação mapeada relevante.

A Directiva consolida este instrumento com o objectivo de aumentar a sensibilização do público, justificar processos de decisão e planos de gestão do

risco, de ordenamento territorial e de emergência (planos de evacuação e sistemas de aviso às populações).

A Directiva refere três tipos de cenários de inundação associados a probabilidade fracas, médias e elevadas. Para cada cenário devem indicar-se os seguintes elementos: âmbito da inundação, profundidades de água e velocidades ou caudais. Refere, também, a necessidade de elaboração de mapas de potenciais danos (número de habitantes e potenciais danos económicos e ambientais).

Os mapas de risco poderão ser obtidos por sobreposição de três camadas: inundações (probabilidades), ocupação (exposição) e danos (vulnerabilidade x exposição).

Em alguns países, verifica-se a tendência para a utilização dos mapas de risco como base para o estabelecimento de seguros individuais (transferência do risco e danos económicos).

Planos de gestão do risco (a implementar até 2015)

Estes planos terão como objectivo principal o estabelecimento de directrizes para a identificação e implementação de medidas de redução do risco de inundações incluindo a definição do nível de protecção (definição de critérios de aceitação). Abrangem todos os aspectos de gestão dos riscos de inundação (prevenção, protecção e preparação para as situações de inundação, incluindo sistemas de previsão e de alerta).

GESTÃO DAS INCERTEZAS

A gestão e análise do risco, bem como muitas das actividades técnicas e científicas, estão associadas a incertezas a diversos tipos de incertezas. Podem ser considerados dois grandes tipos de incertezas: as incertezas epistémicas ou de conhecimento e as incertezas aleatórias.

A consideração das incertezas implica a adopção de métodos de propagação da caracterização das diversas incertezas nos modelos de simulação e de cálculo (e.g. aplicação do método de Monte Carlo).

A Directiva refere uma forte relevância de incertezas: o impacto das alterações climáticas no risco das inundações. É um desafio relevante na medida em que se pretende ter uma caracterização da possível variação probabilística em projecção de dezenas de anos. A política defendida na UE é da adopção de medidas de adaptação preventivas e escalonadas (e.g.

Arnell et al., 2005; European, 2007; Voortman e Vrijling, 2004).



SENSIBILIZAÇÃO DO PÚBLICO

As acções de sensibilização, de preparação e de comunicação envolvendo o público constituem um objectivo forte numa gestão do risco. Para além dos sistemas de informações institucionais existentes (e.g. o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos - SNIRH, em Portugal) será útil explorar as novas tecnologias e processos de comunicação do risco apelando a uma maior responsabilização do cidadão e um melhor entendimento dos fenómenos aleatórios e do risco.

A título de exemplo, salientam-se as recomendações de algumas instituições europeias no sentido de ser evitada a utilização de expressão “período de retorno” substituindo-a por expressões mais explícitas de probabilidade de ocorrência. Pretende-se, deste modo, afastar a convicção de uma periodicidade fixa e chamar a atenção para a possibilidade do evento ocorrer em cada ano e que a probabilidade de ocorrência variará consoante o período de n anos considerado.

ESTRATÉGIAS GERAIS DE MEDIDAS DE PREVENÇÃO

Na concepção e selecção de medidas de protecção para áreas do risco, a Sociedade e a Engenharia têm ao seu dispor três tipos de estratégias gerais para a prevenção contra inundações e inundações naturais, a saber (Figura 3):

-  1ª Estratégia – “*Manter as inundações afastadas das pessoas*”, adoptando medidas estruturais de controlo através da construção de barragens e diques e programas de conservação do solo e da água. Esta estratégia (milénar) não se revela suficiente para a sociedade contemporânea.
-  2ª Estratégia – reconhecendo a impossibilidade de garantir o risco nulo, incide em acções tendentes a evitar o uso ou a ocupação de áreas sujeitas a perigo de inundação ou seja, “*manter as pessoas afastadas das inundações*” através de medidas não-estruturais (zonamentos e proibições) que se tornam cada vez mais difíceis de implementar e de poder garantir o objectivo pretendido atendendo às ocupações existentes.

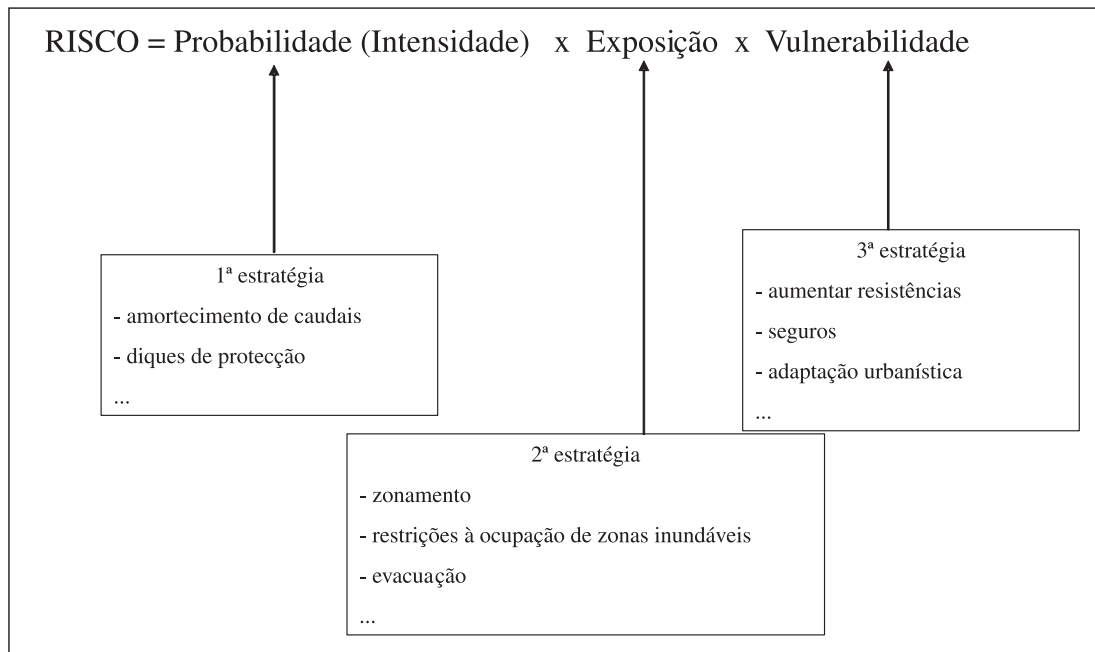


FIGURA 3. Estratégias de prevenção para mitigação do risco de inundações

☞ 3ª Estratégia – baseia-se na aceitação, caso a caso, de condições potenciais de ocorrência de inundações ou de inundação, concentrando acções na preparação de medidas mitigadoras locais e integradas que permitam aumentar a resiliência e o regresso rápido à normalidade ou seja “*aceitar as inundações e limpar depois*”.

As três estratégias podem (devem) ser combinadas e ajustadas a cada situação na óptica da gestão do risco sustentável, sem esquecer a dimensão da respectiva percepção pública. Esta dimensão pode revelar-se fundamental nos eventos mais significativos. Estas dimensões são tidas em conta na definição de estratégias inovadoras a aplicar em zonas com ocupação consolidadas (e.g. Grã-Bretanha, 2005).

As Inundações de New Orleans

As inundações na cidade de New Orleans, em 2005, motivaram um extraordinário esforço de investigação e de análise das condições de risco e de

sistemas de defesa estruturais existentes e futuros que começa a estar disponível ao público.

De entre os diferentes relatórios técnicos de inquérito ao sucedido, refere-se American, 2006. Esta comissão recomenda as seguintes acções:

1. Colocar a segurança na frente das prioridades públicas, nomeadamente, no que concerne os impactos de inundações pouco frequentes.

2. Quantificação dos riscos de um modo periódico em todas as áreas dos países sujeitas a inundações significativas.

3. Comunicar os riscos ao público e decidir quando é que um risco é aceitável, incluindo programas especiais de comunicação do risco ao público.

4. Repensar todo o sistema de defesa, incluindo o uso do solo e a resposta de emergência.

5. Corrigir deficiências e tornar os diques mais resistentes após galgamento.

6. Nomear um responsável único gerir os sistemas de protecção.

7. Melhorar a coordenação e a cooperação.


O estudo das consequências do evento estão a permitir rever métodos de avaliação de danos e de vulnerabilidades (e.g. Maaskant, 2007).

Estas medidas estão em concordância com a filosofia geral da Directiva da União Europeia e traduzem tendências dominantes na gestão e prevenção do risco de inundações, independentemente da situação específicas em consideração.


CONSIDERAÇÕES FINAIS


A Directiva das Inundações da União Europeia consolida, a nível europeu, um conjunto de metodologias e de tendências que têm vindo a ser desenvolvidas em diversos países.


Como instrumento de planeamento e de orientação na selecção de medidas de prevenção, a Directiva baseia-se de um modo consistente no conceito da gestão e da avaliação do risco. Este facto constitui um desafio e uma oportunidade para a engenharia. Salientam-se os seguintes aspectos:


 desenvolvimento da caracterização probabilística de comportamentos naturais, estruturais e

não-estruturais e o estudo da percepção pública do risco de inundações exigindo a interdisciplinaridade das equipas de investigação;

 desenvolvimento de metodologias operacionais de caracterização e de mitigação de vulnerabilidades adaptadas a cada país;

 incremento de metodologias adequadas de selecção de medidas considerando critérios de aceitação social do risco;

 utilização de mapas de risco para diversas finalidades: informação pública, planeamento de medidas e ordenamento do território;

 elaboração de estudos referentes à possível influencia da mudança climática na caracterização dos riscos de inundações (medidas de adaptação).

A protecção contra “inundações rápidas” em áreas urbanas é um tópico prioritário atendendo às vulnerabilidades específicas dessas zonas. Outra área prioritária é a que diz respeito a inundações em zonas costeiras tendo em conta a subida de nível médio do mar.

Referências

- ALMEIDA, A.B. et al. (Ed.). 2003. **Dam break flood risk management in Portugal**. Lisboa: LNEC. 265 p.
- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. 2006. **Hurricane Katrina: one year later. What must we do next?** Reston.
- ARNELL, N. et al. 2005. **Vulnerability to abrupt climate change in Europe**. Norwich: Tyndall Centre for Climate Change Research. (Tyndall Centre Technical Report, 34).
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2007. **Climate change and water adaptation issues**. Copenhagen. 114 p. (EEA Technical Report n.2/2007).
- FLEMING, G. (Ed.). 2002. **Flood risk management: learning live with rivers**. London: Thomas Telford. 250 p.
- GOULDBY, B.; SAMUELS, P. 2005. **Language of risk: project definitions**. Wallingford: FLOODsite. 56 p. (Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies. Report T32-04-01).
- GRÃ-BRETANHA. Department for Environment Food and Rural Affairs. 2005. **Making space for water: taking forward a new Government strategy for flood and coastal erosion risk management in England**. London. 45 p.
- GRÃ-BRETANHA. Department for Environment Food and Rural Affairs. 2006. **Flood risks to people: phase 2: the flood risks to people methodology**. London: DEFRA: Environment Agency. 92 p. (R&D Technical Report. FD2321/TR1).
- KELMAN, I. 2002. **Physical flood vulnerability of residential properties in coastal, eastern England**. Dissertation (Doctor of Philosophy) – University of Cambridge, UK.
- LIMA, M.L.; FAISCA, L.M. 1992. **Contribuição das Ciências Sociais para o estudo dos impactes das inundações**. Lisboa: LNEC. 82 p. (Informação Técnica, 13).
- MAASKANT, B. 2007. **Research on the relationships between flood characteristics and fatalities: based on the flooding in New Orleans caused by hurricane Katrina**. Delft: Civil Engineering and Geosciences, Hydraulic Engineering.
- PEELING, M. et al. (Ed.). 2004. **Reducing disaster risk: a challenge for development; a global report**. New York: United Nations Development Programme, Bureau for Crisis Prevention and Recovery. 146 p.
- PLATE, E.J. 2007. **Flood risk management for setting priorities in decision making**. In:
- VASILIEV, O.F. et al. (Ed.). **Extreme hydrological events: new concepts for security**. Dordrecht: Springer. p. 21-44.

SMITH, K.; WARD, R. 1998. **Floods**: physical processes and human impacts. Chichester: John Wiley. 382 p.

VOORTMAN, H.G.; VRIJLING, J.K. 2004. Optimal design of flood defence systems in a changing climate. *Heron*, Delft, v. 49, n. 1, p. 75-94.

VRIJLING, J.K.; HENGEL, W.; HOUBEN, R.J. 1995. A framework for risk evaluation. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdam, v. 43, p. 245-261.

A gestão internacional dos recursos hídricos subterrâneos transfronteiriços e o Aquífero Guarani

Pilar Carolina Villar

RESUMO: A disponibilidade de água potável é uma das maiores preocupações internacionais. Os aquíferos são uma preciosa reserva de água disponível inclusive em regiões áridas. Contudo até o presente momento a maior parte dos tratados internacionais concentrou a sua abordagem nos recursos hídricos superficiais. O presente trabalho tem como foco as propostas de regulação jurídica internacional dos aquíferos transfronteiriços, com especial ênfase no caso do Aquífero Guarani. Esse aquífero estende-se por 1.195.500 km², pelo Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai. Apesar desses países serem membros do Mercado Comum do Sul (Mercosul) que possui um arcabouço legal conjunto com a pretensão de proteção ao meio ambiente, a literatura analisada demonstra que a formulação de um acordo no sentido de uma gestão coordenada desse recurso ainda é uma meta muito distante.

PALAVRAS CHAVE: Mercosul, aquífero Guarani, gestão de aquíferos transfronteiriços

ABSTRACT: The availability of fresh water is one of the major's international concerns. Aquifers are an important water reserve even in the arid regions. However, most of international threats are centered about the superficial hidric resources. This paper focus on the international juridical regulation proposals related to transboundary aquifers, specially the case of the Guarani Aquifer. This aquifer extends over 1.195.500 km², through Argentina, Brazil, Paraguay, and Uruguay. Despite these countries be members of the Southern Common Market (Mercosul) which has a legal framework with environmental protection intensions, the literature studied show that the creation of a legal framework to promote a coordinate management of this resource is still a very far goal.

KEY WORDS: Mercosul, Guarani Aquifer, transboundary aquifer management

INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos mais imprescindíveis para a vida humana e um elemento essencial para a economia, produção de alimentos e o desenvolvimento humano. Seus usos são os mais variados, desde o consumo direto ou para atender as necessidades básicas pessoais, domésticas, de limpeza e sanitárias da população, ainda é indispensável para atividades agropecuárias, industriais, recreacionais, geração de energia, dentre outras. A falta de água potável gera doenças, fome e até mesmo a morte.

Dentre os recursos naturais é um dos que mais ocupa destaque nas preocupações da comunidade internacional. Segundo a FAO foram documentados mais de 3.600 tratados internacionais sobre esse tema entre os anos de 840 a.C. a 1984. Embora a maior parte desses diga respeito a questões marítimas, verificou-se desde 1820 um número crescente de acordos, ao total 400, que tratam a água, independente de suas

utilizações, como um recurso consumível e ilimitado. Nos últimos cinquenta anos foram firmados mais de 200 tratados sobre cursos de água transfronteiriços em diversos comitês de bacias hidrográficas internacionais consagrando-se o princípio da gestão integrada de recursos hídricos (United, 2002).

Muitos desses tratados são imperfeitos, pois não contemplam medidas relativas à repartição dos recursos hídricos, especificações precisas sobre a qualidade da água e dispositivos para o controle, aplicação e resolução de conflitos (World, 2003), mas demonstram a preocupação dos Estados em conjugarem esforços e tentarem estabelecer uma gestão integrada dos recursos hídricos transfronteiriços. Contudo tais esforços restringiram-se as águas superficiais, no tocante, as águas subterrâneas há uma notável falta de convenções internacionais ou tratados bilaterais sobre o assunto, as políticas públicas internas dos Estados também são insuficientes, ou até mesmo inexistentes.

Embora o tema não tenha sido apropriadamente abordado sua relevância é facilmente demonstrada uma vez que se comparam as disponibilidades hídricas dos dois tipos de recursos. Enquanto estima-se que volume dos recursos hídricos superficiais transfronteiriços seja de 42.800 km³, o volume dos recursos subterrâneos seria de aproximadamente 23.400.000 km³, ou seja, um volume três vezes maior que o das águas superficiais (World, 2003).

O uso das águas subterrâneas no mundo tem aumentado cada vez mais. Sendo que, condições potencialmente perigosas a cerca do uso dessas águas foram identificadas em diferentes lugares tais como Índia e Bangladesh, todo o Oriente Médio, México e Estados Unidos, e Líbia e Egito (Hayton e Utton, 1989).

Ainda sim, os únicos tratados bilaterais sobre o assunto são: a convenção de 1.910 firmada entre a Inglaterra e o Sultão de Abdali, o Tratado de Paz de 1.994 firmado entre Jordânia e Israel e os acordos estabelecidos entre Palestina e Israel (Oslo II). Deve-se ressaltar a Convenção França-Suíça sobre o Aquífero Genebra de 1.977 que foi uma importante referência para a internacionalização do gerenciamento dos aquíferos compartilhados e da regulação para a cooperação transnacional (Aureli e Ganoulis, 2005). Embora não constitua um instrumento jurídico formal pode-se citar ainda Comissão Internacional México - Estados Unidos sobre Fronteiras e Água. Em agosto de 2005, foi apresentado a Comissão de Direitos Internacionais das Nações Unidas um projeto de convenção referente aos aquíferos transfronteiriços.

A zelosa interpretação do conceito de soberania mantida por muitos Estados, o valor estratégico desse recurso, os diferentes níveis de desenvolvimento econômico e social, a fixação de objetivos nacionais incompatíveis com os interesses dos países vizinhos, bem como a falta de informações técnicas sobre o assunto e a falta de um diálogo interdisciplinar sobre o tema dificultam a formulação de uma legislação internacional sobre águas subterrâneas.

INICIATIVAS INTERNACIONAIS DE GESTÃO DAS ÁGUAS SUBTERRANEAS

Convenção França Suíça sobre o Aquífero Genebra

O Departamento da Alta Sabóia na França e o Cantão de Genebra na Suíça, verificando a necessidade de tomar medidas conjuntas para preservar

o Aquífero de Genebra compartilhado por ambos, editou em 1977 a Convenção para Proteção, Utilização e Recarga do Aquífero de Genebra. Essa convenção formou uma comissão mista composta por seis membros, dos quais pelo menos quatro serão especialistas em hidrogeologia ou hidrologia, sendo três de cada país.

Tal comissão elaborara o Plano Anual para a exploração das águas subterrâneas e propõem medidas para proteger esse recurso e evitar a sua contaminação. Suas atribuições são sugerir e aprovar a construção ou modificação dos equipamentos de extração e verificar os custos da construção e operação das estações de recarga artificial. A área conta com um inventário completo dos poços existentes e a quantidade de água extraída é limitada e registrada por aparelhos de medição, cabendo a comissão analisar os dados produzidos e determinar o volume de água passível de extração.

A comissão tem um controle preciso sobre a quantidade e qualidade da água do aquífero. A autonomia conferida pelos dois países, a amplitude de suas competências e a obrigatoriedade no cumprimento de suas determinações pelas autoridades locais e regionais confere a essa comissão poderes supranacionais. Ainda que tenha sido criada para atender os interesses específicos de duas autoridades regionais (Departamento da Alta Sabóia e Cantão de Genebra), sem dúvida ela pressupõe uma prática de cooperação entre França e Genebra (Meirelles, 2005).

Comissão Internacional México – Estados Unidos sobre Fronteiras e Águas – IBWC (*International Boundary and Waters Commission*)

A fronteira entre Estados Unidos e México desde século XIX até o início do século XX foi palco de diversos conflitos pelos mais distintos motivos, desde a cobrança de impostos sobre o sal extraído das águas salobras dos antigos lagos da região, as mudanças nas fronteiras geradas pelas alterações sofridas no curso do Rio Grande. Ainda persistem as tensões relacionadas ao problema de controle das fronteiras e do abastecimento de água.

Para resolver tais conflitos foi criada através da Convenção de 1889 a Comissão Internacional sobre Fronteiras (The International Boundary Commission - IBC), que com a edição do Tratado de 1944 passou a chamar-se Comissão Internacional México – Esta-

dos Unidos sobre Fronteiras e Águas (International Boundary and Waters Commission - IBWC)¹.

A comissão consiste em duas sessões separadas, uma na Ciudad Juarez, México, e outra em El Paso, Estado do Texas, Estados Unidos, ambas estão às margens do Rio Grande. Cada uma delas é chefiada por um Delegado nacional que exerce as funções atribuídas a tal comissão, tendo a questão das águas subterrâneas progressivamente sido incorporada as suas funções.

A missão dessa comissão é aplicar os direitos e obrigações pactuados nos vários tratados ligados a questão da água e fronteiras pelos governos americano e mexicano. Em 1973 esses países decidiram estabelecer limitações volumétricas anuais na extração de águas subterrâneas compreendidas no perímetro de 8 km ao longo da fronteira Arizona-Sonora.

Dentre seus objetivos destaca-se o controle e fiscalização do cumprimento desses limites no bombeamento das águas, além de tornar-se responsável pela troca de informações entre os países. Exige-se ainda a obrigação de consulta prévia entre as duas comissões sempre que alguma atividade possa influenciar na qualidade ou quantidade das águas subterrâneas da região.

A obrigatoriedade do cumprimento das exigências dessa comissão decorreu das circunstâncias que se apresentavam e não do lastro jurídico de um acordo ou outro instrumento jurídico formal celebrado entre os governos desses países. Essa comissão constitui um mecanismo informal aos olhos do direito internacional clássico, a sua eficiência baseia-se na percepção que esse sistema de regulação, controle e troca de informações entre os dois Estados Soberanos era um mecanismo necessário diante da situação fática (Meirelles, 2005).

Tratado "Bellagio"

O modelo de Tratado Bellagio (Hayton e Utton, 1989) foi proposto em uma Painel Especial do VI Congresso da Associação de Recursos Hídricos Internacionais realizado em Otawa em 1989 foi baseado nas discussões realizadas em 1987 em uma Conferência de especialistas realizada na cidade de Bellagio na Itália. Esse documento foi uma revisão do modelo Ixtapa proposto em 1985 por Ann Berkley

Rodgers e Albert Utton e resultou das discussões de um grupo de estudos sobre recursos transfronteiriços formado por norte-americanos e mexicanos. O modelo Ixtapa focava sua atenção ao caso específico do gerenciamento das águas subterrâneas localizadas na fronteira dos Estados Unidos e México (Matsumoto, 2002).

A proposta do Tratado Bellagio era a criação de um modelo que se aplicasse a gestão dos aquíferos em qualquer região. As cláusulas deviam ser aplicáveis aos vários contextos e condições das outras partes do mundo, onde o uso e proteção das águas exigissem um programa de gestão compartilhada. Contudo, os participantes da Conferência de Bellagio (1987) receavam que disposições gerais, sem a especificação do local onde seriam aplicadas, seriam demasiado vagas e sem coerência. Tais inquietações permearam as discussões e a versão final do tratado, que conta com 20 dispositivos e comentários referentes, está indiretamente atrelada ao caso da região da fronteira dos Estados Unidos e México. Houve a preocupação de elaborar cláusulas facilmente ajustáveis à realidade de outros locais, inclusive no que diz respeito a sistemas jurídicos e governamentais diversos (Hayton e Utton, 1989).

Elaborar uma convenção ou mesmos uma legislação para tratar das águas subterrâneas não é uma tarefa fácil. Existem diferenças significantes entre os aquíferos que precisam ser levadas em conta no momento de elaboração da lei. Portanto qualquer lei proposta deve ser compatível com os princípios científicos da hidrogeologia, baseada numa cuidadosa análise das características hidrogeológicas locais dos aquíferos. Um mesmo aquífero pode ter características diversas dependendo da região de estudo, infelizmente as informações sobre o assunto ainda são limitadas e acessíveis apenas a um pequeno grupo de especialistas.

A aplicação da lei ainda exige constantes processos de monitoramento. A contaminação e o rebaixamento das águas subterrâneas só são percebidos através de análises periódicas. O que exige a implementação de políticas públicas no sentido de controlar e fiscalizar a situação desses recursos. Deve-se ainda ressaltar que os custos de despoluição de um aquífero são muito altos.

ISARM - Internationally Shared Aquifer Resource Management

A constatação da existência de importantes aquíferos transfronteiriços, da carência de infor-

¹ International Boundary and Waters Commission. http://www.ibwc.state.gov/html/about_us.html

mação sobre esses e da falta de políticas globais ou instrumentos legais apropriados para a gestão desses recursos, fez com que a Associação Internacional de Hidrogeologistas (IAH) sugerisse no Congresso de Nottingham em 1997 uma proposta para a criação de uma comissão de investigação para tratar dos problemas e questões relativas aos aquíferos transfronteiriços. Em 1999 a IAH reuniu um grupo de especialistas em um evento paralelo à Conferência Internacional de Sistemas de Aquíferos Regionais em Zonas Áridas – Gestão de Recursos não Renováveis organizado em Trípoli – Líbia pela UNESCO (Puri, 2003), onde foi aprovado por unanimidade a criação da Comissão sobre Gestão de Recursos Hídricos (TARM). O objetivo dessa comissão ganhou força com a Conferência Ministerial de Haia durante o 2º Fórum Mundial sobre a Água que defendia as ações baseadas na gestão integrada de recursos hídricos, incluindo os subterrâneos.

A iniciativa da Associação Internacional de Hidrogeologistas (TARM) coincidiu com os avanços do Programa Hidrológico Internacional (IHP) da UNESCO, que na sexta fase chamada de “A água, fenômeno de interação: sistemas em perigo e problemas sociais” (2002-2007) estabeleceu cinco temas, sendo que o número dois refere-se “A Dinâmica Integrada de Bacias e Aquíferos”.

Na décima quarta Sessão do Conselho Inter-Governamental da Unesco (2000) aprovou-se a parceria entre as atividades da IAH e os 3 programas inter-governamentais da UNESCO, o Programa Hidrológico Internacional, o Programa Internacional de Correlação Hidrológica (IGCP) e o Programa de Gestão das Transformações Sociais (MOST) mais a cooperação da Organização para a Agricultura e a Alimentação (FAO) e da Comissão Econômica das Nações Unidas para a Europa (UNECE) gerando o programa Global ISARM - Internationally Shared Aquifer Resource Management (Gestão de Aquíferos Internacionais Compartilhados.) um projeto coordenado pela IHP da UNESCO e que visa promover o uso sustentável e o gerenciamento dos aquíferos transfronteiriços (UNESCO, 2000).

Esse programa estabeleceu projetos em diversas partes do mundo e utiliza uma metodologia de abordagem de duas fases: primeiro realiza um inventário dos aquíferos compartilhados localizados em uma região, daí, considerando os resultados dessas investigações, formulam-se projetos pilotos e ações específicas. Atualmente existem projetos ISARM na África (2002), América (2003) e Leste Europeu, na

região dos Balkans (2003) e uma proposta para a região do Mediterrâneo (Aureli e Ganoulis, 2005).

A reunião do Programa ISARM realizada em agosto de 2001 na cidade de Santa Fé, Argentina, deliberou pela inclusão do Aquífero Guarani como um dos casos de estudo do ISARM.

O Programa tem como objetivo no Brasil “elaborar diretrizes para gestão de aquíferos transfronteiriços, bem como identificar e caracterizar os mesmos, e desenvolver projetos conjuntos com outros países”. Entre os resultados pretende-se a publicação de um inventário preliminar dos aquíferos transfronteiriços das Américas, realização de projetos conjuntos, ampliação do conhecimento básico sobre os aquíferos transfronteiriços, identificação e caracterização dos aquíferos transfronteiriços e a elaboração de diretrizes e marcos legais conjuntos para gestão de aquíferos transfronteiriços².

Esse programa identificou e caracterizou preliminarmente os seguintes aquíferos transfronteiriços.

- Amazonas (Solimões-Iça) – Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Peru e Venezuela
- Pantanal – Brasil, Paraguai e Bolívia
- Boa Vista – Serra do Tucano/ North Savana – Brasil e Guiana
- Grupo Roraima – Brasil, Guiana e Venezuela
- Costeiro - Brasil e Guiana Francesa
- Aquidauna / Aquidaban – Brasil e Paraguai
- Litorâneo-Chuí - Brasil e Uruguai
- Permo-Carbonífero - Brasil e Uruguai
- Serra Geral – Brasil, Uruguai, Paraguai e Argentina
- Guarani – Brasil, Uruguai, Paraguai e Argentina
- Caiuá-Bauru / Acaray – Brasil, Uruguai, Paraguai e Argentina

O tema das águas subterrâneas por muito tempo era exclusivo das áreas técnicas tradicionais (engenharia e geologia). No caso dos países do Mercosul, o lançamento do Projeto de Proteção Ambiental e Gerenciamento Sustentável Integrado do Sistema Aquífero Guarani (Projeto Aquífero Guarani) provocou o interesse no tema por outras áreas do

² Ministério do Meio Ambiente. Projeto ISARM Américas. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/port/srh/pas/projppa/isarm.html#>. Acessado em: 23/12/05

conhecimento (ciências humanas e sociais), porém essa abordagem ficou restrita ao caso do Aquífero Guarani, como se este fosse o único aquífero transfronteiriço representativo na América Latina.

Os estudos da ISARM apontaram à existência de vários outros aquíferos que também merecem maiores estudos, embora talvez não tenham as dimensões e a capacidade hídrica do Aquífero Guarani, em um cenário de escassez hídrica mundial podem ter um papel fundamental no abastecimento das populações existentes na sua área de abrangência.

AQUÍFERO GUARANI

O Aquífero Guarani está localizado no centro-leste da América do Sul, entre as coordenadas 12° e 35° de latitude sul e 47° e 65° de longitude oeste, na Bacia Geológica Sedimentar do Paraná, e ocupa uma área estimada em 1.195.500 km², estende-se pela Argentina (225.500 km²), nas províncias de Entre Ríos, Misiones e Corrientes; pelo Paraguai (71.700 km²), abrangendo os departamentos Amabay, Concepción, San Pedro, Canindeyú, Alto Paraná, Caaguazú, Caazapá, Guairá, Itapúa, Misiones e Ñeembucú; Uruguai (58.500 km²), nos departamentos de Artigas, Paysandú, Salto, Rivera, Tacuarembó, Rio Negro e Durazno; e Brasil (839.800 km²), no qual passa por oito estados: Mato Grosso do Sul (213.200 km²), Rio Grande do Sul (157.600 km²), São Paulo (155.800 km²), Paraná (131.300 km²), Goiás (55.000 km²), Minas Gerais (51.300 km²), Santa Catarina (49.200 km²) e Mato Grosso (26.400 km²) (Borguetti et al., 2004, p. 130-138).

Acredita-se que esse aquífero seja um dos maiores reservatório de água doce do mundo, calcula-se que o valor de suas reservas hídricas varie de 37 a 50 mil km³, tal variação dos números se explica pelos diferentes parâmetros dimensionais (espessura média e área) e coeficientes de porosidade efetiva adotados pelos autores (Borguetti et al., 2004, p. 150).

O termo Aquífero Guarani foi criado pelo geólogo uruguaio Danilo Altón, que sugeriu o nome com o objetivo de unificar a nomenclatura das formações geológicas que compunham o aquífero de ocorrência comum (Pirambóia/Botucatu, no Brasil; Misiones, no Paraguai; Tacuarembó, na Argentina e Buena Vista/Tacuarembó no Uruguai) e ao mesmo tempo prestar uma homenagem ao povo indígena (Guaranis) que habitava a região na época do descobrimento da América e primórdios da civilização. Em maio de 1996 os quatro países aprovaram a denominação

em uma reunião realizada na cidade de Curitiba (Borguetti et al., 2004, p. 127).

Trata-se de um aquífero poroso e confinado em aproximadamente 90% de sua área total, formado principalmente por arenitos de idade mesozóica e característicos de depósitos eólicos e flúvio eólicos da Formação Botucatu e Pirambóia, sotoposto discordantemente por unidades lamíticas e sobreposto pelo derrame basáltico toleítico da Formação Serra Geral, cuja espessura máxima pode ultrapassar os 1.000 metros, e em algumas regiões pelos sedimentos que constituem os grupos Bauro e Caiuá. Os estratos do Trifásico encontram-se na base do aquífero e correspondem às unidades correlatas as formações Pirambóia e Rosário do Sul (no Brasil) e Buena Vista (no Uruguai). Os estratos Jurássicos encontram-se no topo do aquífero e correspondem às unidades correlatas da formação Botucatu (no Brasil), Misiones (no Paraguai) e Tacuarembó (no Uruguai e na Argentina) (Monteiro, 2003).

No tocante a qualidade das águas, há evidências de pelo menos três tipos: água doce com total mineralizado até 0,25 g/L no Botucatu/ Tacuarembó, água salobra com total de mineralização entre 1-10 g/L no Piramboia/ Buena Vista e água alcalina com origem magmática, predominante na área da base (Borguetti et al., 2004, 150,151.).

Em decorrência do gradiente geotérmico, às águas do aquífero podem atingir temperaturas relativamente elevadas, em geral entre 30° e 68° C, sendo que a temperatura média é de 25°C a 30 °. O termalismo ocorre nas regiões confinadas pela Formação Serra Geral, na parte mais central da Bacia Sedimentar do Paraná (Borguetti et al, 2004, p.154).

Projeto Aquífero Guarani

A idéia inicial de um projeto entre os quatro países ocorreu por ocasião do Congresso da Associação Latino-Americana de Hidrogeologia Subterrânea para o Desenvolvimento (ALHSD), em 1992, sendo de autoria dos professores Ernani Francisco Rosa Filho, da Universidade Federal do Paraná e do professor Jorge Montaña Xavier da *Universidad de la Republica Oriental del Uruguay*. Desse conceito informal nasceu o projeto “Proteção Ambiental e Gerenciamento Sustentável Integrado do Sistema Aquífero Guarani” (Borguetti et al., 2004, 160).

O primeiro projeto formalizado pelos países envolvidos foi o *Proyecto Sostenible del Acuífero Botucatu* que foi patrocinado pelo *International Development*

Research Centre (IDRC – Canadá) e pretendia uma integração das instituições governamentais e privadas do Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai no sentido de estabelecer institutos legais e medidas conjuntas para promover a exploração racional e sustentada do Aquífero. Esse projeto permitiu a realização da Jornada Técnico-Científica sobre a Gestão do Aquífero Internacional Botucatu (1995) e o Workshop Internacional do Aquífero Gigante do Mercosul. Nesse mesmo ano elaborou-se a primeira base técnica-científica sobre o Aquífero no âmbito da Bacia Geológica do Paraná. Também foi estabelecido um projeto conjunto entre Argentina e Uruguai através da *Universidad Nacional del Litor*, a *Universidad de Buenos Aires* (ambas argentinas) e a *Universidad de la República* (uruguaia)³.

O Projeto Proteção Ambiental e Gerenciamento Sustentável Integrado do Sistema Aquífero Guarani (Projeto Aquífero Guarani) surgiu da articulação do Prof. Ernani Francisco da Rosa Filho (Universidade Federal do Paraná) que, em 21 de abril de 1999, apresentou uma proposta de projeto para representantes do Banco Mundial, que a adaptaram segundo as linhas de atuação do GEF (Fundo Mundial para o Meio Ambiente). A partir daí o próprio Banco Mundial trabalhou conjuntamente com as universidades e os governos de cada país no sentido de obter contrapartidas de cada setor envolvido. Essas articulações geraram um processo de negociação por parte dos governos dos quatro países, que apresentaram ao GEF uma proposta para a realização de um projeto sob a óptica das águas subterrâneas transfronteiriças, objetivando proteção e a gestão sustentável integrada desse Sistema (Borguetti et al., 2004).

Tais atividades culminaram em um Seminário sobre o Aquífero realizado na cidade de Foz do Iguaçu, no dia 1º de fevereiro de 2000, que contou com a presença de representantes da Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai, da Organização dos Estados Americanos (OEA) e do Banco Mundial. Esse evento resultou na aprovação do *Concept Paper*, a partir do qual os países se comprometiam a implantar o projeto em nível governamental.

Lançado oficialmente em Montevidéu, Uruguai, no dia 23 de maio de 2003, o Projeto Aquífero Gua-

rani foi instituído entre Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai e conta com o apoio do Banco Mundial, da Organização dos Estados Americanos (OEA) e do Fundo para o Meio Ambiente Mundial (GEF) tendo como principais objetivos:

apoiar a Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai na elaboração e implementação coordenada de uma proposta de modelo institucional, legal e técnico comum para a preservação e o gerenciamento do Sistema Aquífero Guarani - SAG para as gerações atuais e futuras (Projeto de Proteção Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Sistema Aquífero Guarani, s.d.).

O projeto encontra-se em sua fase de execução, sua duração inicial seria de quatro anos, de março de 2003 a março de 2007, contudo ampliou-se o prazo até 31 de janeiro de 2009⁴. A Secretaria Geral do Projeto, cujo Secretário Geral é o coordenador geral do projeto, iniciou suas atividades em 11 de março de 2003 em Montevidéu.

O custo total da execução do Projeto está estimado em US\$ 27.300.000,00, desse valor US\$ 13.943.000,00 serão financiados pelo GEF. Os Estados envolvidos contribuirão com a quantia de US\$ 12.100.000,00 (Brasil - US\$ 5.800.000,00; Uruguai - US\$ 2.100.000,00; Argentina - US\$ 2.600.000,00; Paraguai – US\$ 1.600.000,00) e US\$ 1.200.000,00 virão de doações de outras agências: AIEA (Agência Internacional de Energia Atômica), BNWPP (*Bank Netherlands Water Partnership Program*), BGR (*Bundesanstalt fuer Geowissenschaften und Rohstoffe*) (World Bank, 2001).

O projeto definiu quatro áreas pilotos nos países envolvidos: Concórdia (Argentina) / Salto (Uruguai); Rivera (Uruguai) / Santana do Livramento (Brasil); Encarnación – Ciudad del Este – Caaguazú (Paraguai); Ribeirão Preto (Brasil). A escolha desses municípios justificou-se por serem considerados áreas críticas, apresentando conflitos entre suas características intrínsecas, o uso do solo e o aproveitamento do aquífero, bem como eventuais riscos de contaminação. Futuramente os resultados obtidos nessas regiões podem servir de base para implementação de políticas públicas em todo o território do Aquífero.

Além do Projeto Aquífero Guarani, o GEF esta financiando outros projetos na área do aquífero, contudo voltados para os recursos hídricos superficiais.

³ Posteriormente, os resultados dessa cooperação e intercâmbio técnico de investigadores argentinos e uruguaios foram publicados no livro "Acuíferos Regionales en América Latina. Sistema Acuífero Guarani"

⁴ Resolução 12/2006 do Conselho Superior de Direção do Projeto Aquífero Guarani

Entre eles estão os projetos de gerenciamento de Recursos do Rio Bermejo (Programa Estratégico de Ação para a Bacia Binacional do Rio Bermejo)⁵, o Projeto Pantanal/Alto Paraguai⁶ e o Programa Marco para a Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos da Bacia do Prata considerando os Efeitos Hidrológicos decorrentes da Variabilidade e Mudanças Climáticas⁷

Todos esses investimentos e projetos levantaram suspeitas sobre as verdadeiras intenções de todo esse apoio internacional. No caso do Aquífero Guarani mais da metade dos recursos a serem aplicados na implementação de um modelo de gestão para um

⁵ Esse projeto é executado pelos governos da Argentina e Bolívia através da Comissão Binacional para o Desenvolvimento das Bacias do Alto Bermejo e do Rio Grande Tarija com o apoio da OEA que é a agência executora internacional, a UNEP como agência executora local e o GEF como órgão implementador. Foi o primeiro projeto internacional sobre águas (1996) financiado pelo GEF na América Latina e o primeiro a atingir o estágio de implementação. Os principais objetivos são o de mitigar e controlar os problemas que afetam a bacia, principalmente a erosão e sedimentação, bem como promover o desenvolvimento sustentável da região. O Rio Bermejo gera aproximadamente 80% da carga anual de sedimentos do Estuário do Rio Prata. http://www.atmos.ucla.edu/~mechos/platin/MARCO_Concept_Doc_Annexes.doc

⁶ O Projeto conta com a participação da ANA, PNUMA, OEA, Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e diversas organizações da sociedade civil. Sua finalidade é implementar a prática do gerenciamento integrado da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai onde se insere o Pantanal. Busca-se melhorar e restaurar o funcionamento ambiental do sistema ecológico predominante, proteger as espécies das áreas úmidas e implementar as atividades estratégicas identificadas no Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai. <http://www.ana.gov.br/gefap/conteudo.asp?idmcod=1&mcod=6&ecod=19>

⁷ Esse projeto foi aprovado pelo GEF em 2003 e seu objetivo final é a harmonização e preparação do Programa de Ações Estratégicas para a Gestão Sustentável da Bacia do Prata. Prevê o fortalecimento, desenvolvimento e sustentabilidade do Comitê Intergovernamental Coordenador dos Países da Bacia do Prata CIC, como instituição diretora do Projeto e gestora da Bacia. Nele foram definidos quatro projetos pilotos a serem implementados: Pilcomayo, Confluência Paraguai-Paraná, Itaipu-Yacyretá e Quarai. KETTELHUT, Julio Thadeu. Gestão Conjunta de Rios Fronteiriços e Transfronteiriços na América do Sul: Programa da Bacia do Prata, Projetos Piloto Guarani e Quarai e Projeto Manejo Interado e Sustentável dos Recursos Hídricos Transfronteiriços na Bacia do Rio Amazonas. In: Cap-Net Brasil, *Oficina de Capacitação de Capacitadores em Gestão Integrada de Recursos Hídricos: Material de Apoio Metodológico e Bibliográfico*, São Paulo, 2005.

bem ambiental de importância social e estratégica imensurável para o Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai provém de instituições estrangeiras.

As suspeitas que rodeiam tais projetos não são completamente desprovidas de razão. O contexto de escassez hídrica, a crescente tendência da mercantilização desse recurso, os discursos no sentido de classificar o Aquífero Guarani como patrimônio da humanidade, bem como, a pressão de organismos internacionais como o Banco Mundial (órgão implementador dos recursos do GEF no Projeto Aquífero Guarani) e o Fundo Monetário Internacional exigindo que os Estados promovam uma transformação econômica institucional para reduzir os débitos do setor público, o que implica em políticas de privatização e corte nos subsídios, inclusive em atividades tidas como estratégicas pelos Estados, como é o caso da gestão estatal das águas (Scanlon et al., 2004). Some-se ainda, a pressão das corporações privadas interessadas nos lucros da venda desse recurso e dos serviços relacionados e a idéia de interesses escusos por traz de tais projetos não parece tão absurda assim.

Independente das intenções, os benefícios que o Projeto Aquífero Guarani vêm promovendo são imensuráveis. Além do conhecimento técnico gerado, do intercâmbio de informações e conjugação de esforços entre os países, esse projeto democratizou o debate sobre as águas subterrâneas, o qual era uma exclusividade das áreas técnicas, sendo agora discutido pelas ciências humanas e sociais, bem como pela sociedade civil. Contudo o acesso à informação produzida por esse projeto ainda é precário.

AQUÍFERO GUARANI E MERCOSUL

A questão ambiental no Mercosul

O Mercado Comum do Sul – Mercosul nasceu com o Tratado de Assunção de 26 de março de 1991, firmado pela República Argentina, a República Federativa do Brasil, a República do Paraguai e a República Oriental do Uruguai. No dia 4 de julho foi firmado o Protocolo de Adesão da República Bolivariana da Venezuela ao Mercosul. As Repúblicas do Chile e da Bolívia são países associados ao bloco.

O Mercosul, desde o seu nascimento, tratou a matéria ambiental como um tema de importância para seu processo de integração. O preâmbulo do Tratado de Assunção destaca que:

Considerando que a ampliação das atuais dimensões de seus mercados nacionais, através da integração, constitui

condição fundamental para acelerar seus processos de desenvolvimento econômico com justiça social (...) esse objetivo deve ser alcançado mediante o aproveitamento mais eficaz dos recursos disponíveis, a preservação do meio ambiente, o melhoramento das interconexões físicas, a coordenação de políticas macroeconômica da complementação dos diferentes setores da economia, com base nos princípios de gradualidade, flexibilidade e equilíbrio (Tratado de Assunção, 1991).

Contudo não se criou de plano um grupo específico para essa temática. Cada um dos diversos Sub-grupos de Trabalho do Grupo Mercado Comum tratava a matéria ambiental relacionada ao seu tema nas comissões temáticas. Esse tratamento perdurou até a II Reunião de Presidentes do Mercosul, celebrada em Lás Leñas, Argentina, durante 26 e 27 de junho de 1992, quando, através da Resolução GMC nº 22/92, instituiu-se a Reunião Especializada em Meio Ambiente – REMA.

O Cronograma de Lás Leñas, aprovado pela Decisão Conselho de Mercado Comum - CMC nº 01/92, estabeleceu medidas ambientais para os Sub-Grupos nº 7, 8 e 9. Com relação ao Sub-grupo nº 7 – Política Industrial e Tecnológica, estabeleceu-se o ponto 3, solicitando a harmonização nacional e provincial sobre meio ambiente, que incluiu uma análise das assimetrias existentes na legislação dos Estados Parte e através da Resolução do Grupo Mercado Comum - GMC nº 05/93 criou-se nesse Sub-grupo a Comissão de Meio Ambiente.

No que se refere ao Sub-grupo de Trabalho nº 8 – Política Agrícola, o item 7 tratava sobre a Sustentabilidade dos Recursos Naturais e Proteção Ambiental no Sector Agropecuário. Com relação ao Sub-grupo de Trabalho nº 9 – Política Energética, o item 6, dispõe sobre a identificação de assimetrias na legislação e marco ambiental do setor energético.

As funções da Reunião Especializada em Meio Ambiente – REMA eram a análise da legislação vigente em matéria ambiental dos Estados-Membros do Mercosul, e a proposta de ações de proteção ambiental, através de recomendações ao Grupo Mercado Comum. A Resolução do GMC nº 62/93 instruiu à Reunião Especializada em Meio Ambiente – REMA a elaborar um cronograma de eliminação de restrições não tarifárias sobre o meio ambiente.

Em junho de 1995, realizou-se em Montevideu a Primeira Reunião de Ministros de Meio Ambiente do Mercosul. Durante essa reunião os ministros examinaram várias questões ambientais de interesse comum, como a legislação e as normas ambientais

no contexto do Mercosul, a introdução da discussão sobre as normas ISO 14.000, ações conjuntas em áreas de ecossistemas compartilhados, coordenação de posições em acordos internacionais na área ambiental, dentre outros temas. As conclusões dessa reunião produziram a Declaração de Taranco. Os ministros reconheceram a necessidade do reforço de um marco institucional para o tratamento dos temas ambientais.

Tais conclusões coincidiram com a edição da resolução GMC nº 20/95 que extinguiu a REMA e instituiu o Sub-Grupo nº 6 “Meio Ambiente” o qual sustenta os princípios de gradualidade, flexibilidade e equilíbrio definidos no Tratado de Assunção, os princípios emanados da “Declaração de Canela” e da CNUMAD 92 e a necessidade de promover o desenvolvimento sustentável.

O objetivo geral do SGT-6 consiste em formular e propor estratégias e diretrizes que garantam a proteção e a integridade do meio ambiente dos Estados Partes num contexto de livre comércio e consolidação de união aduaneira, assegurando, paralelamente, condições equânimes de competitividade, tendo como premissas a excelência e a eficácia, e considerando as Diretrizes Básicas de Política Ambiental aprovadas pela Resolução No 10/94.

A Recomendação nº 4/97 do Sub-grupo de Trabalho nº 6 – Meio Ambiente foi aprovada pelo Conselho de Mercado Comum através da Decisão nº 02/01, estabelecendo o Acordo Marco sobre Meio Ambiente do Mercosul. Esse acordo não foi imediatamente ratificado pelos Estados Partes, a Argentina depositou o instrumento de ratificação em 24 de maio de 2004, o Brasil em 9 de outubro de 2003, o Paraguai em 20 de fevereiro 2003 e o Uruguai em 24 de maio de 2004.

O Acordo Marco sobre Meio Ambiente do Mercosul é o instrumento jurídico ambiental mais importante do bloco. Ele reafirma os princípios enunciados na Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento de 1992, reforça a necessidade dos Estados Partes de: “incrementar o intercâmbio de informações sobre leis, regulamentos, procedimentos, políticas e práticas ambientais, estimular a harmonização das diretrizes legais e institucionais, com o objetivo de prevenir, controlar e mitigar os impactos ambientais entre os Estados Partes, com especial atenção às áreas fronteiriças, promover a educação ambiental formal e não formal”, de “fomentar conhecimentos, hábitos de conduta e a integração de valores orientados às transformações necessárias ao

alcance do desenvolvimento sustentável no âmbito do Mercosul” e promover uma “efetiva participação da sociedade civil no tratamento das questões ambientais”.

Ainda em matéria ambiental editou-se Decisão do CMC n° 14/04 estabelecendo o Protocolo Adicional ao Acordo Marco sobre Meio Ambiente do Mercosul em matéria de cooperação e assistência em emergências ambientais. O principal objetivo desse acordo é fomentar a cooperação e assistência em caso de emergências que efetiva ou potencialmente causem risco ao ambiente e a população, harmonizar os procedimentos de atuação nesses casos, bem como promover o intercâmbio de informações. Contudo até o presente momento nenhum dos Estados Partes ratificou o acordo.

O Aquífero Guarani no contexto do Mercosul

Diante da necessidade de se estabelecer um modelo de gestão compartilhada desse recurso o Mercosul editou a Decisão GMC n° 25/04 que institui o Grupo Ad Hoc de Alto Nível Aquífero Guarani com o objetivo de formular um projeto de Acordo entre os Estados Partes relativo ao Aquífero Guarani, consagrando os princípios e critérios que confirmam a melhor garantia a seus direitos sobre o recurso.

Na XXVI reunião do Conselho Mercado Comum (Ata/CMC n° 01/04) foram designados os representantes do Grupo: Susana Ruiz Cerruti (Argentina), João Clemente Baena Soares (Brasil), Luis Maria Ramirez Boettner (Paraguai) e Felipe Paulilo (Uruguai).

Complementando a Decisão GMC n° 25/04 editou-se a Decisão n° 48/04, que pretendia convocar uma conferência entre os Estados Partes para concluir o Acordo antes do mês de maio de 2005 e renovar o mandato da Grupo Ad Hoc Alto Nível Aquífero Guarani até a realização da referida conferência.

Na XXVIII Reunião Ordinária do Conselho do Mercado Comum realizada em Assunção nos dias 18 e 19 de junho de 2005 apresentaram-se aos trabalhos realizados e o estado dos avanços no Projeto de Acordo Aquífero Guarani. A fim de resolver os pontos pendentes do Acordo o comitê decidiu convocar em 60 dias uma Conferência de Plenipotenciários dos Estados Partes para concluir o acordo (Ata/CMC n° 01/05).

Em uma notícia vinculada na imprensa o representante paraguaio do Grupo Ad Hoc de Alto Nível do Aquífero Guarani, Luis Maria Ramirez Boettner

afirma que os principais pontos do Acordo estão ligados a conservação, uso e propriedade do aquífero. No quesito propriedade, o representante reafirma a soberania dos Estados Partes sobre o aquífero e nega a possibilidade de declará-lo patrimônio da humanidade⁸.

Infelizmente não estão disponíveis os trabalhos realizados pelo Grupo Ad Hoc de Alto Nível Aquífero Guarani, nem maiores informações sobre a realização da Conferência de Plenipotenciários ou dos termos e atual estágio do Acordo Aquífero Guarani. Apenas descobriu-se que as atividades do grupo foram encerradas, sem a divulgação a sociedade de qualquer resultado dos trabalhos por este desenvolvidos⁹.

Desafios na formulação de um acordo entre os Estados Partes

As características do Aquífero Guarani nos países são diversas, seja na questão hidrogeológica, como no índice de utilização, formas de uso e desenvolvimento econômico-social das áreas. Tais diferenças precisam ser consideradas na formulação de um acordo entre as partes.

Contudo, o maior problema seria a implementação desse acordo. Desde os primórdios da Mercosul, as diversas instâncias que versaram sobre a temática ambiental, as Diretrizes Básicas em matéria de Política Ambiental (Resolução GMC n° 10/94) o Sub-Grupo n° 6, culminando com o Acordo Marco sobre Meio Ambiente tinham como objetivo a harmonização da legislação ambiental, porém tal meta nunca foi atingida.

A mera edição de um tratado entre os países não é suficiente para garantir a boa gestão do aquífero. Deve-se coordenar as políticas públicas e criar uma infra-estrutura ambiental interna, com órgãos específicos para o controle, fiscalização e monitoração das águas subterrâneas.

Em uma breve análise das legislações e instituições ambientais dos quatro países verificam-se estágios de desenvolvimento muito diferentes:

No caso da Argentina, falta uma lei ambiental nacional, visto que os estados provinciais – Estados Provinciales – têm competência para legislar sobre

⁸ Diari ABC Color Digital. Asunción, 21 de octubre de 2004. Disponível em: <http://www2.irc.nl/source/lges/item.php/4694>

⁹ <http://www.mercosul.gov.br/coordenadores1>

meio ambiente, isso ocorre porque o Estado Argentino nasceu do acordo celebrado entre as províncias, que determinaram na constituição nacional “As Províncias conservam todo o poder não delegado por esta Constituição ao Governo Federal, e o que expressamente tenham se reservado por pactos especiais ao tempo de sua incorporação”. A competência ambiental não foi delegada, portanto cada província possui uma política de recursos hídricos diferente. Recentemente foi promulgada na província de Corrientes a primeira lei a tratar especificamente sobre o Aquífero Guarani (Lei nº 5.641/05)

No Brasil a Lei das Águas, Lei nº 9.433/97, embora tenha significado um grande avanço legal na matéria de recursos hídricos, pois instituiu a Política e o Sistema de Recursos Hídricos no Brasil, no que diz respeito à questão das águas subterrâneas foi negligente, não explorando o assunto como deveria. Além disso, os Estados também podem “dispor sobre o aproveitamento de seus bens e a utilização dos recursos hídricos sob o seu domínio, nos termos da competência que lhes confere o art. 25, §1º e 26, incisos I e II” (Borges, 1998), pois possuem competência concorrente, art. 24, inciso VI da CF, para legislar sobre assuntos relativos ao meio ambiente.

Apesar dos oito estados que compreendem o aquífero Guarani no território brasileiro terem algum tipo de regulamentação, apenas Goiás, São Paulo, Mato Grosso e Minas Gerais têm legislações específicas para o uso das águas subterrâneas, contudo enfrentam problemas sérios na aplicação prática. O estado de São Paulo pioneiro em uma legislação específica sobre o assunto, ainda não conseguiu determinar o número exato de poços perfurados.

Quanto ao Uruguai, o código de águas, remonta a 1978, o *Ministerio de Transporte y Obras Públicas*, seria o responsável pela edição de uma política de águas, que ainda não foi elaborada. A questão dos recursos hídricos ainda é tratada indiretamente pelos *Ministerios de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP)* e de *Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA)*. A edição do decreto nº 214/000 estabeleceu um Plano de Gestão específico para o Guarani. Contudo acredita-se que a mera edição dessa medida, sem uma Política de Recursos Hídricos atualizada seria ineficiente já que não existe um órgão específico para coordenar o ordenamento e desenvolvimento dos recursos hídricos, nem tampouco políticas intersetoriais a nível nacional.

No caso do Paraguai falta uma legislação específica sobre recursos hídricos em geral. A constituição é

omissa em relação às águas. Em 2000 instituiu-se o Sistema Nacional de Meio Ambiente e a Secretária de Meio Ambiente (SEAM), os quais ficaram responsáveis pela questão, contudo ainda não foi criada uma estrutura institucional para a gestão de águas (Vianna, 2002).

Do exposto anteriormente, nota-se que a legislação de águas subterrâneas é extremamente dispersa e restrita, muitas vezes, concentrando-se em um capítulo das leis nacionais, estaduais ou provinciais, ou em alguns raros casos ganha o direito a uma lei específica estadual, que apresenta problemas na sua implementação.

Diante de tais disparidades a elaboração de um acordo entre as partes corre o risco de não conseguir ser aplicado na prática, tendo o mesmo destino de experiências anteriores, que embora representem avanços teóricos não conseguiram superar o estigma de discurso legislação.

Ainda sim, é imprescindível a continuidade dos debates no âmbito do Mercosul sobre esse assunto. O Mercosul ainda está longe de tornar viável a aplicação de um instrumento aos moldes da Diretiva 2000/60/CE¹⁰ ou na formulação de uma convenção para a gestão conjunta, contudo o debate e a troca de experiências no âmbito do bloco já representam um grande avanço, especialmente se for considerado as crises pelas quais passa o bloco. O aquífero Guarani pode ser um importante elemento no processo de integração dos membros.

CONCLUSÕES

1. O Aquífero Guarani é uma reserva estratégica para os quatro países componentes do MERCOSUL, embora uma gestão conjunta fosse o ideal, para atingir-se tal meta ainda há um longo caminho a ser percorrido, antes de traçar metas no plano internacional seria necessário o fortalecimento das instituições e legislações ambientais internas desses países.

2. O direito ambiental internacional é um ramo recente, impulsionado inicialmente pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente

¹⁰ EUROPA, Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, dando especial relevância à necessidade da proteção integrada das águas subterrâneas. Disponível em: <http://www.europa.eu.int>. Acessado em: 15/09/2004.

Humano ocorrida em Estocolmo no ano de 1972 e consolidado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio 92), embora os avanços nas últimas décadas tenham sido extremamente representativos, ainda falta muito para consolidar e aprimorar tanto a legislação ambiental como as estruturas necessárias para a implementação desse direito. No caso das águas subterrâneas transfronteiriças a situação é mais grave, pois embora sua utilização seja tradicional em várias regiões, o conhecimento técnico existente é limitado e não

havia políticas públicas preocupadas com a proteção desses recursos.

3. O Projeto Aquífero Guarani foi de suma importância, pois além do conhecimento técnico por ele promovido, esse projeto revelou a temática das águas subterrâneas a sociedade. Esse assunto era restrito a um pequeno grupo de expertos, mas passou a ser discutido abertamente na mídia e no meio acadêmico o que ensejou uma maior cobrança social na realização de políticas públicas voltadas a esses recursos.

Referências

- ARGENTINA. Constitución. 1994. **Constitución de la Nación Argentina, de 22 de agosto de 1994**. Artículo 121. Gobiernos de Provincia. Disponível em: <<http://www.argentina.gov.ar>>. Acesso em: 04 maio 2004.
- AURELI, A.; GANOULIS, J. 2005. **The UNESCO Project on Internationally Shared Aquifer Resources Management (UNESCO/ISARM): overview and recent development**. Disponível em: <http://www.inweb.gr/workshops/UNESCO_ISARM/UNESCO_ISARM.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2006.
- BORGES, A.G. 1998. **Reflexões sobre a gestão dos recursos hídricos no estado da Bahia**. Rio de Janeiro: RDA. 213 p.
- BORGUETTI, N.R.B.; BORGUETTI, J.R.; ROSA FILHO, E.F. 2004. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Curitiba.
- HAYTON, R.D.; UTTON, A.E. 1989. **Agua subterrâneas transfronterizas: anteproyecto de Tratado "Bellagio"**. Tradução Carmen L. de Campoy, Raquel L.D. Barbuzza. Disponível em: <<http://www.sg-guarani.org>>. Acesso em: 05 out. 2004.
- MATSUMOTO, K. 2002. **Transboundary groundwater and international law: past practices and current implications**. (Master of Science) – The Department of Geosciences, Oregon State University. Disponível em: <<http://www.transboundarywaters.orst.edu/publications/Matsumoto.pdf>>. Acesso em: 02 maio 2006.
- MEIRELLES, E.A. 2005. **Aquífero Guarani: uma proposta de regulamentação jurídica internacional**. Tese (Doutorado em fase de qualificação) – sob orientação do prof. Guido Fernando Silva Soares, Departamento de Direito Internacional, Universidade de São Paulo.
- MONTEIRO, R.C. 2003. **Estimativa espaço-temporal da superfície potenciométrica do sistema aquífero Guarani na cidade de Ribeirão Preto (SP) – Brasil**. 212 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- PROJETO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SISTEMA AQUIFERO GUARANI. [entre 2000-2002]. Disponível em: <http://www.sg-guarani.org/index/site/proyecto/pto001_a.php>. Acesso em: 04 maio 2004.
- PURI, S. (Ed.) 2003. **Internationally shared (transboundary) aquifer resources management**. ISARM Americas: overview and suggested next steps for discussion at the Montevideo Meeting 24th & 25th September 2003. Disponível em: <<http://www.iah.org/isarm/shammy.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2006.
- SCANLON, T.; CASSAR, A.; NEMES, N. 2004. **Water as a human right?** Cambridge: IUCN. Disponível em: <<http://www.iucn.org/themes/law/pdffdocuments/EPLP51EN.pdf>>. Acesso em: 05 mar. 2006.
- TRATADO DE ASSUNÇÃO. 1991. Tratado para a Constituição de um Mercado Comum entre a República Argentina, a República Federativa do Brasil, a República do Paraguai e a República Oriental do Uruguai (Assunção, 26 mar. 1991). **Senatus**: Cadernos da Secretaria de Informação e Documentação, v. 1, n. 1, p. 33-54, dez.
- UNESCO. 2000. **Launching of international initiative on shared aquifers** (14th Session of the Intergovernmental Council). Paris: IAH/UNESCO/FAO. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001206/120607eo.pdf>>. Acesso em: 23 maio 2005.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. 2002. **Atlas of international freshwater agreements**. Disponível em: <<http://www.unep.org>>. Acesso em: 24 maio 2005.
- VIANNA, P.C.G. 2002. **O sistema aquífero Guarani (SAG) no Mercosul**. 113 p. Tese (Doutorado Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

WORLD BANK. 2001. **Project for the Environmental Protection and Sustainable Development of the Guarani Aquifer System.** Office Memorandum, GEF Project Brief, Latin America and the Caribbean, LCSES. Disponível em: <http://www.gefweb.org/Documents/Council_Documents/GEF_C18/Regional_Guarani_Aquifer.pdf>. Acesso em: 07 mar. 2006.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. 2003. **Water for people, water for life.** Paris: UNESCO. (The United Nations World Water Development Report, 1). Disponível em: <<http://www.unesco.org/publishing>>. Acesso em: 23 dez. 2005.

Pilar Carolina Villar Advogada, mestranda do Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo e membro do Grupo de Pesquisa de Geografia Política. E-mail: pcvillar@gmail.com

Regulação das águas pluviais urbanas

Carlos E. M. Tucci
Adalberto Meller

RESUMO: No Brasil o impacto nas águas pluviais em decorrência da urbanização tem reduzido a qualidade de vida da população e comprometido o meio ambiente. O poder público tem sido ineficiente na prevenção e gestão deste problema, tendo como resultado a transferência de custos e responsabilidades do privado para o público em cada novo empreendimento. Este artigo destaca a relação entre a gestão dos recursos hídricos, que prevê a bacia hidrográfica como unidade de gestão e a cidade como unidade local de gestão urbana, e as medidas potenciais de regulação das águas pluviais dentro do município, necessárias à prevenção dos impactos e a transferência de responsabilidades. Esta análise discute também as tendências e práticas internacionais e do Brasil, visando a busca de uma real sustentabilidade de longo prazo.

PALAVRAS-CHAVE: legislação, gestão da drenagem urbana, águas urbanas.

ABSTRACT: In Brazil, the effect of urbanization on the storm water has been reduced the quality of life of the population and impacted the environment. The public institutions have been inefficient in prevention and managing this issue, resulting in the transference of the cost from the private to the public in each new development. This paper presents the institutions relations of water resource management at basin level and the city management of its facilities, the potential measures adopted to regulated inside of the city the storm water in a way to prevent the impacts and do not allow the transference of responsibilities. The paper analysis the international and Brazilian tendencies to regulate in order to achieve long term sustainability in the cities.

KEY-WORDS: regulation, urban stormwater management, urban water.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano é a fonte de vários impactos no meio ambiente e sobre a população devido ao: (a) aumento das inundações pela impermeabilização e canalização; (b) erosão do solo e assoreamento dos rios pela aceleração do escoamento; (c) deterioração da qualidade da água dos mananciais superficiais e subterrâneos (Tucci, 2002).

Parte importante das fontes dos impactos é difusa como a carga do esgoto doméstico no pluvial ou vice-versa (quando existe sistema separador), a contaminação das águas pluviais e subterrâneas, resíduos como lixo, entre outros. A identificação da fonte e do causador do impacto na poluição difusa tem alto custo e nem sempre é viável, o que dificulta a gestão dos recursos hídricos.

Os impactos resultantes são, entre outros: a desvalorização das propriedades, freqüentes prejuízos materiais e humanos, doenças e deterioração do meio ambiente. Estes impactos resultam numa visível redução da qualidade de vida da população. Neste cenário

uma parte da população ao ocupar o seu espaço, geralmente a montante, está recebendo subsídio de outros (que sofrem os impactos) a jusante. Da mesma forma ao não ter controlado os citados impactos, a população está recebendo um subsídio do meio ambiente. O poder público ao aprovar estes projetos fica sujeito a ações de perdas e danos e, quando implementa obras com fundos da arrecadação geral do município está transferindo o ônus do privado para o público.

A legislação ambiental brasileira prevê a licença ambiental para novos empreendimentos específicos, mas não considera o efeito conjunto dos impactos da urbanização. A lei de recursos hídricos do Brasil (9.433 de janeiro de 1997) prevê o domínio e a gestão federal e estadual, mas não define a função do município, onde este impacto é gerado. Este artigo trata de buscar respostas técnicas para estas indefinições. A seguir é analisada a relação entre a gestão nível da bacia e da cidade, definindo os espaços de gestão. A gestão dentro da cidade é analisada em maior detalhe, seguido das medidas associadas a regulação.

GESTÃO DA BACIA E DA CIDADE

Espaços

A gestão das ações dentro do ambiente urbano pode ser definida de acordo com a relação de dependência da água através da bacia hidrográfica ou da jurisdição administrativa Municipal, Estadual ou Federal. A gestão dos recursos hídricos é realizada através da bacia hidrográfica, no entanto a gestão do uso do solo é realizada (Tucci, 2002, 2005) pelo município ou grupo de municípios numa Região Metropolitana. A gestão pode ser realizada de acordo com a definição do espaço geográfico externo (bacia hidrográfica) e interno a cidade (município).

Os Planos das bacias hidrográfica têm sido desenvolvidos para grandes bacias (>1.000 km²). Neste cenário existem várias cidades que interferem umas nas outras, transferindo impactos. O Plano da bacia dificilmente poderá envolver todas as medidas em cada cidade, mas deve estabelecer os condicionantes *externos* as cidades como a qualidade de seus efluentes, as alterações no hidrograma (quantidade), que visem evitar a transferência de impactos. O ambiente interno da cidade é gerido pelo município para atender os condicionantes *externos* previstos no Plano de Bacia, e os *internos*, evitando inundação, erosão, resíduos e a contaminação da água nos rios e aquíferos dentro da cidade. Na tabela 1 são apresentados os gestores e instrumentos destes espaços.

A construção global desta estrutura de gestão esbarra em algumas dificuldades: (a) Limitada capacidade dos municípios para desenvolverem a gestão; (b) O sistema de gestão das bacias ainda não é uma realidade consolidada em todo o país; (c) Reduzida

capacidade de financiamento das ações pelos municípios devido ao alto nível de endividamento. No primeiro caso, a solução passa pelo apoio estadual e federal através de escritórios técnicos que apoiem as cidades de menor porte no desenvolvimento de suas ações de planejamento e implementação. O segundo dependerá da transição e evolução do desenvolvimento da gestão no país. O terceiro dependerá fundamentalmente do desenvolvimento de um programa a nível federal e mesmo estadual com um fundo de financiamento para viabilizar as ações.

Gerenciamento de bacias urbanas compartilhadas

Grande parte das cidades possui uma bacia hidrográfica comum entre si. Geralmente existem os seguintes cenários: (a) um município está a montante de outro; (b) o rio divide os municípios (figura 1).

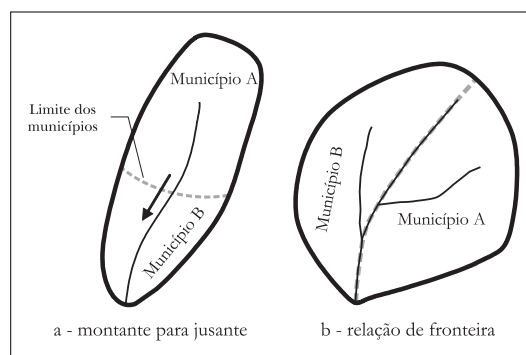


FIGURA 1. Relações básicas entre municípios

TABELA 1
Espaço de Gestão das águas urbanas

Espaço	Domínio	Gestores	Instrumentos	Características
Bacia ¹	Estado ou Governo Federal	Comitê e Agência	Plano de bacia	Gestão da quantidade e qualidade da água nos rios da bacia hidrográfica, evitando a transferência de impactos.
Município ²	Município ou Região Metropolitana	Município ou órgão Metropolitano	Plano Diretor urbano e Plano integrado de Esgotamento, Drenagem Urbana e Resíduos Sólidos.	Minimizar os impactos de quantidade e qualidade dentro da cidade, nas pequenas bacias urbanas evitando transferir impactos para os rios.

¹ bacias de grande porte (> 1.000 km²); ² área de abrangência do município e suas pequenas sub-bacias de macrodrenagem (< 50 km²). Os valores de áreas são indicativos e podem se alterar para cidades de grande porte.

O controle institucional das águas urbanas, que envolve pelo menos dois municípios, pode ser realizado pela: (a) legislação municipal adequada para cada município; (b) legislação estadual que estabeleça os padrões a serem mantidos nos municípios, de tal forma a não serem transferidos os impactos; (c) distritos de Drenagem, onde cada Distrito engloba um ou mais municípios sob normas comuns quanto a gestão territorial relacionada com os elementos das águas urbanas.

Estes entendimentos podem ser realizados dentro do comitê da bacia e a regulamentação setorial através dos Planos Estaduais. Quando forem desenvolvidos os Planos das Bacias que envolvam mais de um município, deve-se buscar acordar ações conjuntas com estes municípios para se obter o planejamento de toda a bacia.

Os problemas atualmente existentes podem ser resumidos nos seguintes cenários:

- ☒ Nas regiões metropolitanas é comum a existência de bacias hidrográficas com grande predominância de urbanização que ultrapassa os limites da cidade. Nesta situação a transferência de impactos entre as cidades é muito grande. Por exemplo, uma cidade a montante que canaliza seu escoamento para jusante seguramente irá aumentar as inundações na cidade de jusante, da mesma forma que a poluição industrial ou esgoto sem tratamento. Para evitar essa situação não existe mecanismo legal;
- ☒ No caso de municípios que se encontram em margens opostas, mesmo que um deles adote medidas legais para gestão de sua parte da bacia, a outra margem continuará causando impacto a jusante, o que inviabiliza uma solução sustentável. O desenvolvimento de medidas sustentáveis de longo prazo somente é possível por meio do estabelecimento de mecanismos legais a serem exigidos dos projetos quando da sua aprovação em ambas as cidades.

Potenciais medidas de controle externo às áreas urbanas

O mecanismo previsto nas legislações de recursos hídricos para o gerenciamento externo das cidades é o Plano de Recursos Hídricos da Bacia. No entanto, no referido Plano dificilmente será possível elaborar o Plano Integrado de Águas Urbanas (Abastecimento, Esgotamento Sanitário, Drenagem Urbana e Residu-

os Sólidos) de cada cidade contida na bacia. O Plano da bacia deveria estabelecer as metas que as cidades devem atingir para que o rio principal e seus afluentes atinjam níveis ambientalmente adequados de qualidade da água, tendo como meta o enquadramento do rio na classe de uso.

GESTÃO NA CIDADE

Efeito da Urbanização

A maior parte dos efeitos da urbanização sobre o ciclo hidrológico tem origem direta no aumento das superfícies impermeáveis, que diminuem a capacidade de infiltração, retenção e evapotranspiração e aumentam a velocidade do escoamento das bacias urbanas.

A remoção da vegetação natural e o nivelamento das depressões naturais do terreno diminuem a interceptação e o armazenamento da chuva. Com a remoção da camada superior do solo e a compactação da camada sub-superficial ocorre o aumento do escoamento superficial juntamente com a produção de sedimentos devido a erosão.

Precipitações frequentes, com baixo período de retorno, são suficientes para desagregação e carreamento do solo desprotegido. Este fenômeno ocorre devido ao efeito da energia da chuva sobre superfícies durante a construção (canteiro de obras) e da velocidade acelerada a jusante de estradas, condomínios e áreas fortemente urbanizadas.

Com a diminuição das atividades de construção há a diminuição da produção de sedimentos e o aumento da produção de resíduos sólidos domésticos na bacia. Este resíduo acaba por obstruir as redes de micro e macrodrenagem, potencializando os efeitos das inundações.

A qualidade da água pluvial também se deteriora pela lavagem das superfícies urbanas devido aos contaminantes depositados pela poluição aérea, além dos resíduos citados.

Nos corpos receptores a jusante da bacia em desenvolvimento, os impactos podem ser reunidos em quatro grupos principais (State of Georgia, 2001, Commonwealth of Massachusetts, 1997 e State of Connecticut, 2004):

a) *Mudança na vazão dos rios*: (i) aumento do volume, das vazões de pico e da velocidade; (ii) diminuição do tempo de concentração; (iii) aumento da frequência e magnitude dos eventos à “calha

cheia¹” (estes eventos são os responsáveis por moldar a calha menor dos rios e têm TR = 1 a 2anos); (iv) diminuição da vazão de base, devido a diminuição da recarga do aquífero.

b) Mudança na Geomorfologia dos rios: As mudanças quantitativas do escoamento afetam diretamente a morfologia, geometria e as características dos córregos, rios e ravinas. Alguns dos impactos são (figura 2): alargamento da seção transversal e erosão das margens; aprofundamento do leito dos cursos d’água; desaparecimento da vegetação riparia; assoreamento em seções de baixa velocidade; ampliação dos limites da planície de inundação (TR=100 anos).

c) Impactos no Habitat Aquático: Devido às modificações apresentadas nos itens anteriores, há uma diminuição na diversidade do habitat dos corpos d’água. Os impactos incluem: degradação da estrutura do habitat; redução da vazão de base; aumento da temperatura dos rios; declínio em abundância e biodiversidade.

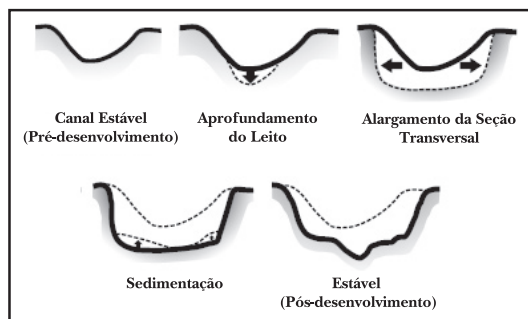


FIGURA 2. Modificações na morfologia dos cursos d’água devido ao desenvolvimento da bacia (State of Georgia, 2001)

d) Impactos na Qualidade da Água: A degradação da qualidade da água começa simultaneamente ao desenvolvimento da bacia. A erosão das áreas em construção leva grande quantidade de sedimentos aos canais. Além de aumentar a carga e introduzir novas fontes de poluentes, a urbanização produz áreas

impermeáveis que acumulam poluentes nos períodos entre os eventos de chuva. Esses poluentes são lavados das superfícies e rapidamente são direcionados aos sistemas hídricos.

Outras fontes importantes de poluição no ambiente urbano são as ligações clandestinas de esgotos, efluentes de fossas sépticas, vazamentos de tanques de combustível enterrados, estabelecimentos de lavagem de automóveis e oficinas, que contribuem para o aumento das cargas poluidoras transportadas pelas redes de drenagem urbana.

Os principais poluentes e seus impactos são (State of Georgia, 2001 e State of Minnesota, 2005): redução de oxigênio dissolvido (OD); enriquecimento por nutrientes (N e P); hidrocarbonetos como óleos, graxas e combustíveis em geral, que contêm compostos que podem ser carcinogênicos, causar tumores ou mutação em certas espécies de peixes; contaminação microbiana (bactéria, vírus ou outros micróbios proveniente das conexões ilícitas de esgoto); materiais tóxicos: metais pesados como cobre, níquel, zinco e cádmio podem intoxicar organismos e se acumular na cadeia alimentar prejudicando a saúde da população; lixo: gera um ambiente desagradável para convivência e diminui o valor recreacional e paisagístico dos cursos d’água.

Fases da gestão e controle na cidade

Desde a década de 70 muitos países (Estados Unidos, França, Inglaterra, Austrália, entre outros) identificaram os aspectos insustentáveis do desenvolvimento urbano (veja tabela 2 para o caso dos Estados Unidos). Até o final dos anos 80 esses países passaram a planejar os controles através da legislação, corrigindo os impactos existentes através do uso de amortecimento e fazendo com que o pico do hidrograma voltasse às condições de pré-desenvolvimento, sem transferir o impacto da urbanização. Na década de 90 passaram a recuperar as condições de funcionamento natural da bacia e algumas cidades procuraram incentivar o uso de dispositivos de infiltração e evapotranspiração do escoamento (na tabela 3). Exemplos desses dispositivos são: planos de infiltração, pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração, biorretenção, telhados verdes entre outros.

Regulação das Águas Pluviais na Cidade

A regulação é entendida aqui como os mecanismos para indução de práticas sustentáveis pelo poder público municipal. Este processo pode ser

¹ “Calha cheia” é quando o rio está com profundidade de escoamento no limite do leito menor ou o limite no qual ocorre o extravasamento.

TABELA 2
Histórico do controle nos Estados Unidos

O "Clean Water Act" (CWA) de 1972 (lei federal), estabeleceu um marco, iniciando uma mudança na visão do controle da poluição dos recursos hídricos no país. O enfoque inicial era controlar a poluição de fontes pontuais provenientes de indústrias e redes de esgoto cloacal municipais, de modo que as águas do país pudessem ser utilizadas para pesca, recreação da população além da conservação da vida selvagem.

Na década de 90 a Environmental Protection Agency (EPA) começou a aplicar os objetivos do CWA para a drenagem urbana através da regulação da disposição de efluentes nos corpos receptores por meio de um programa de licenciamento conhecido como National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES). A fase I do NPDES, publicada em 1990, focou fontes de poluição originárias de médios e grandes sistemas de drenagem tipo separador absoluto em cidades ou condados com mais de 100.000 habitantes, além de 11 categorias de atividades industriais, as quais incluíram atividades de construção com áreas maiores que 2 ha.

A fase II do NPDES, publicada em 1999, foi além, e exigiu o licenciamento para sistemas de drenagem tipo separador absoluto de pequenas cidades e atividades de construção com áreas entre 0,4 e 2 ha (Estados Unidos, 1993).

Para alcançar os objetivos da fase II do NPDES e de outros programas, os Estados, através dos departamentos estaduais de proteção ambiental, tem desenvolvido guias técnicos de orientação, não regulatórios, para apoiar as jurisdições locais no estabelecimento das regulações e auxiliar empreendedores e a comunidade a cumpri-las (State of Minnesota, 2005, State of Georgia, 2001 e State of Connecticut, 2004). A implantação e administração do NPDES nos Estados que não possuem departamentos de proteção ambiental é feita pela EPA.

TABELA 3
Fases da Drenagem urbana em países desenvolvidos

Fases	Principal medida	Conceito
Até 1970	Canalização	Transferência de impacto
1970 -1990	Amortecimento para Redução da Vazão de Pico	Corretiva da urbanização
1990 >	Infiltração, Redução e tratamento do Volume	Sustentável nos novos empreendimentos

TABELA 4
Processos de regulação na drenagem urbana

Parâmetro regulação	Metas
Controle de pico (Qp)	Manter a vazão máxima de pré-desenvolvimento
Controle do pico, da qualidade da água (QA) e erosão (E)	Anterior + redução da carga da água pluvial (~80%) + controle da erosão pluvial
Anterior + Desenvolvimento de baixo Impacto	Anterior + mecanismos de incentivo para o desenvolvimento sustentável

realizado através de legislação específica do tipo “*command and control*” que exige condições mínimas de implantação, denominada aqui “legislação para drenagem” e guias de práticas recomendáveis através de incentivos econômicos ou não de desenvolver práticas sustentáveis.

Observou-se que as medidas de regulação para atender as fases citadas na tabela 3 ocorreram como apresentado na tabela 4. Inicialmente o principal problema eram as freqüentes inundações devido ao evidente efeito da impermeabilização e canalização. Para evitar que as inundações continuassem a ocorrer as cidades passaram a exigir (através de legislação) que a vazão máxima de cada novo empreendimento fosse menor ou igual a de pré-desenvolvimento. Esta ênfase variou com a magnitude do empreendimento e os mecanismos legais adotados. Na Austrália a ênfase ocorreu em nível de lote, enquanto nos Estados Unidos a ênfase foi na regulação de empreendimentos como loteamentos.

Na avaliação das medidas propostas observou-se que os outros impactos devidos à urbanização não eram controlados (qualidade da água pluvial e erosão), pois o controle do pico não garantia o controle da qualidade da água e a redução da erosão. Observou-se também que estes impactos ocorrem devido às chuvas freqüentes e não necessariamente às extremas. As legislações mais recentes impõem critérios para este controle (veja nos itens seguintes).

As regulamentações mais atuais buscam uma solução ambientalmente sustentável para os novos empreendimentos seja em nível de lote ou loteamento. Para atingir este objetivo é necessário o gerenciamento integrado da infra-estrutura urbana, iniciando-se pela definição da ocupação do espaço com preservação das funções naturais como a infiltração, evapotranspiração e a rede natural de escoamento. Este tipo de desenvolvimento tem recebido a denominação de *Better Site Design* (BSD, melhor projeto local) /*Conservation Design* (CD)/*Low Impact development* (LID, desenvolvimento de baixo impacto) nos Estados Unidos e Nova Zelândia, *Water Sensitive Urban Design* (WSUD, Projeto urbano de água adequado) na Austrália e *Sustainable Urban Drainage Systems* (SUDS, Sistemas de drenagem urbana sustentável) no Reino Unido. Neste caso, a implantação dessas práticas tem sido recomendada, com base na redução de custo da implantação e não necessariamente através de legislação específica. Para isto foram elaborados alguns manuais para orientar o seu uso. Nos Estados Unidos estes tipos de desen-

volvimento são utilizados de modo a complementar outros tipos de controle, como por exemplo, reservatórios de detenção/retenção.

Tendência de Regulação do Desenvolvimento Sustentável

Cinco grandes grupos de metas têm sido selecionados, relacionadas com as fontes dos impactos. O objetivo principal é reproduzir a hidrologia de pré-ocupação da bacia através do controle de todo espectro de freqüência dos eventos de chuva. O espectro de freqüência é dividido em cinco zonas, baseadas em suas freqüências de ocorrência, que são: Recarga do aquífero; Qualidade da Água; Proteção dos rios (erosão e assoreamento); Controle das Inundações da Drenagem Urbana (freqüentes); Controle das Inundações Extremas.

Na figura 3 e tabela 5 são apresentadas as relações entre os impactos e controles. As inundações extremas não são tratadas neste artigo.

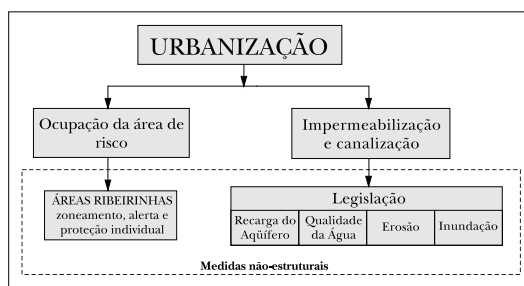


FIGURA 3. Impactos e controles

Recarga do Aquífero: Essa regulação visa manter o volume anual de recarga do aquífero da bacia na situação de pré-desenvolvimento, através da captura e infiltração do escoamento. O objetivo principal é manter os níveis do aquífero, a vazão de base nos córregos e os níveis de umidade nos banhados.

Para definição do volume de recarga (infiltração) os métodos se baseiam no tipo de solo, volume anual de precipitação e na porcentagem de área impermeável do local. Utilizando o grupo hidrológico do solo, o volume de recarga por unidade de área (m^3/ha) pode estimado como (Commonwealth of

TABELA 5
Impactos e regulamentação sobre o escoamento pluvial

Efeito	Impactos	Objetivo	Ação	Regulamentação
Recarga do Aquífero	Diminuição do lençol freático e da vazão de base	Manter os níveis anuais médios de recarga e a vazão de base.	Infiltração na área desenvolvida	Garantir a recarga média anual de acordo com os tipos de solo da região
Qualidade da água	Aumento da carga de poluentes na água pela lavagem das superfícies urbanizadas	Reduzir a 80% da carga da qualidade da água devido a eventos pluviais	Tratar o volume dos sólidos suspensos das superfícies urbanas ¹	O controle é realizado para o volume da chuva de 1 a 2 anos e 24 horas ou um volume correspondente a 90% dos eventos anuais.
Erosão e assoreamento	Erosão do leito dos canais devido ao aumento da vazão e velocidade	Reduzir a energia do escoamento	Restringir a vazão pré-desenvolvimento e dissipar a energia através de reservatórios ou dissipadores	O controle é realizado armazenando a chuva de 1 a 2 anos de 24 horas.
Inundação da Drenagem Urbana	Inundação na drenagem urbana (redes de condutos e canais naturais e/ou artificiais) devido ao aumento da vazão.	Manter a vazão de pico menor ou igual a de pré-desenvolvimento	Com infiltração ou amortecimento na área desenvolvida	Evento de cheia com tempo de retorno de 10 a 25 anos e 24 horas.
Áreas ribeirinhas e eventos extremos	Impactos devido a eventos extremos nas áreas ribeirinhas e segurança dos dispositivos hidráulicos	Mitigar os impactos extremos, não ampliação dos limites da planície de inundação e dimensionamento de estruturas de emergência nos reservatórios.	Controle com reservatórios e/ou zoneamento.	Zoneamento de áreas de inundação para a cheia de 100 anos.

¹ a redução de sólidos implica na redução das cargas de outros poluentes.

Massachusetts, 1997; State of Vermont, 2002; State of Connecticut, 2004; State of Maryland, 2000):

$$V_{ra} = 10.R.(I/100) \quad (1)$$

onde: R (mm) é a recarga do aquífero e I (%) é a área impermeável no caso de novos desenvolvimentos e o aumento da área impermeável para locais que estejam sendo novamente ocupados. O valor de R pode ser estimado pela coluna 3 da tabela 6, que relaciona o tipo de solo com a recarga média em um evento de precipitação.

O volume também pode ser estabelecido como uma porcentagem do volume total de uma chuva de

projeto. No estado de Wisconsin (State of Wisconsin, 2000), por exemplo, 10 a 25% do volume da chuva de 2 anos de tempo de retorno e 24 horas de duração deve ser infiltrada, dependendo do tipo e uso (% de áreas impermeáveis) do solo.

Para alcançar a meta de recarga podem ser utilizadas medidas de controle como trincheiras de infiltração, valos gramados, pavimentos permeáveis e também de técnicas de planejamento do local (LID/BSD/CD). Os reservatórios não são os dispositivos mais apropriados para a recarga do aquífero, pois normalmente são projetados com fundos impermeáveis ou tem sua capacidade de infiltração no solo significativamente reduzida devido à acumulação do sedimento fino (State of Connecticut, 2004).

TABELA 6
Altura de Recarga do Aquífero
(State of Connecticut, 2004)

Grupo Hidrológico de Solo	Recarga Média Anual (mm/ano)	Recarga (mm)
A	457	10
B	305	6
C	152	3
D	76	0

82

Qualidade da Água: A regulação sobre qualidade da água visa o tratamento da qualidade da água pluvial para evitar a poluição dos sistemas aquáticos. O objetivo é o tratamento da qualidade considerando os diferentes tipos de poluentes observados na qualidade da água pluvial.

Algumas metas devem ser traçadas para caracterizar este objetivo. A prática americana através da EPA identificou que tratando uma parcela dos sólidos suspensos totais (SST) do escoamento pluvial o objetivo de reduzir a carga anual do escoamento em 80% é atingida (Estados Unidos, 1993). Os SST foram escolhidos como parâmetro indicador da eficiência do tratamento devido à (State of Georgia, 2001):

- os sedimentos e boa parte dos poluentes do escoamento pluvial se encontram aderidos aos SST;
- grande parte dos poluentes são removidos com os SST e suas taxas de remoção são proporcionais a dos SST;
- o nível de remoção de 80% dos SST é geralmente atingido com o uso de dispositivos bem dimensionados e que possuem manutenção adequada.

A definição do volume a ser tratado para alcançar a meta de tratamento pode ser estabelecida com base em um valor limite de precipitação ou um tempo de retorno para essa precipitação. Três metodologias tem sido usadas:

(a) US-EPA: A regulação adotada pela EPA estabelece que tratando o escoamento pluvial correspondente à chuva de 2 anos de tempo de retorno e duração de 24 horas a meta de redução dos poluentes é atingida (Estados Unidos, 1993);

(b) Fenômeno “*first flush*”: essa metodologia se baseia na suposição que a maior parte da carga dos poluentes do escoamento pluvial (80% segundo

Gupta e Saul, 1996) está contido nos 20% (Deletic, 1998) a 30% (Gupta e Saul, 1996) iniciais do volume total escoado. Nas regulações americanas esse valor corresponde em média ao escoamento gerado pelos primeiros 12,7 ou 25,4mm do evento de chuva (State of Connecticut, 2004), que deve ser tratado para alcançar a meta de remoção de poluentes;

(c) “Regra dos 90%”: Admite que capturando e tratando o escoamento associado a 90% dos eventos de chuva que ocorrem anualmente (que transportam cerca de 90% da carga anual de poluentes) a meta de remoção de poluentes é alcançada (State of New York, 2003; State of Maryland, 2000; State of Vermont, 2002 e State of Minnesota, 2005). Na maioria dos estados americanos esse valor é correspondente a aproximadamente 25,4mm de chuva, em concordância com a metodologia anterior.

Os métodos anteriores foram estabelecidos porque se verificou que a carga poluente é resultado de eventos pequenos e frequentes ao longo do ano ((Schueller, 1987; Athayde et al., 1983). Portanto, tratando e infiltrando a maioria dos eventos frequentes a carga sobre o sistema fluvial diminui.

O volume de qualidade da água por unidade de área v_{qa} (m^3/ha) pode ser estimado com base no seguinte:

$$v_{qa} = 10.P.C \quad (2)$$

onde: P é a precipitação em mm/dia (determinado pelos métodos (a), (b) ou (c)) e C é o coeficiente de escoamento que pode ser estimado por $C = 0,047 + 0,9 A_i$, sendo A_i a parcela da bacia com áreas impermeáveis (valor entre 0 e 1). Esta equação do coeficiente de escoamento foi determinada por Tucci (2002) para bacias brasileiras. Um estudo americano com 44 bacias obteve coeficiente de 0,05 para o primeiro termo e o mesmo para o segundo. Estes coeficientes são válidos para eventos como um todo.

No cálculo do volume total da qualidade de água (V_{qa}), V_{ra} (volume infiltrado) pode ser considerado como uma parcela e conseqüentemente ser subtraído do primeiro, contanto que as medidas propostas para infiltração sejam realmente capazes de infiltrar o volume estabelecido para recarga.

Proteção dos rios: A regulação de proteção do canal tem o objetivo de evitar a erosão e a sedimentação dos rios naturais à jusante dos desenvolvimentos, devido à aceleração do escoamento das áreas impermeáveis e dos condutos. Para reduzir a erosão sobre

os leitos de escoamentos pode-se utilizar: redução do volume de escoamento ou da velocidade pela infiltração; dissipação da energia através do aumento da rugosidade; amortecimento do escoamento com volume de água para redução da velocidade e restrição da vazão máxima de saída do empreendimento.

Normalmente o controle nas regulações é obtido através do armazenamento e restrição da vazão máxima de saída do lote ou loteamento. Vários critérios para o estabelecimento de uma vazão máxima admissível têm sido propostos. O critério mais comum para proteção do córrego consiste no controle da vazão de pós-desenvolvimento de 2 anos de período de retorno e 24h de duração ao nível de pré-desenvolvimento. Esse critério baseia-se na consideração que a vazão de pico à calha cheia tem de 1 a 2 anos de tempo de retorno (Leopold, 1994). Pesquisas mais recentes, entretanto, indicam que essa metodologia não protege adequadamente os córregos a jusante e pode, ao contrário, contribuir para o aumento da erosão pela exposição das margens a vazões de grande potencial erosivo por uma longa duração (McRae, 1993; Brown e Caraco, 2001).

A prática atualmente recomendada nas regulações é:

(a) controle da vazão de pós-ocupação de 2 anos de tempo de retorno e 24h de duração à: 1) 50% da vazão de pré-desenvolvimento de 2 anos e 24h; 2) vazão de 1 ano e 24h;

(b) armazenamento e liberação gradual do volume gerado pelo evento de 1 ano e 24h, em um período de 24 horas ou mais, para que sejam controladas as velocidades erosivas no canal durante a passagem da cheia;

(c) avaliação detalhada em campo e modelagem hidrológica e hidráulica do curso d'água para determinar o potencial erosivo das cheias e vulnerabilidade do material das margens à erosão. É o método adotado em Ontário no Canadá (Brown e Caraco, 2001).

Embora as alternativas anteriores possam ser efetivas na proteção do canal, do ponto de vista operacional existem sérias limitações na aplicação da regulação. Para locais com área impermeável menor que 2 ha, por exemplo, o tamanho dos orifícios da tomada de água necessários para cumprir a regulação tornam-se muito pequenos, e ficam sujeitos ao entupimento (State of Connecticut, 2004). Para contornar esse problema esta regulação de proteção do canal não é exigida nos seguintes casos: (a) o volume total

relacionado a proteção do canal é recarregado para o aquífero; (b) locais com área menor ou igual 2 ha de área impermeável; (c) locais que descarregam em rios de quarta ordem, lagos, estuários e que tenham área menor que 5% da área da bacia a montante do desenvolvimento.

Controle das Inundações da Drenagem Urbana: O objetivo principal é prevenir os danos das inundações no sistema de drenagem (incluindo a rede de condutos e os cursos d'água urbanos, naturais ou não) e na infra-estrutura urbana a jusante, do aumento da velocidade de escoamento, vazão de pico e volumes pelo desenvolvimento a montante.

Este controle exige a manutenção da vazão de pico de pré-desenvolvimento num evento de projeto com risco (10 a 25 anos de tempo de retorno e duração de 24 horas) semelhante ao usado para projetar pontes, sistemas de drenagem urbana e canais abertos de macrodrenagem nas cidades.

A figura 4 caracteriza os controles citados, mas os efeitos pretendidos não necessitam serem realizados apenas através de reservatórios de detenção ou retenção, mas podem ser obtidos aumentando a infiltração, com resultados semelhantes. Isto depende do tamanho da área envolvida. Para áreas menores < 100 ha, o efeito de medidas distribuídas pode ser efetivo para a regulação. No entanto, para áreas maiores é necessário uma avaliação mais cuidadosa e mesmo um conjunto de reservatórios pode produzir um aumento de vazões devido a concomitância de vazões de pico. Áreas maiores exigem estudos hidrológicos específicos para avaliar o efeito do conjunto de infra-estruturas introduzidas. Estes estudos hidrológicos devem utilizar a simulação dos hidrogramas e distribuição temporal e espacial das precipitações de projeto. A metodologia e especificação dos procedimentos devem fazer parte do manual de drenagem urbana, orientando os profissionais sobre os condicionantes estabelecidos pela regulamentação.

A vazão de pré-desenvolvimento é a vazão máxima que ocorreria na área no risco escolhido durante uma chuva de 24 horas. É utilizado um hidrograma resultante do hietograma de projeto com a distribuição temporal de 24 horas. Para pequenas áreas (<200 ha) é possível utilizar o Método Racional. A vazão por unidade de área q_n ($l.s^{-1}.ha^{-1}$) fica:

$$q_n = 2,78 C. I \quad (3)$$

onde: C é o coeficiente de escoamento e I a intensidade da precipitação em mm/h. A escolha do valor de I depende da duração de chuva escolhida, que varia com o tempo de concentração da área. No caso de utilizar-se 24 horas, este valor seria muito baixo e irreal, pois não se procura a vazão máxima diária para o risco, mas a vazão máxima durante a parte intensa da chuva dentro do dia.

A definição da duração depende do controle estabelecido: (a) quando o controle é somente quantitativo a duração deve ser pequena para evitar volumes e custos altos; (b) Quando os controles envolvem qualidade da água e erosão, a duração deve ser alta para manter a água por mais tempo no reservatório evitando estes impactos. Em Porto Alegre (controle quantitativo, item (a) acima) a duração adotada foi de 1 h e o coeficiente de escoamento igual a 0,15, resultando em uma vazão de pré-dimensionamento de $20,8 \text{ l/s.ha}^{-1}$. A tabela 7 apresenta exemplos de regulações em termos de vazão por unidade de área para alguns locais nos EUA, França e Canadá.

MEDIDAS ASSOCIADAS À REGULAÇÃO

As medidas associadas ao controle podem ser classificadas em dois tipos principais: (a) armazenamento; (b) infiltração. As primeiras são utilizadas tanto em áreas de lotes como em loteamentos e as segundas são mais utilizadas a nível local. Quando as estruturas de armazenamentos são utilizadas em nível local (lote ou pequeno loteamento) são denominadas de OSD (*On-Site Detention*).

A principal medida associada a manutenção da vazão às condições prévias tem sido o armazenamento através de reservatórios (detenções ou retenções). Em regulamentações mais atuais é incentivado o uso de infiltração através dos manuais das cidades como: (a) desconexão de áreas impermeáveis com os pluviais, fazendo a água transitar por planos de infiltração; (b) incentivos para uso de trincheiras, valos e pavimentos permeáveis. Estes elementos fazem parte das práticas do LID citado acima. No entanto, deve-se considerar que áreas que possuem importante contaminação superficial não devem ser infiltradas antes do tratamento da água. O dimensionamento das estruturas de armazenamento se baseia nos seguintes critérios:

Controle quantitativo: vazão máxima de pré-dimensionamento, volume necessário, tempo de retorno e duração da chuva de projeto, carga e diâmetro do conduto de saída para a rede pública. O tempo de retorno está relacionado com o risco no qual será garantida a vazão de pré-dimensionamento, juntamente com a duração da chuva mais crítica. Dependendo do tamanho da área pode-se utilizar o método racional, caso contrário utiliza-se o hidrograma associado ao amortecimento em reservatório.

Controle da qualidade, erosão e quantidade: o dimensionamento se baseia no volume resultante de chuvas com diferentes riscos e duração de 24 horas, além do dimensionamento da segurança da detenção (figura 4). As principais características do controle através das estruturas de amortecimento em alguns países são as seguintes:

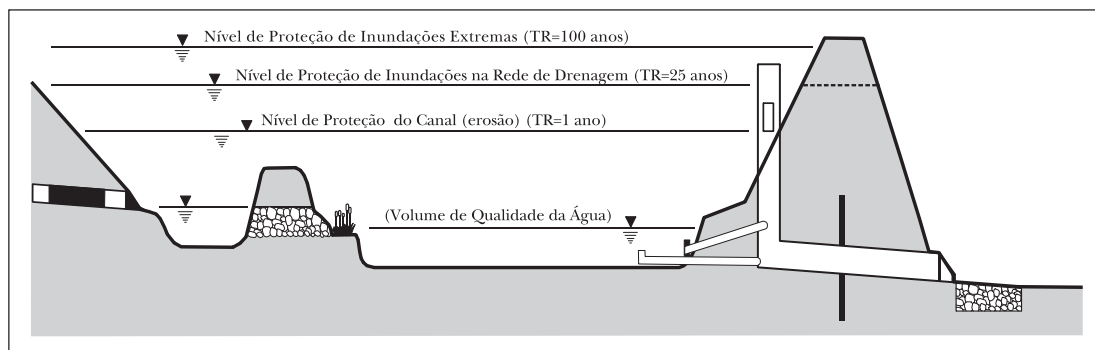


FIGURA 4. Volumes de acordo com o tipo de controle (State of Georgia, 2001): Qualidade da água: o volume definido permite o controle da qualidade da água; Proteção do Canal: o volume correspondente permite reduzir a velocidade e o potencial erosivo a jusante; Inundações na Drenagem Urbana: o volume permite evitar o aumento das vazões devido a urbanização e inundações extremas: o volume permite mitigar os impactos extremos e a não ampliação da planície de inundação.

TABELA 7
Exemplos de regulações para a vazão máxima
da drenagem urbana em alguns países

Local	Regulação ¹
Condado de Wayne - EUA (Wayne, 2005)	- A > 2,02 ha – q=10,5 para TR=100 - A < 2,02 ha – q=10,5 para TR=10
Oak Creek - EUA (Oak Creek, 2005)	- q=10,5 para TR=2 e td=24 - q=28 para TR=100 e td=24
Seattle EUA (Seattle, 2002)	- A < 465 m ² : q=14 para TR=25 e q=10,5 para TR=2 - A > 465 m ² : q=35 para TR=100, q=14 para TR=25 e q=10,5 para TR=2
Condado de Adams - EUA (Adams, 2005)	Dependente do grupo de solo dominante (A,B ou C&D) - q=4,9; 9,1 e 11,9 para TR=5 - q=35; 59,5 e 70 para TR=100
Condado de Gratiot - EUA (Gratiot, 2005)	A vazão de pré-desenvolvimento deve ser a menor das três opções: a) q=10,5; b) vazão calculada pelo método racional com TR=10; c) porcentagem da área do local em relação a área total do distrito, multiplicado pela capacidade da rede ou córrego.
Lille Metropole França (Lille, 2004)	- A < 2 ha, q=4 - A > 2ha, q=2
Poissy França (Poissy, 2005)	- q=4 a 5, dependendo da região da cidade
Ville de Ruaudin França (Sarthe, 2003)	- q=5 para TR=20
Metchosin Canadá (Metchosin, 2003)	De acordo com o tipo de solo do local para TR=2: - Rocha < 500mm de solo – q=15 - Solos > 500mm de silte e argila – q=12 - Solos > 500mm de areia, cascalho e silte – q=6 - Solos > 500mm de areia e cascalho – q=1
Sechelt – Canadá (Sechelt, 2004)	- A < 2 ha – q=5 - Para áreas maiores o distrito exige o cálculo da vazão por um método detalhado

¹A=área do empreendimento, q=vazão por unidade de área l/(s.ha), TR=tempo de retorno (anos); td=tempo de duração da chuva de projeto(horas).

EUA: A US-EPA em conjunto com os Estados (através dos manuais) sugerem os volumes para recarga, qualidade da água, erosão, drenagem urbana e para eventos extremos como destaca a figura 4. Amostras dos critérios usualmente recomendados pelos Estados no dimensionamento dos volumes estão na tabela 8.

A regulamentação geralmente incentiva o uso do LID (*low impact development*) através da infiltração em controles locais. Algumas cidades estabelecem a precipitação utilizada para cálculo da qualidade da água pluvial. Por exemplo, considerando o limite de 31 mm em 24 horas e um coeficiente de escoamento de 5%, resulta uma vazão limite de 4,3 l/(s.ha). Portanto, o dispositivo de armazenamento deverá ter orifícios que esvaziem esta chuva em 24 horas com esta vazão. Da mesma forma os outros condicionantes possuem risco da precipitação local no período de 24 horas.

Reino Unido: De acordo com Faulkner (1999) não há nenhuma política formal publicada no Reino Unido com relação às estruturas de amortecimento. Várias metodologias são utilizadas para determinação da máxima vazão permitida à rede (chamada de “*greenfield runoff*”), adotada como a vazão de pré-ocupação da área. Algumas regiões prepararam notas de orientação regionais de padrões e métodos a serem adotados. Apenas a região do Tâmsa possui uma política de dimensionamento de estruturas de armazenamento publicada pela Agência Ambiental. Os critérios são semelhantes aos americanos como mostra a tabela 9.

Austrália: A Austrália tem usado reservatórios de detenção especialmente nas cidades mais populosas do leste, como Sydney, Melbourne, Brisbane, Newcastle, Wollongong e Canberra (Scott et al., 1999; O’Loughlin et al., 1998). Devido a limitação de espaço nas áreas próximas ao centro da cidade, surgiram como alternativa aos grandes reservatórios os OSD’s (“*On-Site Stormwater Detention*”), inicialmente na forma de tanques de detenção em residências, áreas comerciais ou industriais (O’Loughlin et al., 1995).

Segundo O’Loughlin et al. (1995) a resposta inicial à aplicação dos OSD’s (*On site Detention*, detenção local) foi negativa, pelo custo adicional da estrutura, complexidade e falta de eficiência da manutenção. Em regiões densamente urbanizadas ou com solos pouco permeáveis, os OSD’s aparecem como a melhor alternativa. Nos últimos anos, com o aparecimento do conceito de WSUD (*Water Sensitive Urban Design*) tem sido usadas técnicas híbridas

TABELA 8
Critérios para o dimensionamento dos volumes das estruturas de tratamento do escoamento

Estado	Qualidade	Erosão TR ¹	Inundação TR ¹
New York (State of New York, 2003)	90% dos eventos ou de 20 a 30mm	1 ano	10 anos
Maryland (State of Maryland, 2000)	90% dos eventos Região Oeste=23mm e Leste=25mm	1 ano	10 anos
Georgia (State of Georgia, 2001)	85% dos eventos ou 30mm	1 ano	25 anos
Vermont (State of Vermont, 2002)	90% dos eventos ou 23mm	1 ano	10 anos
Wisconsin (State of Wisconsin, 2000)	2 anos e 24h, 32 a 38mm	2 anos	10 anos
Virginia (State of Virginia, 1999)	13mm	1 ano	10 anos
Connecticut (State of Connecticut, 2004)	25mm ou 90% dos eventos	50% de 2 anos ou 1 ano	10, 25 e 100 anos
Maine (State of Maine, 2006)	25mm das áreas impermeáveis e 10mm das áreas permeáveis	2 anos	10 e 25 anos
Massachusetts (State of Massachusetts, 1997)	25mm para áreas críticas e 13mm para as demais	2 anos	10 anos
Minnesota (State of Minnesota, 2005)	25mm ou 90% dos eventos	1 ano	10 anos

¹ Para uma chuva de projeto com tempo de duração de 24 horas.

TABELA 9
Critérios para controle do escoamento

Região	Vazão de Pré-desenvolvimento	Volume de Pré-desenvolvimento
Southern	q=7 para Tr=1	TR=100
Welsh	q=2-6	TR=100
Midlands	q=4-6 para Tr=1	TR=25
North East	q=3-7 para Tr=1	TR=30

q=vazão por unidade de área l/(s.ha), TR=tempo de retorno (anos). Fonte: Faulkner (1999).

OSD/WSUD, que promovem a utilização conjunta dos OSDs com dispositivos que permitem o reuso da água da chuva (Coombes et al., 2002) e/ou infiltração do escoamento no solo (Beecham et al., 2004).

Os problemas encontrados com os OSD na prática foram: (a) falta de conhecimento técnico por parte dos engenheiros; (b) manutenção. Still e Bewsher (1995) apud O'Loughlin et al. (1998) citam: problemas de projeto como volumes inadequados, material orgânico e limpeza, dificuldade de acesso, entre outros.

A utilização das OSDs para controle do escoamento são reguladas na Austrália em termos de “descargas permissíveis” (*Permissible Site Discharge* - PSDs) e do “armazenamento necessário” (*Site Storage Requirements* - SSRs). A limitação da vazão na estrutura é feita através do orifício de saída.

De modo geral o valor das PSDs e SSRs nas municipalidades australianas variam entre 80 a 300 l/s.ha e 200 a 550 m³/ha (Nicholas, 1995), respectivamente. O tempo de retorno geralmente adotado é de 100 anos. O diâmetro mínimo do orifício de saída dos OSD é limitado em 25 mm, para evitar entupimento das estruturas. Deve ainda existir uma proteção interna de grade. A profundidade máxima admissível para os tanques enterrados é 60 cm.

Brasil: No Brasil a abordagem tradicional para a solução/prevenção dos problemas de drenagem urbana nas cidades tem sido baseada no princípio higienista do início do século passado. Somente a partir da década de 90 o uso de técnicas alternativas conhecidas como *Best Mangament Practices* (BMP's, práticas da melhor gestão) começaram a ser introduzidas. Entre essas técnicas, o armazenamento através de bacias ou reservatórios de detenção tem sido a mais utilizada.

Embora existam hoje bacias de detenção em diversas cidades brasileiras como Porto Alegre, São Paulo, Curitiba, Belo Horizonte, Natal entre outras, ainda há grande resistência a sua aplicação pela maior parte dos projetistas, por falta de conhecimento e integração ambiental à paisagem das cidades.

Segundo Baptista et al. (2005) não existe hoje no país uma regulação específica para emprego de dispositivos de controle do escoamento pluvial na cidade, entretanto a legislação brasileira nas esferas federal, estadual e municipal dispõe de instrumentos legais que podem ser utilizados. Em áreas urbanas, o Estatuto da cidade (lei federal 10.257/2001) contém instrumentos de política urbana com potencial para

emprego de dispositivos para o controle de impactos da urbanização sobre a bacia.

Em Porto Alegre, o Plano Diretor de Drenagem Urbana ordenou a construção dos dispositivos de controle na cidade e previu um decreto de lei para controle na fonte do impacto gerado pela impermeabilização no escoamento urbano. Pela lei todo novo desenvolvimento com área superior a 600m², que gerar impermeabilização, deve controlar sua vazão máxima de saída à rede pública ao nível de pré-desenvolvimento. Em São Paulo a lei 13.276/2002 tornou obrigatório o controle através de reservatórios para áreas maiores que 500m². Este tipo de legislação limita o tipo de solução.

A principal preocupação com relação às águas pluviais ainda está ligada ao controle das inundações, não havendo historicamente preocupação com os aspectos qualitativos da água no meio urbano. Assim, é preponderante o uso de bacias de detenção às estruturas de retenção. As dificuldades encontradas têm sido: (a) falta de integração a paisagem da cidade e seus usos; (b) esgoto sanitário e lixo contaminam a área; (c) limitada manutenção das obras; (d) falta de entendimento da população sobre as funções das detenções.

CONCLUSÕES

Nos países desenvolvidos a prática de controle segue restrições de volume ou vazão que permita controlar a qualidade da água pluvial, a erosão e a vazão da drenagem. As medidas para atender a legislação podem ser realizadas através de ação na fonte com infiltração e detenção ou com detenções e retenções em áreas maiores.

Quando o controle é somente quantitativo utilizam-se vazões limites maiores, visando apenas que os impactos não se ampliem na bacia para tempos de retorno de 10 a 100 anos, resultando em vazões limites de 16 a 200 l/(s.ha), cenário mais utilizado no Brasil.

Quando o controle também ocorre sobre a qualidade da água, a vazão limite é calculada para reter

a primeira precipitação por 24 horas que possui a maior parte da poluição e, portanto, vazões limites de entre 2 e 10 l/(s.ha).

O desenvolvimento sustentável passa por uma drenagem baseada na infiltração, na ocupação do espaço preservando os caminhos naturais do escoamento, que desta forma minimizem a necessidade das estruturas.

Os impactos na drenagem urbana devido a urbanização tem sido significativos no Brasil e a solução do problema está distante. Para atuar sobre este importante problema que se transfere dentro das cidades e na bacia é necessário estabelecer um mecanismo institucional de gestão que depende: (a) estabelecimento da gestão institucional entre a bacia e a cidade; (b) regulamentação dentro da cidade. O primeiro depende da efetiva implementação da lei de Recursos Hídricos 9.433 que estabelece condicionantes de outorga para alterações da quantidade e qualidade da água na bacia, condicionando as cidades a implementação de um Plano e a regulamentação dentro da cidade (Tucci, 2002).

A regulamentação dentro da cidade no cenário brasileiro esbarra nas seguintes dificuldades: (a) limitado tratamento de esgoto sanitário das cidades, gerenciado na sua maioria pelas empresas estaduais (80% segundo Brasil (2002)). Isto dificulta a gestão da qualidade da água pluvial, pois as redes de drenagem recebem esgoto sanitário; (b) gestão deficiente a nível municipal devido falta de qualificação técnica dos engenheiros e de corpo técnico nos municípios para este tipo de atividade; (c) oposição dos investidores devido ao ônus deste controle dentro do empreendimento.

A experiência brasileira é recente e apenas sobre o controle da quantidade, devido as dificuldades existentes. O desafio do futuro é procurar atingir os padrões internacionais de desenvolvimento sustentável na drenagem. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Referências

ADAMS COUNTY (Colorado). 2005. Storm drainage and erosion control design and technical criteria. In: ADAMS County development standards and regulations. ch. 9.

Disponível em: <<http://www.co.adams.co.us>>. Acesso em: 2006.

ATHAYDE, D.N.; SHELLEY, P.E.; DRISCOLL, E.D.; GABOURY, D.; BOYD, G. 1983. Results of nationwide urban runoff program. Washington. v. 1: Final report.

- BAPTISTA, M.B.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. 2005. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. Porto Alegre: ABRH. 266 p.
- BEECHAM, S.; HOURIGAN, P.; WELLS, J.; BRISBIN, S. 2004. Estimating the treatment performance and OSD characteristics of both proprietary and non-proprietary WSUD systems at Castle Hill in Sidney. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER SENSITIVE URBAN DESIGN, Adelaide, 2004. Jakarta: Unesco Jakarta Office.
- BRASIL. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 2002. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos 2001: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS**. Brasília: Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República. 540 p.
- BROWN, T.; CARACO, D. 2001. Channel protection. **Water Resources Impact**, Herndon, v. 3, n. 6, p. 16-19.
- COMMONWEALTH OF MASSACHUSETTS. 1997. Stormwater policy handbook. In: STORMWATER management. Massachusetts Department of Environmental Protection: Office of Coastal Zone Management. v. 1. Disponível em: <<http://www.mass.gov>>. Acesso em: 2006.
- COMMONWEALTH OF VIRGINIA. 1999. **Virginia stormwater management handbook**. Virginia Department of Conservation and Recreation. v. 1. Disponível em: <<http://www.state.va.us>>. Acesso em: 2006.
- COOMBES, P.J.; FROST, A.; KUCZERA, G.; O'LOUGHLIN, G.; LEES, S. 2002. Rainwater tank options for stormwater management in the upper Parramatta River Catchment. In: HYDROLOGY AND WATER RESOURCES SYMPOSIUM, 27., 2002, Melbourne, Australia. **Proceedings**. Barton, A.C.T.: The Institution of Engineers.
- DELETIC, A. 1998. The first flush load of urban surface runoff. **Water Research**, New York, v. 32, n. 8, p. 2462-2470, Aug.
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. 1993. **Guidance specifying management measures for sources of nonpoint pollution in coastal waters**. Washington. (EPA 840-B-92-002). Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/nps/MMG/index.html>>. Acesso em: 2006.
- FAULKNER, B. 1999. The control of surface water runoff from new development – UK national 'policy' in need of review? **Urban Water**, Amsterdam, v. 1, n. 3, p. 207-215, Sept.
- GRATIOT COUNTY (Michigan). 2005. **Administrative guidelines for storm water management**: requirements and general compliance guidelines for storm water drainage system design for development and redevelopment within Gratiot County. Ithaca. Disponível em: <<http://www.co.gratiot.mi.us>>. Acesso em: 2006.
- GUPTA, K.; SAUL, A.J. 1996. Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. **Water Research**, New York, v. 30, n. 5, p. 1244-1252, May.
- LEOPOLD, L.B. 1994. **A view of the river**. Cambridge: Harvard University. 297 p.
- LILLE (França). 2004. **Reglement d'assainissement: Lille Metropole**. Article 19: Rejet au milieu naturel superficiel de l'excédent non infiltrable. Disponível em: <<http://www.lillemetropole.fr>>. Acesso em: 2006.
- MACRAE, C. 1993. An alternative design approach for the control of instream erosion potential in urbanizing watersheds. In: MARSALIK, J.; TORNO, H. (Ed.). **Proceedings of the 6th International Conference on Urban Storm Drainage**. Niagara Falls: Seapoint.
- METCHOSIN (Canadá). 2003. **Bylaw n. 467: For the protection and management of rain water**. 4.4 Rain water detention facilities. District of Metchosin. Disponível em: <<http://www.district.metchosin.bc.ca>>. Acesso em: 2005.
- NICHOLAS, D.I. 1995. On-site stormwater detention: improved implementation techniques for runoff quantity and quality management in Sidney. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 32, n. 1, p. 85-91.
- OAK CREEK (Michigan). 2005. Storm water management. In: ENGINEERING design manual. Oak Creek: Engineering Department. ch. 4. Disponível em: <<http://www.oakcreekwi.org>>. Acesso em: 2006.
- O'LOUGHLIN, G.; BEECHAM, S.; LEES, S.; ROSE, L.; NICHOLAS, D. 1995. On-site stormwater detention systems in Sidney. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 32, n. 1, p. 169-175.
- O'LOUGHLIN, G.; NGUYEN, V.; BEWSHER, D.; LEES, S. 1998. Refining on-site stormwater detention practice in Sidney. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON INNOVATIVE TECHNOLOGIES IN URBAN STORM DRAINAGE, 3., 1998, Lyon. **Novatech 98**. Lyon: Graie.
- POISSY (França). 2005. **Dispositions applicables à les zones. Desserte par les réseaux. 2. Assainissement. c. Définition des débits de pointe acceptables rejetés vers les réseaux pluviaux ou unitaires**. Ville de Poissy. Disponível em: <<http://www.ville-poissy.fr>>. Acesso em: 2006.
- SARTHE (França). 2003. **Recueil des actes administratifs**. Environnement: loi sur l'eau. 11.4.03.-0723. Ruardin – Z.A.C. des Hunaudières – Monsieur le Maire – Travaux d'aménagement: autorisation. 20/02/03. L'État en Sarthe. Disponível em: <<http://www.sarthe.pref.gouv.fr>>. Acesso em: 2006.
- SCHUELLER, T.R. 1987. **Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMPs**. Washington: Metropolitan Washington Council of Governments.
- SCOTT, P.; SANTOS, R.; ARGUE, J.R. 1999. Performance, environmental and cost comparisons of onsite detention (OSD) and onsite retention (OSR) in re-developed residential catchments. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 39, n. 2, p. 33-41.
- SEATTLE (Washington). 2002. **Drainage review/requirements**. Seattle Department of Transportation. Seattle Public Utilities. Disponível em: <<http://www.seattle.gov>>. Acesso em: 2006.
- SECHELT (Canadá). 2004. **Synopsis of the regulations and standards**. District of Schelt. Subdivision and Control Bylaw 430. Disponível em: <<http://www.district.sechelt.bc.ca>>. Acesso em: 2005.

- STATE OF CONNECTICUT. 2004. **Connecticut stormwater quality manual**. Disponível em: <<http://dep.state.ct.us>>. Acesso em: 2006.
- STATE OF GEORGIA. 2001. Technical handbook. In: GEORGIA stormwater manual. Atlanta: Sanitation Connection. v. 2.
- STATE OF MAINE. 2006. **Stormwater management for Maine**. Maine Department of Transportation Office of Environmental Services.
- STATE OF MARYLAND. 2000. **Maryland stormwater design manual**. Baltimore: Center for Watershed Protection and the Maryland Department of the Environment. 2 v.
- STATE OF MINNESOTA. 2005. **The Minnesota stormwater manual**: version 1.0. Minnesota Pollution Control Agency. Disponível em: <<http://www.pca.state.mn.us>>. Acesso em: 2006.
- STATE OF NEW YORK. 2003. **New York State stormwater management design manual**. Center for Watershed Protection. Disponível em: <<http://www.dec.state.ny.us>>. Acesso em: 2006.
- STATE OF VERMONT. 2002. Stormwater treatment standards. In: THE VERMONT stormwater management manual. Vermont Agency of Natural Resources. v. 1. Disponível em: <<http://www.anr.state.vt.us>>. Acesso em: 2006.
- STATE OF WISCONSIN. 2000. **The Wisconsin storm water manual**: technical design guidelines for storm water management practices. Board of Regents of the University of Wisconsin System. Disponível em: <<http://dnr.wi.gov>>. Acesso em: 2006.
- TUCCI, C.E.M. 2002. Gerenciamento da drenagem urbana. **RBRH**: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 5-27, jan./mar.
- TUCCI, C.E.M. 2005. **Programa de drenagem urbana sustentável**: apoio ao desenvolvimento do manejo das águas pluviais urbanas, versão 2.0. Brasília: Ministério das Cidades.
- WAYNE COUNTY (Michigan). 2005. **Stormwater ordinance summary and administrative rules**. Department of Environment of Wayne County. Disponível em: <<http://www.waynecounty.com/>>. Acesso em: 2006.

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

Adalberto Meller Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Presentación de artículos

Los artículos pueden ser presentados en español, portugués o inglés. El resumen deberá ser enviado obligatoriamente en lo mismo idioma y abstract en inglés (para trabajos en español y portugueses) y, en español (para trabajos en inglés).

FORMATO

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

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

Espacio doble, letra Times New Roman 12;

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

Todas las referencias citadas en el texto deben estar listadas en la bibliografía. En el texto del artículo la referencia debe ser escrita, en minúsculas y entre paréntesis, como apellido y año e. g. (Araujo, 2001). Referencias con dos autores serán citadas como: (Araujo y Campos, 2001). Para el caso de más de dos autores será: (Araujo et al., 2001). En la bibliografía las referencias serán listadas en orden alfabético del apellido del primer autor, el que debe ser escrito en mayúsculas, e. g. :

ARAUJO, J., Campos, E. y Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 7, nro 1, p. 232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br

Cuando sea posible, deberá ser indicada una página de Internet relacionada a la publicación citada, como indicado en el ejemplo.

La numeración de las ecuaciones debe estar a la derecha y todos sus términos deben estar definidos en el texto.

Todas las tablas y figuras deben estar citadas en el texto.

Los interesados en publicar artículos en la revista deben preparar el mismo de acuerdo con el formato indicado y enviarlo a:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029 -
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
E-mail: rega@abrh.org.br

Chamada de artigos

Os artigos devem ser submetidos em espanhol, português ou inglês. Deverá ser enviado, obrigatoriamente, resumo no mesmo idioma e em inglês (para trabalhos em português e espanhol) e, em espanhol (para trabalhos em inglês).

FORMATO

O arquivo deve ser enviado por meio magnético, acompanhado de duas cópias impresas. Os arquivos devem estar em Word, versão recente.

Configurações da página: tamanho A4 (210 x 297mm); margens 2,5 cm em todas as direções;

Espaçamento duplo, tipografia Times New Roman, corpo 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluindo tabelas, figuras, equações e referências. Estas devem estar numeradas de 1 a n. As tabelas e figuras necessitam ter título. As figuras devem ser enviadas também em arquivo separado, em formato TIF, resolução 300 dpi.

Todas as referências citadas no texto devem estar listadas na bibliografia. No texto do artigo a referência deve ser escrita em minúsculas e entre parênteses, como sobrenome e ano (Araujo, 2001). Referências com dois autores serão citadas como: (Araujo e Campos, 2001). Na bibliografia as referências serão listadas em ordem alfabética do sobrenome do primeiro autor, que deve ser em maiúsculas:

ARAUJO, J., Campos, E. e Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol.7, n.1, p.232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br

Sempre que possível, deverá ser indicada uma página de Internet, relacionada à publicação citada, como no exemplo acima.

A numeração das equações deve estar à direita e todos os seus termos devem ser descritos no texto.

Todas as tabelas e figuras devem ser mencionada no texto.

Os interessados em publicar artigos na revista devem preparar o mesmo de acordo com o formato citado e submetê-lo a:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029 -
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
E-mail: rega@abrh.org.br

Fotolitos e impressão:

Editora Evangraf

Rua Waldomiro Schapke, 77 - Porto Alegre, RS

Fone (51) 3336-0422 e 3336-2466

evangraf@terra.com.br