

Cadernos de Recursos Hídricos

PANORAMA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL

República Federativa do Brasil

Luiz Inácio Lula da Silva
Presidente

Ministério do Meio Ambiente – MMA

Marina Silva
Ministra

Agência Nacional de Águas - ANA

Diretoria Colegiada

José Machado – Diretor-Presidente
Benedito Braga
Oscar de Moraes Cordeiro Netto
Bruno Pagnoccheschi
Dalvino Troccoli Franca

Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos

João Gilberto Lotufo Conejo

Superintendência de Usos Múltiplos

Joaquim Guedes Corrêa Gondim Filho

Superintendência de Conservação de Água e Solo

Antônio Félix Domingues

Superintendência de Outorga e Cobrança

Francisco Lopes Viana

Superintendência de Fiscalização

Gisela Damm Forattini

Superintendência de Apoio a Comitês

Rodrigo Flecha Ferreira Alves

Superintendência de Informações Hidrológicas

Valdemar Santos Guimarães

Superintendência de Tecnologia e Capacitação

José Edil Benedito

Superintendência de Administração e Finanças

Luis André Muniz

**AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS
MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE**

***PANORAMA DA QUALIDADE
DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL***

*Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos
Superintendência de Conservação de Água e Solo*

EQUIPE TÉCNICA
*José Luiz Gomes Zoby
Fernando Roberto de Oliveira*

***Brasília – DF
Maio – 2005***

© Agência Nacional de Águas – ANA
Setor Policial Sul, Área 5, Quadra 3, Blocos B, L e M
CEP 70610-200, Brasília – DF
PABX: 2109-5400
Endereço eletrônico: <http://www.ana.gov.br>

Equipe editorial:

Supervisão editorial: José Luiz Gomes Zoby

Elaboração dos originais: SPR

Revisão dos originais: SPR

Editoração eletrônica dos originais: SPR

Projeto gráfico, editoração e arte-final: SPR

Capa e ilustração: SPR

Diagramação: SPR

Todos os direitos reservados

É permitida a reprodução de dados e de informações contidos nesta publicação, desde que citada a fonte.

CIP-Brasil (Catalogação-na-publicação)

ANA - CDOC

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. METODOLOGIA	3
3. REDES DE MONITORAMENTO	4
4. CONDIÇÕES DE OCORRÊNCIA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	5
5. TERRENOS SEDIMENTARES – PRINCIPAIS SISTEMAS AQÜÍFEROS	9
6. TERRENOS CRISTALINOS	27
7. ÁGUAS MINERAIS	32
8. FONTES DE CONTAMINAÇÃO	34
9. PROTEÇÃO DE AQÜÍFEROS	50
10. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	54
11. BIBLIOGRAFIA	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem da rede de monitoramento da qualidade da água do estado de São Paulo (CETESB, 2004a).	4
Figura 2. Principais domínios sedimentares (em verde) e cristalinos (amarelo) (Fonte: Petrobras).	6
Figura 3. Distribuição dos principais sistemas aquíferos do país.	7
Figura 4. Esquema de construção de uma barragem subterrânea (Cirilo <i>et al.</i> , 1998).	31
Figura 5. As províncias hidrogeológicas do Brasil e as áreas de concessão de lavra de águas minerais e/ou águas potáveis de mesa (Queiroz, 2004).	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características gerais dos principais sistemas aquíferos do país.	8
--	---

1. INTRODUÇÃO

A Agência Nacional de Águas - ANA, conforme as atribuições conferidas pela sua Lei de criação (9.984/2000), tem a finalidade de implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos, cabendo-lhe, entre outras atribuições, promover a elaboração de estudos para subsidiar a aplicação de recursos financeiros da União em obras e serviços controle da poluição hídrica, em consonância com o estabelecido nos Planos de Recursos Hídricos. É atribuição da Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos da ANA elaborar e manter atualizado o diagnóstico de oferta e demanda, em quantidade e qualidade, dos recursos hídricos do país.

O presente trabalho tem como objetivo sistematizar a informação disponível sobre a qualidade da água subterrânea no Brasil, as principais fontes de contaminação dos aquíferos e discutir a questão da vulnerabilidade e proteção do recurso hídrico subterrâneo.

Estima-se que existam no país pelo menos 400.000 poços (Zoby & Matos, 2002). A água subterrânea é intensamente explorada no Brasil. A água de poços e fontes vem sendo utilizada para diversos fins, tais como o abastecimento humano, irrigação, indústria e lazer. No Brasil, 15,6 % dos domicílios utilizam exclusivamente água subterrânea, 77,8 % usam rede de abastecimento de água e 6,6 % usam outras formas de abastecimento (IBGE, 2002a). É importante destacar que, entre os domicílios que possuem rede de abastecimento de água, uma parte significativa usa água subterrânea. Embora o uso do manancial subterrâneo seja complementar ao superficial em muitas regiões, em outras áreas do país, a água subterrânea representa o principal manancial hídrico. Ela desempenha importante papel no desenvolvimento socioeconômico do país.

Para exemplificar, no Estado de São Paulo, dos 645 municípios, 462 (71,6%) são abastecidos total ou parcialmente com águas subterrâneas, sendo que 308 (47,7%) são municípios totalmente abastecidos por este recurso hídrico. No Estado, cerca de 5.500.000 pessoas são abastecidas diariamente por águas subterrâneas (Silva *et al.*, 1998). No Maranhão, mais de 70 % das cidades usam água de poços, e no Estado do Piauí este percentual supera 80%.

A água subterrânea participa do abastecimento de comunidades rurais do semi-árido nordestino, da população urbana de diversas capitais do país, como

Manaus, Belém, Fortaleza, Recife, Natal e Maceió. É amplamente utilizada na irrigação em Mossoró no Rio Grande do Norte, no Oeste da Bahia e na região de Irecê (BA). Na Região Metropolitana de São Paulo, a água subterrânea é utilizada em hospitais, indústrias e hotéis. Estima-se um número próximo de 11.000 poços em operação (Martins Netto *et al.*, 2004). Na Região Metropolitana de Recife, estima-se a existência de 4.000 poços, abastecendo cerca de 60% da população (Costa, 2000).

A água subterrânea é ainda responsável pelo turismo através das águas termais, em cidades como Caldas Nova em Goiás, Araxá, São Lourenço e Poços de Caldas, em Minas Gerais. A água mineral atualmente é amplamente usada pelas populações dos centros urbanos pela sua imagem de garantia de qualidade. Estes são alguns exemplos da importante participação da água subterrânea nos diversos usos.

Fatores importantes desencadeadores do aumento do uso das águas subterrâneas foram a crescente oferta de energia elétrica e a poluição das fontes hídricas de superfície (Leal, 1999). Além disso, as condições climáticas e geológicas do país permitiram a formação de sistemas aquíferos, alguns deles de extensão regional, com potencial para suprir água em quantidade e qualidade necessárias às mais diversas atividades.

A disponibilidade hídrica subterrânea e a produtividade de poços são geralmente os principais fatores determinantes na exploração dos aquíferos. Em função do crescimento descontrolado da perfuração de poços tubulares e das atividades antrópicas, que acabam contaminando os aquíferos, a questão da qualidade da água subterrânea vem se tornando cada vez mais importante para o gerenciamento do recurso hídrico no país.

O Brasil ainda apresenta uma deficiência séria no conhecimento do potencial hídrico de seus aquíferos, seu estágio de exploração e a qualidade das suas águas. Os estudos regionais são poucos e encontram-se defasados. A maior parte dos estudos de qualidade da água subterrânea publicados mais recentemente têm caráter mais localizado.

A questão da vulnerabilidade e proteção dos aquíferos é ainda um tema pouco explorado e ainda necessita ser incorporado à gestão das águas subterrâneas e ao planejamento do uso e ocupação territoriais.

Este estudo técnico apresenta um panorama das redes de monitoramento da qualidade da água do país, as condições de ocorrência da água subterrânea, a qualidade das águas nos terrenos sedimentares e cristalinos, as águas minerais, as fontes de contaminação dos aquíferos e a questão da sua proteção.

2. METODOLOGIA

O Brasil não possui uma rede nacional de monitoramento de águas subterrâneas. Por isso, existe uma grande carência de informação a respeito da qualidade das águas, especialmente de abrangência regional. As fontes de informação mais importantes sobre o tema têm, em geral, caráter pontual e correspondem aos trabalhos desenvolvidos nas universidades e alguns elaborados pelas secretarias estaduais. Neste quadro, de forma geral, observa-se uma maior carência de informações sobre aquíferos e qualidade de águas subterrâneas nos aquíferos das bacias sedimentares do Amazonas e Parnaíba.

O estudo concentrou-se no levantamento e sistematização dessas referências disponíveis sobre o assunto.

Como referência, para avaliar a qualidade da água subterrânea foram considerados limites de potabilidade apresentados pela Portaria nº 518, de 2004, do Ministério da Saúde (Brasil, 2004). A classificação química das águas em relação aos íons maiores apresentada corresponde àquela do diagrama de Piper.

3. REDES DE MONITORAMENTO

O país não possui uma rede de monitoramento nacional de qualidade das águas.

São Paulo possui uma rede, que foi criada em 1990 e atualmente conta com 162 poços (Figura 1). A ampliação da rede de 147 para 162 pontos ocorreu em 2003, quando foi iniciado o monitoramento da Região Metropolitana de São Paulo, em função do aumento do uso deste recurso hídrico para suprir o déficit de água superficial, do potencial de poluição e do conhecimento de casos de áreas contaminadas. Os parâmetros analisados foram também ampliados de 33 para 40, de forma a incluir compostos orgânicos. A amostragem tem frequência semestral (CETESB, 2004a).



Figura 1. Localização dos pontos de amostragem da rede de monitoramento da qualidade da água do estado de São Paulo (CETESB, 2004a).

Mais recentemente, foram instaladas três redes de qualidade das águas subterrâneas. Foi iniciado o monitoramento semestral no sistema aquífero Jandaíra, na região de Baraúna (RN) (Castro *et al.*, 2004). Uma rede telemétrica,

que analisa a condutividade elétrica das águas, foi instalada na Região Metropolitana do Recife (Costa & Costa Filho, 2004). No Estado de Minas Gerais, foi instalada em 2004 uma rede de monitoramento da qualidade da água em três bacias, das quais uma delas é a do rio Verde Grande. A coleta de amostras foi iniciada em 2005.

4. CONDIÇÕES DE OCORRÊNCIA DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

A forma como as rochas armazenam e transmitem a água subterrânea influencia diretamente a sua qualidade. Existem basicamente três formas em que a água ocorre no subsolo.

Nas rochas fraturadas ela está presente nas discontinuidades da rocha como falhas e fraturas. Corresponde às rochas ígneas e metamórficas. Nos terrenos fraturados-cársticos, além das discontinuidades da rocha, ocorre também a dissolução ao longo dos planos de fraturas, devido à presença de minerais solúveis nas rochas calcárias. Por final, nas rochas sedimentares, a água é armazenada no espaço entre os grãos da rocha.

De forma geral, os terrenos sedimentares apresentam os melhores aquíferos, e ocupam cerca de 4.130.000 km², ou seja, aproximadamente 48% do território nacional (Figura 2). Os terrenos cristalinos constituem os aquíferos cárstico-fraturados e fraturados, que ocupam cerca de 4.380.000 km², 52% do território nacional.

Uma descrição mais detalhada da geologia e do potencial hidrogeológico dos terrenos sedimentares e cristalinos no país é apresentada no estudo “Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil” (ANA, 2005).

A seguir é apresentada uma caracterização da qualidade das águas subterrâneas nos principais sistemas aquíferos das bacias sedimentares e nos terrenos cristalinos.



Figura 2. Principais domínios sedimentares (em verde) e cristalinos (amarelo) (Fonte: Petrobras).

Os principais sistemas aquíferos do país estão situados nas bacias sedimentares brasileiras e são apresentados na Figura 3. Eles apresentam ampla distribuição no território nacional e a qualidade de suas águas permite os aproveitamentos para diversos fins, tais como abastecimento humano, irrigação e turismo, entre outros.

Cabe destacar ainda o aspecto transfronteiriço dos sistemas aquíferos, já que muitos deles extrapolam os limites das regiões hidrográficas.



Figura 3. Distribuição dos principais sistemas aquíferos do país.

A Tabela 1 apresenta uma síntese das informações gerais sobre os principais sistemas aquíferos. São identificadas ainda as regiões hidrográficas dominantes, o tipo de aquífero (poroso, fraturado, fraturado-cárstico; livre ou confinado), a área de recarga e a precipitação média sobre ela.

Tabela 1. Características gerais dos principais sistemas aquíferos do país.

Sistema Aquífero	Tipo ¹	Região Hidrográfica dominante	Área de recarga (km ²)
Solimões	P,L	Amazônica	457.664
Alter do Chão	P,L		312.574
Boa Vista	P,L		14.888
Parecis	P,L		88.157
Jandaíra	CF	Atl. NE Ori.	11.589
Açu	P,C		3.674
Itapecuru	P,L	Tocantins-Araguaia Parnaíba	204.979
Corda	P,L,C		35.266
Motuca	P,L		10.717
Poti-Piauí	P,L,C		117.012
Cabeças	P,L,C		34.318
Serra Grande	P,L,C		30.450
Barreiras	P,L,C	Atl. Leste Atl SE Atl. NE Ori. Atl. NE Ocid. Tocantins-Araguaia	176.532
Beberibe	P,L,C	Atl. NE Ori.	318
Marizal	P,L,C	Atl. Leste São Francisco	18.797
São Sebastião	P,L,C	Atl. Leste	6.783
Inajá	P,L,C	São Francisco	956
Tacaratu	P,L	São Francisco	3.890
Exu	P,L,C	Atl. NE Ori.	6.397
Missão Velha	P,C	Atl NE Ori.	1.324
Urucuia-Areado	P,L	São Francisco Parnaíba	144.086
BambuÍ	CF	Tocantins-Araguaia	181.868
Bauru-Caiuá	P,L	Paraná	353.420
Serra Geral	F	Paraná Atl. Sul	411.855
Guarani	P,L,C	Uruguai Paraguai	89.936
Ponta Grossa	P,L,C	Tocantins-Araguaia	24.807
Furnas	P,L,C	Paraguai	24.894
TOTAL			2.761.086

¹: P: Poroso; L: Livre; C: Confinado; F: Fraturado; CF: Cárstico-fraturado.

5. TERRENOS SEDIMENTARES – PRINCIPAIS SISTEMAS AQUÍFEROS

A seguir, é apresentada uma síntese da informação disponível sobre a qualidade da água subterrânea e seus principais usos. A pesquisa realizada não encontrou dados sobre a qualidade química das águas dos sistemas aquíferos Boa Vista, Parecis, Motuca, Tacaratu, Inajá, Marizal e Ponta Grossa.

Sistema aquífero Alter do Chão

O sistema aquífero Alter do Chão é do tipo livre e faz parte da Bacia Sedimentar do Amazonas. Ocorre na região centro-norte do Pará e leste do Amazonas, ocupando uma área de 312.574 km². Ele é explotado principalmente nas cidades de Manaus, Belém, Santarém e na Ilha de Marajó.

A qualidade da água do aquífero é boa, apresentando pH de 4,8 e sólidos totais dissolvidos inferiores a 100 mg/l. Porém, as concentrações de ferro alcançam algumas vezes 15 mg/l (FGV, 1998). Os problemas mais freqüentes associados à presença de ferro são a formação de manchas em instalações sanitárias e roupas, incrustação em tubulações e filtros de poços e mudança de gosto da água.

Na região de Manaus, as águas apresentam pH médio variando de 4,1 a 5,4, são fracamente mineralizadas, com condutividade elétrica variando entre 15,1 a 82,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e são predominantemente cloretadas sódicas ou potássicas. Em relação à dureza, são classificadas como moles com valores entre 0,36 e 28,03 mg/L de CaCO_3 (Silva & Bonotto, 2000).

A existência de níveis de água rasos somados à carência de saneamento básico nas áreas urbanas, onde proliferam habitações com grande quantidade de fossas e poços construídos sem requisitos mínimos de proteção sanitária, favorece a contaminação do aquífero. Costa *et al* (2004), ao analisarem amostras de água de poços tubulares da cidade de Manaus, comprovaram a expressiva contaminação por coliformes termotolerantes (60,5% dos poços cadastrados).

Sistema aquífero Solimões

O sistema aquífero Solimões é representado pelos sedimentos localizados no topo da seqüência sedimentar da Bacia do Amazonas. A sua área de recarga é de 457.664 km², correspondente ao Estado do Acre e a parte do oeste do Estado do Amazonas. Na cidade de Rio Branco, ele representa importante manancial hídrico para abastecimento da população.

A qualidade química das águas é boa. Entretanto, em termos microbiológicos há limitações, nas áreas urbanas, devido à elevada vulnerabilidade natural (aquífero freático com nível da água raso, próximo à superfície) e o elevado potencial de contaminação devido a poços mal construídos, ausência/inadequação de proteção sanitária e carência de saneamento básico.

Sistema aquífero Açu

O sistema aquífero Açu ocupa área de 3.764 km². Ele é um aquífero confinado pelos calcários da Formação Jandaíra e pertence à Bacia Sedimentar Potiguar.

A qualidade química das águas do aquífero Açu é boa. As águas são cloretadas sódicas e mistas, com valores de sólidos totais entre 928 e 2.247 mg/L, com média de 1.618 mg/L (Diniz Filho *et al.*, 2000). Foi observada uma tendência de aumento da condutividade elétrica das águas nas proximidades do contato com o embasamento cristalino, indicando um aumento da salinidade em profundidade (Carvalho Júnior & Melo 2000). A salinidade cresce linearmente com a idade das águas, indicando dissolução de sais no aquífero, com uma taxa de 36 µS/cm ou 23 mg/L a cada 1000 anos (Santiago *et al.*, 2000). De acordo com o diagrama SAR (*Sodium Adsorption Ratio*) de classificação das águas para irrigação, o sistema aquífero Açu apresenta algumas classes de água menos favoráveis à irrigação (Diniz Filho *et al.*, 2000).

Os principais usos das águas são os abastecimentos doméstico, industrial e irrigação. Merece destaque a região de Mossoró (RN) em que ele é intensamente explotado em projetos de irrigação.

Sistema aquífero Jandaíra

O sistema aquífero Jandaíra tem natureza cárstico-fraturada com uma área de recarga de 11.589 km², que corresponde a partes dos estados do Rio Grande do Norte e Ceará, no contexto da Bacia Sedimentar Potiguar.

Ele é intensamente utilizado para a irrigação na região da chapada do Apodi, especialmente na região de Baraúna (RN). A fim de definir um regime de exploração compatível com a recarga anual do sistema na região de Baraúna (RN), foi iniciado o monitoramento sistemático mensal do nível das águas e semestral da qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero Jandaíra (Castro *et al.*, 2004).

Além do uso para irrigação, as águas do Jandaíra são utilizadas para o abastecimento doméstico. Existem algumas limitações para o uso das águas na irrigação, indústria (Diniz Filho *et al.*, 2000) e humano. As suas águas são predominantemente cloretadas mistas e subordinadamente cloretadas sódicas, com sólidos totais dissolvidos entre 1.551 e 2.436 mg/L, e média de 2.168 mg/L (Diniz Filho *et al.*, 2000). O processo de salinização no aquífero ocorre, preferencialmente, pela dissolução da calcita e dolomita, minerais principais que compõe a matriz rochosa, e da bischofita, encontrada como mineral traço (Mendonça *et al.*, 2002).

Sistema aquífero Serra Grande

O sistema aquífero Serra Grande representa a porção basal da Bacia Sedimentar do Parnaíba e apresenta uma área de recarga de 30.450 km². É um aquífero explorado sob condições livre e confinada.

Na região de Itainópolis (PI), apresenta valor médio de salinidade de 282,50 mg/L, com valor mínimo de 76,00 mg/L e máximo de 1.217,00 mg/L, e pH médio de 7,75 com máximo de 8,50 e mínimo de 7,13 (Soares Filho & Silva, 2002). As águas do sistema aquífero são predominantemente bicarbonatadas sódicas e bicarbonatadas mistas. As primeiras predominam nas porções confinadas do aquífero. Águas cloretadas aparecem na zona de afloramento do sistema aquífero e águas com condutividade elétrica acima de 1.000 µS/cm são associadas à contribuição de águas armazenadas nos fraturamentos da Formação Pimenteiras (Santiago *et al.*, 1999b). Em geral a qualidade química das águas do Serra Grande mostra resíduo seco médio de 300 mg/L (Costa, 1994). A salinidade das águas relaciona-se com o tempo de permanência e circulação no aquífero. A taxa de salinização foi de 18,4 mg/1000 anos por dissolução no aquífero (Santiago *et al.*, 2000).

Os principais usos das águas do Serra Grande compreendem o abastecimento doméstico e a irrigação.

Sistema aquífero Cabeças

O sistema aquífero Cabeças é considerado o de melhor potencial hidrogeológico na Bacia Sedimentar do Parnaíba. Ocupa uma área de 34.318 km², sendo explorado sob condições livres e confinadas.

As águas do sistema aquífero Cabeças apresentam boa qualidade química. São predominantemente cloretadas mistas e cloretadas magnesianas, fracamente mineralizadas, apresentando valores de condutividade elétrica, em geral inferiores, a 50 µS/cm (Santiago *et al.*, 1999a). Comumente o valor médio do resíduo seco é de 300 mg/L (FGV, 1998). Nas porções confinadas, mais profundas do aquífero, a salinidade pode ser bastante elevada. No município de

José de Freitas, em um poço que captava o sistema aquífero entre 490 e 707 m de profundidade apresentou sólidos totais dissolvidos superiores a 2.600 mg/L (Pereira & Santos, 2002)

Os principais usos da água desse aquífero são o doméstico e para a irrigação.

Na porção livre a semiconfinada do Cabeças, no Vale do Gurguéia – PI, foram encontradas águas com baixa salinidade e condutividade elétrica menor que 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que indicaria teoricamente águas jovens. Entretanto, valores de oxigênio-18 mostram que mesmo paleoáguas são poucos mineralizadas, indicando a presença de paleoáguas derivadas de chuvas ocorridas há mais de 10.000 anos, quando a temperatura na região era em torno de 5°C mais baixa que a atual (Santiago *et al.*, 1999a). Essa ocorrência de águas antigas pouco mineralizadas distingue o sistema aquífero Cabeças de outras paleoáguas do nordeste brasileiro. Foi observada ainda, localmente, a mistura de águas dos sistemas aquíferos Cabeças com Serra Geral (Carneiro *et al.*, 1998; Santiago *et al.*, 1999a) e com Poti-Piauí (Santiago *et al.*, 1999a). Hidroquimicamente, as águas dos sistemas aquíferos Poti-Piauí e Serra Grande são distinguíveis principalmente sob o aspecto de salinidade, expressa pela condutividade elétrica (Santiago *et al.*, 1999a).

Sistema aquífero Poti-Piauí

O sistema aquífero Poti-Piauí aflora em grande parte do Estado do Piauí, alcançando o sul do Pará e o nordeste do Tocantins. Apresenta uma área de recarga de 117.012 km², sendo um dos sistemas aquíferos de maior abrangência areal na Bacia Sedimentar do Parnaíba, e ocorre predominantemente sob condição livre.

Apresenta águas de boa qualidade, com resíduo seco médio de 200 mg/L (Costa, 1994), tendo como principal uso o doméstico.

Sistema aquífero Corda

O sistema aquífero Corda ocorre sob condições livre, semiconfinado e confinado. Aflora nos estados do Maranhão, Tocantins e Piauí, com área total de 35.266 km². O principal uso desse manancial é para o abastecimento doméstico. O resíduo seco, em geral é inferior a 400 mg/L, e, portanto, a água é de boa qualidade química (Costa, 1994).

Sistema aquífero Itapecuru

O sistema aquífero Itapecuru ocupa o topo da Bacia Sedimentar do Parnaíba. Aflora nos estados do Maranhão e Pará, apresentando grande área de recarga, com 204.979 km². É utilizado na pecuária e no abastecimento humano no interior do Estado do Maranhão, e para abastecimento doméstico na cidade de São Luís. Nesta cidade, o Itapecuru apresenta predominantemente águas carbonatadas-cloretadas com predominância do tipo sódica (Sousa, 2000).

Sistema aquífero Missão Velha

O sistema aquífero Missão Velha aflora no extremo sudeste do Estado do Piauí, por cerca de 1.324 km². A exploração ocorre em condições livre e confinada.

As suas águas podem ser usadas sem restrições para o consumo humano, necessitando apenas em alguns casos da aeração para remoção do ferro. O pH médio é de 7,68, a média dos valores de sólidos totais dissolvidos é de 152,30 mg/L, de ferro de 0,28 mg/L, e de dureza de 111,10 mg/L de CaCO₃ (Fracalossi Júnior, 1986). Ocorrências de amônio e nitrato elevados são conhecidos e relacionados à carga de esgotos domésticos na região. Em 57 pontos monitorados, 14 apresentaram valores de nitrato acima do limite para potabilidade (Teixeira *et al.*, 2004), que é de 10 mg/L.

O uso principal é para abastecimento doméstico, destacando-se as cidades de Juazeiro do Norte, Crato e Barbalha, no Ceará. A região de ocorrência do

sistema aquífero destaca-se ainda pela presença de inúmeras fontes de água que são utilizadas no abastecimento doméstico e irrigação.

Sistema aquífero Exu

O sistema aquífero Exu, assim como o Missão Velha, pertence à Bacia Sedimentar do Araripe. Aflora em partes dos estados do Ceará, Pernambuco e Piauí, totalizando uma área de 6.397 km².

O uso principal do manancial é para o abastecimento doméstico. Fontes de água relacionadas ao Exu indicaram baixas concentrações de sais dissolvidos, com condutividade elétrica entre 11 e 24 µS/cm, e apresentaram pH ácido com valores entre 5,2 e 5,5 (Santiago *et al.*, 1988).

A principal fonte de contaminação identificada para as águas subterrâneas da região foram os “barreiros”, que são escavações utilizadas para armazenar águas de chuva, e que apresentaram concentrações de nitrato acima dos valores de potabilidade (10 mg/L) e a presença de coliformes fecais e *Escherichia coli*. Devido às precárias condições sanitárias, em que não são tomadas medidas para controlar o acesso de pessoas e animais, eles representam fontes contínuas de contaminação das águas subterrâneas (Mendonça *et al.*, 2000).

Sistema aquífero Barreiras

O sistema aquífero Barreiras tem ampla distribuição na costa brasileira, aflorando de forma descontínua desde a região Norte até a Sudeste. Constitui um aquífero predominantemente livre que ocupa uma área de 176.532 km².

O sistema aquífero Barreiras tem grande participação no abastecimento de várias capitais brasileiras, particularmente das capitais litorâneas nordestinas de São Luís, Belém, Fortaleza, Natal e Maceió.

Na Ilha de São Luís, onde está situada a capital do Estado do Maranhão, São Luís, o abastecimento de uma significativa parte da população é realizado pelos sistemas aquíferos Barreiras e Itapecuru. No Barreiras, as águas são cloretadas magnesianas-sódicas, evoluindo para cloretadas sódicas-cálcicas junto

às pequenas calhas de drenagem próximas ao litoral. O pH médio é de 6,95 e as águas são classificadas, quanto à dureza, como muito moles a moles (CPRM, 1994 *apud* Sousa, 2000). Os principais riscos à contaminação das águas subterrâneas e superficiais na cidade são o lançamento no solo de resíduos industriais e a crescente tendência de crescimento da população que carece de saneamento. Outro problema importante na extremidade noroeste, particularmente na área do Itaqui, é a tendência de salinização das águas devido ao superbombeamento em alguns poços situados em uma faixa litorânea de 2 km, que estaria rompendo o equilíbrio hidrostático entre água doce e salgada. Localmente são também observadas elevadas concentrações de ferro nas águas (Sousa, 2000).

Em Belém, o sistema aquífero Barreiras apresenta águas com baixas concentrações de sais dissolvidos, resíduo seco variando entre 15,18 e 32,61 mg/L, e acidez, com pH de 4,3 a 4,6 (Cortez *et al.*, 2000). As águas são cloretadas sódicas a mistas, sendo que algumas amostras constituíram exceções com valores de ferro e nitrato acima do padrão da legislação vigente (Almeida *et al.*, 2004). Uma das características do sistema aquífero Barreiras, na região, é o alto teor de ferro, exigindo freqüentemente a instalação de estações para a sua remoção. Os altos teores de ferro acarretam diversos problemas: gosto metálico nas águas produzidas, manchas em roupas e em instalações hidráulicas, incrustações nas bombas, nos filtros dos poços e nos materiais de revestimento, provocando diminuição de vazões e redução da vida útil dos poços (Matta, 2002 *apud* Almeida *et al.*, 2004). Os valores acima de 10 mg/L de nitrato (valor de potabilidade) estão relacionados à contaminação por efluentes líquidos (principalmente esgotos domésticos) das águas superficiais que interagem com as águas subterrâneas, à presença de fossas negras e inexistência de saneamento básico. Tudo isso é somado a um nível estático muito raso nessas áreas, muitas vezes inferior a 5 metros e algumas vezes subaflorante (Matta, 2002 *apud* Almeida *et al.*, 2004).

Ainda no Estado do Pará, na cidade de Santa Izabel, o sistema aquífero Barreiras é amplamente utilizado para abastecimento da população, apresentando, entretanto, elevadas concentrações de nitrato (acima da potabilidade de 10 mg/L) que foram consideradas como provenientes de esgotos domésticos (Araújo & Tancredi, 2000).

No Estado do Rio Grande do Norte, o Barreiras apresenta águas predominantemente cloretadas sódicas e secundariamente bicarbonatadas (sódicas e cálcicas). As suas águas são pouco mineralizadas com valores de sólidos totais dissolvidos variando entre 11 e 1.211 mg/L, com média de 120 mg/L, e não apresentam restrições de uso (Diniz Filho *et al.*, 2000).

Na Região Metropolitana de Fortaleza estima-se que 40 a 60% da população utilizam água subterrânea como fonte complementar ou principal (Cavalcante, 1998 *apud* Aguiar & Cordeiro, 2002). As águas dos sistemas Dunas e Barreiras possuem, de forma geral, concentrações iônicas dentro dos padrões de potabilidade da Organização Mundial de Saúde e são classificadas como cloretadas sódicas (Cavalcante *et al.* 1998). A predominância dos íons sódio e cloreto nestas águas está relacionada a sais marinhos aerotransportados (Aguiar *et al.*, 2000). O íon ferro ocorre com teores acima de 1,0 mg/L em fontes pontuais na orla costeira da Grande Fortaleza, destacando-se Abreulândia onde alcança 7,4 mg/L. A concentração de nitrato atinge até 530 mg/L na área urbana. Foram cadastradas 1.073 análises bacteriológicas (1986-1995) das águas de poços tubulares. Destas utilizou-se 421 análises correspondentes ao período de 1990 a 1995, e constatou-se que em média, 74% apresentam presença de coliformes fecais, com predominância da bactéria *Escherichia coli* (68%) (Cavalcante *et al.* 1998). Os problemas de nitrato e bacteriológicos são atribuídos à deficiência no saneamento básico. Por outro lado, dados de isótopos de oxigênio-18 e estrôncio-86/estrôncio-87 indicam que na região de Fortaleza, 30% da recarga do aquífero provém da infiltração de água de fossas (Frischkorn *et al.*, 2002).

Na Região Metropolitana de Natal, o Barreiras, em conjunto com o aquífero Dunas, responde por cerca de 65% do abastecimento da população (Melo *et al.*, 1998). A análise física e química das águas subterrâneas indicou o tipo cloretada sódica, com pH na faixa de 5,6 a 6,4, condutividade elétrica de 100 μ S/cm e sólidos totais dissolvidos da ordem de 50 mg/L (Castro *et al.*, 2000). A dureza total é, em média, de 41,24 mg/l de CaCO_3 , com valores que variam de 9,32 a 110,88 mg/l de CaCO_3 . No geral, portanto, são águas brandas com alguns casos de águas duras (Melo & Queiroz, 2000). Em grande parte do município, são encontradas concentrações de nitrato chegando a mais de 60 mg/L. Essa contaminação é atribuída ao sistema de saneamento com disposição local de efluentes domésticos. As avaliações de isótopos de nitrogênio-15 confirmam que

a fonte de nitrato nas águas subterrâneas são os dejetos humanos (Melo *et al.*, 1998). Vários poços públicos têm sido abandonados, devido ao teor elevado de nitrato nas suas águas (Melo & Queiroz, 2000).

Em Maceió, os sistemas Barreiras e Barreiras/Marituba respondem por 81% do abastecimento de água da população. A ocorrência de elevadas concentrações de cloreto em vários poços da faixa costeira sugere o avanço da intrusão marinha na região (Nobre & Nobre, 2000). Os principais riscos de contaminação das águas subterrâneas na cidade são a construção e desativação de poços sem a adoção de medidas de proteção sanitária, os sistemas de esgotamento sanitário, as indústrias que geram efluentes líquidos, os postos de combustíveis e, principalmente, as lagoas que constituem o sistema de drenagem, escavadas para atenuar as cheias da região, mas que também são utilizadas como receptoras de efluentes industriais e de esgotos domiciliares (Ferreira Neto *et al.*, 2000).

O sistema aquífero Barreiras é também explotado no Estado do Espírito Santo. Na região norte do Estado, as águas apresentaram-se com baixa salinização (condutividade elétrica média de $146,6 \mu\text{S}/\text{cm}$) e pH ácido, com média de 5,1. Ocorrências de ferro acima do padrão de potabilidade do Ministério da Saúde são freqüentes. O principal uso destas águas é para o abastecimento humano e em segundo lugar, a irrigação (Mourão *et al.*, 2002).

Embora em Recife o Beberibe seja o principal aquífero, o sistema Barreiras também é explotado na região norte da cidade. Suas águas vêm sendo usadas principalmente para o abastecimento humano, industrial e hospitalar. Elas são predominantemente cloretadas sódicas e, subordinadamente, mistas sódicas e bicarbonatadas cálcicas, com pH médio de 5,0, resíduo seco variando de 56,63 a 437,41 mg/L, tendo como média 125,10 mg/L, e se enquadram no intervalo de águas brandas, em relação à dureza total (valores menores que 100 mg/L de CaCO_3). As águas de dureza média a dura ficam restritas aos locais onde a água é classificada como bicarbonatada cálcica. As águas são consideradas adequadas para consumo humano, desde que sejam observados os parâmetros bacteriológicos; adequadas para consumo animal, irrigação e indústrias que não sejam muito exigentes em termos de limite máximo de ferro e de faixa admissível de pH (Monteiro *et al.*, 2004).

No estado do Rio de Janeiro, o sistema aquífero Barreiras apresenta águas com mineralização variável, com sólidos totais dissolvidos entre 168 a 1.753 mg/L e pH próximo ao neutro (entre 5,61 e 7,9). Localmente, são observados poços com concentração elevada de cloretos que é possivelmente relacionada à cunha salina (Caetano & Pereira, 2000).

Sistema aquífero Beberibe

O sistema aquífero Beberibe aflora nos estados de Pernambuco e Paraíba, ocupando uma área de cerca de 318 km². Ele é intensamente explorado sob condições confinadas na Região Metropolitana de Recife.

A presença de rochas carbonáticas na porção superior desse aquífero propicia a formação de águas de elevada dureza. Por isso, a empresa de abastecimento do Estado de Pernambuco (COMPESA) não tem utilizado essa porção do aquífero Beberibe para o abastecimento público (CPRH).

Sob o aspecto químico, as águas do Beberibe são do tipo mistas sódicas, tendo sido identificados pontos de provável contaminação sugerida pelas altas concentrações de sais, principalmente, de sódio e de cloreto, e pelos altos valores de condutividade elétrica (Costa Filho *et al.*, 1998a). Dados de isótopos de oxigênio-18 e de deutério de amostras coletadas em 1996 indicam que a salinização das águas não era oriunda do avanço da cunha salina (Costa Filho *et al.*, 1998b). Os problemas são relacionados, em parte, às transferências de águas salinizadas do aquífero Boa Viagem pela drenança vertical induzida pela diminuição das cargas potenciométricas do aquífero Beberibe, em decorrência dos superbombeamentos localizados. Por outro lado, os poços mal construídos e/ou abandonados também vêm contribuindo para salinização e a contaminação do aquífero sotoposto, face à deficiência na cimentação do espaço anelar entre o revestimento e o poço acima da zona aquífera inferior (Costa *et al.*, 1998). Outra causa provável da salinização, mas de caráter mais local, é a infiltração de águas do rio Capibaribe, que no trecho final do baixo curso apresenta mistura com a água do mar. O bombeamento excessivo dos poços próximos ao rio induz uma recarga do aquífero com águas salinizadas (Farias *et al.*, 2003). Estima-se que a área de salinização já atinge 20% da planície do Recife e que a superexploração

já provocou rebaixamentos da superfície potenciométrica superiores a 100 m (Costa, 2000).

Além do uso doméstico, na capital pernambucana, o aquífero também é utilizado para suprir a indústria e em atividades recreativas. As águas das formações calcárias Maria Farinha e Gramame não vêm sendo explorados face à elevada dureza e baixas vazões obtidas nos poços (FGV, 1998).

Mais recentemente, a fim de melhor gerenciar o recurso hídrico subterrâneo, foi instalada uma rede de monitoramento telemétrica dos aquíferos do Recife, a partir da colocação de sensores de condutividade elétrica e de pressão para medição da profundidade dos níveis d'água (Costa & Costa Filho, 2004).

Sistema aquífero São Sebastião

O sistema aquífero São Sebastião pertence à Bacia Sedimentar do Recôncavo. Possui uma área de recarga de 6.783 km² que corresponde à porção sudeste do Estado da Bahia. A cidade de Salvador tem parcela importante de seu abastecimento dependente do aquífero São Sebastião, bem como a cidade de Camaçari, onde o manancial também apresenta uso industrial.

A qualidade química das águas do São Sebastião é boa, com sólidos totais dissolvidos menores que 500 mg/L (Costa, 1994).

Sistema aquífero Bambuí

O sistema aquífero Bambuí tem uma área de recarga de 181.868 km² e pertence à Bacia Sedimentar do São Francisco. Inclui partes dos estados de Minas Gerais, Bahia, Tocantins e Goiás. Ele origina aquíferos do tipo cárstico-fraturado, devido à associação de metassedimentos e rochas calcárias. Ele é intensamente explorado em várias regiões, com destaque para o uso na irrigação na bacia do Verde Grande, afluente do rio São Francisco, e o Platô de Irecê, na Bahia.

As suas águas são, em geral, boas. Localmente existem restrições ao seu uso, em função da elevada dureza e dos altos valores de sólidos totais dissolvidos que normalmente estão relacionados à dissolução das rochas calcárias.

Na região cárstica do Bambuí as águas são bicarbonatadas cálcicas e/ou magnesianas, com predomínio dos tipos cálcicos, e apresentam caráter levemente alcalino, indicado pelo pH médio de 7,79. A condutividade elétrica média é de 463 $\mu\text{S}/\text{cm}$, variando de 42 a 2.336 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A alcalinidade média é de 210,4 mg/L e a dureza total é elevada, com média de 219,7 mg/L. Esses valores refletem a interação entre água e rochas calcárias (Pinto & Martins Neto, 2001 *apud* Ramos & Paixão, 2003).

Na região cárstica-fraturada, as águas são bicarbonatadas magnesianas, bicarbonatadas sódicas e mistas, e menos mineralizadas, como indica a condutividade elétrica média de 427 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O pH médio é de 8,00 (Pinto & Martins Neto, 2001 *apud* Ramos & Paixão, 2003).

Localmente foi descrita a ocorrência de flúor acima dos padrões de potabilidade em poços que exploram o sistema aquífero Bambuí (Dias & Bragança, 2004). A sua origem foi atribuída à dissolução do mineral fluorita presente nos calcários (Menegasse *et al.*, 2004a). Foi observada ainda uma grande influência das estruturas geológicas no teor de fluoreto encontrado nessas águas. No aquífero cárstico-fraturado, o fluxo das águas infiltradas é facilitado ao longo das fraturas abertas, ocorrendo o inverso com aquelas fechadas. Assim, as fraturas distensivas propiciam maior vazão aos poços que as interceptam, com menores teores de fluoreto dissolvido, ao passo que as fraturas compressivas, como as de cisalhamento, propiciam baixas vazões aos poços que as interceptam e mais elevado teor de flúor a essas águas. Na região rural do município de São Francisco (MG), em que predomina o abastecimento através de poços, foi considerada endêmica a ocorrência de fluorose dentária, doença que ataca o esmalte dos dentes, e concentrações de fluoreto de até 3,9 mg/L (Menegasse *et al.*, 2004b).

Sistema aquífero Urucuia-Areado

O sistema aquífero Urucuia-Areado é do tipo livre e aflora em uma extensa área que compreende parte dos estados de Bahia, Minas Gerais, Goiás, Piauí e Maranhão, totalizando 144.086 km². Ele ocorre recobrimdo em grande parte as rochas do Bambuí. Na região do Oeste da Bahia, ele tem sido amplamente utilizado na irrigação.

As águas do sistema aquífero Urucuia-Areado são de boa qualidade, predominantemente bicarbonatadas cálcicas, pouco mineralizadas, com condutividade elétrica média de 82,2 µS/cm, e com pH inferior ou igual a 7, média de 6,75 (Pinto & Martins Neto, 2001 *apud* Ramos & Paixão, 2003).

Sistema aquífero Furnas

O sistema aquífero Furnas é a unidade basal da Bacia Sedimentar do Paraná. Ele é explotado sob condição livre a confinada. Aflora numa área de 24.894 km², correspondente a parte dos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Paraná e São Paulo. Os usos são, principalmente, doméstico e industrial.

As águas subterrâneas do sistema aquífero Furnas enquadram-se na classe de águas bicarbonatadas sódicas a bicarbonatadas-cloretadas potássicas a mistas, caracterizando-se ainda pelo baixo grau de mineralização, com valor de sólidos totais dissolvidos situado entre 15 a 50 mg/L (Mendes *et al.*, 2002).

Sistema aquífero Guarani

O sistema aquífero Guarani ocupa uma área de cerca de 840.000 km², valor que inclui a parte não aflorante. A sua área de recarga é de 89.936 km². Ele é explotado sob condições confinadas e livres. Seu confinamento é dado pelas rochas da Formação Serra Geral.

A qualidade química das suas águas, em geral, é boa, especialmente nas porções mais rasas do sistema aquífero, ou seja, nas partes livres a semiconfinadas. Os principais usos são o abastecimento humano e industrial.

As águas são predominantemente bicarbonatadas cálcicas e cálcio-magnesianas, embora as sódicas estejam presentes secundariamente na zona confinada do aquífero Guarani (FGV, 1998; Araújo *et al.*, 1999). A ocorrência de águas cloretadas e/ou sulfatadas se restringe a alguns pontos isolados (FGV, 1998). Observa-se que com o aumento da profundidade, aumentam as concentrações de sódio (Silva *et al.*, 1982).

Foi constatada por Silva (1983) a progressiva salinização das águas do SAG no Estado de São Paulo, paralelo ao aumento da profundidade. Nas porções rasas, os sólidos totais dissolvidos situam-se abaixo de 100 mg/L. Numa faixa intermediária, no início da porção confinada (60 km bacia adentro, a partir da cobertura basáltica), a salinidade atinge valores superiores a 200 mg/L. Já na porção francamente confinada, a salinidade aumenta, alcançando 650 mg/L.

Por exemplo, no oeste do Estado de Santa Catarina, o Guarani apresenta restrições à potabilidade, principalmente no tocante ao conteúdo de sólidos totais dissolvidos (média de 521,3 mg/l), e suas águas, geralmente muito salinas e fortemente sódicas, são inadequadas para a irrigação (Freitas *et al.*, 2002).

Os dados levantados por Chang (2001) mostram que cerca de 95% das amostras de águas têm salinidade menor que 500 mg/L (água doce) e, apenas cinco poços exibem valores de sólidos totais dissolvidos superior a 1.000 mg/L. Em relação à dureza total, predominam amplamente as águas brandas (Silva *et al.*, 1982).

Teores elevados de fluoreto, acima de 5 mg/L, têm sido detectados em alguns poços de grande profundidade que captam o SAG confinado (FGV, 1998), como em Londrina (PR) e Presidente Prudente (SP). Elevadas concentrações muitas vezes inviabilizam o uso da água para consumo humano. Diversas hipóteses são levantadas para explicar a origem do flúor nas águas subterrâneas do Guarani. Uma delas seria o processo de intemperismo de minerais oriundos de rochas granitóides (Silva *et al.*, 2002) e outra a origem sedimentar associada ao ambiente deposicional que gerou os sedimentos (Fraga, 1992).

Nas porções aflorantes, a temperatura das águas do SAG situa-se entre 22 e 25°C, aumentando gradativamente com a profundidade, chegando a 63°C em

Presidente Prudente (Silva et al., 1982). O gradiente geotermal é de 29°C por quilômetro de profundidade e essas águas são aproveitadas principalmente por hotéis e algumas indústrias, e apresentam potencial para geração de energia (Araújo *et al.*, 1999). Estima-se para o SAG no Brasil uma reserva explorável de energia geotérmica equivalente a 810 bilhões de toneladas de óleo combustível (Tallbacka, 2001 *apud* Amore & Surita, 2002).

Em algumas porções isoladas da Bacia do Paraná, o SAG encontra-se recoberto pelos sedimentos cretácicos do Grupo Bauru. Esta situação, por um lado favorável à recarga, torna-o suscetível à infiltração de águas contaminadas. Exemplo dessa situação está no município de Bauru, onde janelas da Formação Serra Geral colocam em contato sedimentos do Grupo Bauru com os do aquífero Guarani (Chang, 2001).

Sistema aquífero Serra Geral

O sistema aquífero Serra Geral é do tipo fraturado e apresenta uma área de recarga de 411.855 km².

O principal uso da água desse sistema é para abastecimento doméstico. Um outro aproveitamento das águas do sistema aquífero Serra Geral é através de estâncias termais. No Estado de Santa Catarina, em Águas de Prata em São Carlos, Ilha Redonda em Palmitos, Águas de Chapecó e Quilombo, as águas atingem em média 38 °C (Freitas *et al.*, 2002).

As águas são predominantemente bicarbonatadas cálcicas (Bittencourt *et al.*, 2003; Buchmann Filho *et al.*, 2002), apresentam sólidos totais dissolvidos entre 23 e 210 mg/L, com média de 103,27 mg/L, os valores de pH variam entre 6,0 e 9,5, com média de 7,32 (Bittencourt *et al.*, 2003). O campo das águas bicarbonatadas cálcicas possui um controle litoquímico, já que suas características químicas estão relacionadas com os processos de intemperismo que atuam sobre as rochas vulcânicas. As águas bicarbonatadas sódicas, localmente encontradas, evidenciam a existência de condicionadores geotectônicos e morfotectônicos que seriam responsáveis pela mistura das águas dos aquíferos sotopostos, principalmente o Guarani (Bittencourt *et al.*, 2003; Reginato & Strieder, 2004).

Restrições em relação às concentrações de ferro e manganês na água já foram identificadas, nas regiões de maior desenvolvimento urbano e industrial são conhecidos casos de contaminação bacteriológica e química. Na região de Caxias de Sul, foram identificados problemas com contaminação por cromo e outros metais pesados (Reginato & Strieder, 2004). O sistema aquífero Serra Geral apresenta ainda ocorrências de fluoreto acima dos padrões de potabilidade (Giampá & Franco Filho, 1982; Kimmelman *et al.*, 1990 *apud* Barbour *et al.*, 2004).

Sistema aquífero Bauru-Caiuá

O sistema aquífero Bauru-Caiuá é poroso e livre a semiconfinado com uma área aflorante de 353.420 km² e ocorre recobrimdo o sistema aquífero Serra Geral. Ocupa grande parte do oeste do Estado de São Paulo. Os principais usos são o abastecimento humano e industrial.

As águas do Bauru-Caiuá são predominantemente bicarbonatadas cálcicas e cálcio-magnesianas (Campos, 1988; Barison & Kiang, 2004), com pH em torno de 7,0, e sólidos totais dissolvidos médio de 143,06 mg/L (Barison & Kiang, 2004). Campos (1998) descreve uma evolução hidrogeoquímica regional no sentido nordeste-sudoeste com águas fortemente bicarbonatadas cálcicas passando gradativamente para bicarbonatadas cálcio-magnesianas até atingir uma zona de águas fracamente bicarbonatadas e cloretadas sódicas. No Estado do Paraná, as águas caracterizam-se pela baixa mineralização, com sólidos totais dissolvidos em torno de 50 mg/L, pH entre 5,0 e 6,5 e são classificadas como bicarbonatadas cálcicas a mistas (Mendes *et al.*, 2002).

A qualidade natural das águas atende aos requisitos de consumo humano e irrigação, sendo que para alguns tipos de usos industriais, necessitam de correção, principalmente da dureza e do pH no domínio das águas bicarbonatadas cálcicas (Campos, 1988).

O Bauru-Caiuá, em geral, comporta-se como um sistema aquífero livre e possui grande área de afloramento, condições que facilitam a sua exploração e que lhe confere uma maior vulnerabilidade à contaminação por atividades poluidoras, especialmente aquelas decorrentes do desenvolvimento agrícola e

industrial. Na rede de monitoramento do Estado de São Paulo, este sistema aquífero apresentou os maiores indícios de alteração de qualidade de suas águas (CETESB, 2004a). Ele ocupa dois terços da área do Estado. Foi observada a presença de elevadas concentrações de nitrato no aquífero (Barison & Kiang, 2004; CETESB, 2004a). Em relação a 1998-2000, no período 2001-2003 foi observada uma diminuição do número de poços contaminados, mas um aumento nas concentrações de nitrato. As principais fontes de contaminação são de origem antrópica difusa, representadas pela aplicação de fertilizantes e insumos nitrogenados, utilização de fossas negras, vazamentos das redes coletoras de esgoto e influência de rios contaminados na zona de captação de poços (CETESB, 2004a).

Como exemplo, na área urbana da cidade de Presidente Prudente, no Oeste Paulista, foram identificadas concentrações de nitrato acima do padrão de potabilidade (10 mg/L), localizando-os em área bem definida, que, de modo expressivo corresponde às zonas mais antigas de ocupação urbana nesta cidade. As fontes da contaminação identificadas foram o vazamento da rede de esgoto, fossas e de depósitos de resíduos sólidos (Godoy *et al.*, 2004).

É também descrita a ocorrência de poços com concentrações de cromo total acima do padrão de potabilidade (0,05 mg/L) no sistema aquífero. A sua origem nas águas subterrâneas é ainda controversa. Almodovar (1999) atribui uma origem natural associada aos sedimentos da Formação Adamantina, uma das unidades que compõe o Grupo Bauru. Por outro lado, as regiões onde estão sendo encontradas elevadas concentrações de cromo são aquelas em que existiu a disposição no solo, por várias décadas, dos resíduos da indústria de curtume contendo cromo (CETESB, 2004a).

6. TERRENOS CRISTALINOS

Em geral, a qualidade química da água nos terrenos cristalinos é boa. Os problemas, quando existentes, relacionam-se à elevada salinidade, que é típica dos aquíferos do cristalino do semi-árido nordestino, e à elevada dureza da água e salinidade, observada em algumas áreas de ocorrência das rochas calcárias.

Nas regiões onde o clima tropical domina, ou seja, na maior parte do território nacional, há condições favoráveis para o desenvolvimento do intemperismo químico, resultando em perfis de alteração, comumente, com solos que atingem algumas dezenas de metros de espessura e recobrem a rocha cristalina. Nestas áreas, forma-se um sistema de dupla porosidade que se encontra hidraulicamente conectado: a porção fraturada mais profunda, de rocha não alterada e o meio poroso, no manto intempérico (solo). As vazões dos poços nestes terrenos situam-se, de maneira geral, entre 6 e 8 m³/h, e a qualidade da água boa.

Como exemplo, na região de Unaí, Minas Gerais, na região de ocorrência dos aquíferos fraturados, predominam as águas bicarbonatadas cálcicas e/ou magnesianas, pouco duras (média de 62,27 mg/L de CaCO₃), com uma concentração média de sólidos totais dissolvidos de 154,32 mg/L e pH médio de 7,23 (Mourão *et al.*, 2000).

Por outro lado, nas regiões de clima semi-árido, prevalece o intemperismo físico em relação ao químico, de forma que o manto de intemperismo é pouco espesso (1 a 3 metros) ou inexistente, restringindo ainda mais a potencialidade desses terrenos cristalinos. No Brasil, a maior parte do semi-árido nordestino, cerca de 600.000 km², é constituída por terrenos cristalinos. A associação nesta região de baixas precipitações, distribuição irregular das chuvas, delgado manto intempérico, quando não ausente, e cobertura vegetal esparsa, especialmente no bioma caatinga, favorece o escoamento superficial em detrimento da infiltração. Assim, no cristalino do semi-árido brasileiro, os poços muito comumente apresentam vazões entre 1 e 3 m³/h e elevado conteúdo salino, comumente acima dos padrões de potabilidade. Apesar disso, em muitas pequenas comunidades do interior nordestino, esses poços constituem a única fonte de abastecimento disponível.

Para exemplificar, na região do Alto Moxotó, em Pernambuco, foi observado o predomínio das águas cloretadas mistas, águas neutras a alcalinas com pH médio de 7, máximo de 9 e mínimo de 6,3. O resíduo seco apresentou média de 2.938 mg/L, com mediana de 2.100 mg/L e valores mínimo e máximo de 380 e 13.738 mg/L, respectivamente (Morais & Galvão, 1998). No Estado da Bahia, as águas do cristalino semi-árido são predominantemente clorosulfatadas cálcicas ou magnesianas e 98% das amostras analisadas apresentaram sólidos totais dissolvidos superiores a 1.000 mg/L (Negrão *et al.*, 2000). Na região de Irauçuba, nordeste do Estado do Ceará, o valor médio da dureza dos poços no cristalino é de 1.094 mg/L de CaCO_3 , que caracteriza águas muito duras. Para sólidos totais dissolvidos, a média é 3.012 mg/L e o pH médio de 7,7. Os valores elevados de sólidos totais dissolvidos e de dureza impõem restrições ao uso dessas águas para irrigação, indústria e consumo humano. Foi observada a predominância das águas cloretadas sódicas (Veríssimo & Feitosa, 2002).

No cristalino inexistente uma rede de fluxo regional. Assim, os poços exploram fraturas isoladas, muitas vezes com grandes diferenças de salinidade de uma fratura para a outra vizinha. Medidas de carbono-14 revelaram, sem exceção, águas novas, com poucas dezenas ou centenas de anos de tempo de permanência no aquífero. Assim sendo, a alta salinização não pode ser interna, por dissolução no aquífero, pois estes processos geoquímicos, em ambiente fechado, são relativamente lentos (Santiago *et al.*, 2000). A elevada salinidade das águas subterrâneas do cristalino semi-árido nordestino está relacionada à baixa pluviometria, que faz com que os sais transportados pela chuva (aerossóis) e acumulados no solo e fraturas não sejam lixiviados. A alta evaporação favorece a concentração dos sais. Assim, as águas que infiltram acumulam-se nas fraturas e no solo e enriquecem em sais.

O uso de dessalinizadores torna possível a utilização dos poços com água com elevada salinidade. A osmose reversa tem sido o processo mais utilizado para a remoção dos sais. O processo de dessalinização resulta em dois tipos de água (Porto *et al.*, 2004). Uma parte é água potável, que, em média, corresponde a 50% da capacidade de bombeamento do poço. A outra é uma água de alta concentração salina, denominado de rejeito, apresentando baixa qualidade e altos riscos ambientais.

Muitas dificuldades estão presentes na implantação dos equipamentos de dessalinização e que incluem a falta de operação e manutenção adequadas, que causam a paralisação dos mesmos, e a produção de rejeito, que normalmente é despejado no solo sem qualquer critério, provocando a erosão e a salinização do solo (Amorim *et al.*, 2004).

Em 85% dos sistemas de dessalinização avaliados no Estado da Paraíba, os rejeitos eram despejados no solo sem qualquer critério, e em 90% das formas de despejo, a questão ambiental não estava sendo considerada, visto que a prática de injetar o rejeito na rede coletora de esgotos também é uma forma de degradação ambiental (Amorim *et al.*, 2002).

A disposição do rejeito ainda é um problema a ser resolvido. Algumas alternativas para ela são a cristalização seletiva de sais, cultivo de tilápia rosa (*Oreochromis sp*) e irrigação da erva sal (*Atriplex nummularia*) (Porto *et al.*, 2002).

A falta de critérios de locação de poços, de programas de manutenção das obras de captação e os problemas de salinização das águas tornam muito elevada a quantidade de poços abandonados e desativados nas áreas do cristalino nordestino. No Estado do Ceará, em que 75% da área está situada sobre terreno cristalino, dos 11.889 poços tubulares cadastrados, 3.895 poços, ou seja, 33% estavam desativados ou abandonados (CPRM, 1998).

Projetos agrícolas com irrigação de dimensão familiar vêm sendo desenvolvidos baseados no semi-árido do Nordeste e baseiam-se no uso de corpos aluvionares, de rios temporários, como alternativa à utilização dos aquíferos fraturados. Neste caso, a captação de água subterrânea é realizada, nesses sedimentos inconsolidados, através de poços rasos, tipo cacimba, amazonas (poços escavados de grande diâmetro) e com drenos radiais. É importante destacar a questão da sustentabilidade do sistema, especialmente no tocante à salinização e às condições de vulnerabilidade do aquífero, que normalmente é arenoso e apresenta nível freático muito raso.

Manoel Filho & Diniz Filho (1994) avaliaram 54 áreas em aluviões no Rio Grande do Norte, obtendo, em geral, espessuras na faixa de 3 a 6 m e larguras entre 100 e 300 m. Para exemplificar o uso dos aluviões, Rêgo *et al.* (1999) concluíram que seria possível a reativação de mais de 60% da área irrigada no Perímetro de Irrigação de Sumé (PB), que havia sido desativado por esgotamento

do manancial superficial (açude), através da exploração do manancial subterrâneo, encontrado nos depósitos aluviais do rio Sucuru.

Geralmente, as aluviões possuem água de boa qualidade química. Na região do Alto e Médio Potengi (RN), foram realizados estudos para o aproveitamento das aluviões do rio, que atingem largura de até 500 m, em uma região de 60 km por 2 km. Cerca de 60% da área apresentou águas de qualidade boa a satisfatória para o abastecimento humano e irrigação. Foi observado o predomínio de águas cloretadas sódicas, com resíduo seco variando de 500 a 3.850 mg/L (Melo *et al.*, 1984).

Cabe destacar que o aproveitamento de aluviões é também uma importante alternativa mesmo em áreas úmidas. Araújo & Tancredi (2002) avaliaram diferentes alternativas para o abastecimento da população de Santana do Araguaia, sudeste do Pará, município com 25.000 habitantes, e concluíram que a melhor alternativa era a captação através de baterias de poços das aluviões do rio Campo Alegre através de baterias de poços. As outras opções de aquíferos eram o fraturado e as coberturas intempéricas.

A construção de barragens subterrâneas em leitos de cursos de água temporários também vem se constituindo numa solução hídrica importante para o cristalino do semi-árido, permitindo a reservação de água para o consumo humano, dessedentação animal e a prática de agricultura de subsistência. A barragem consiste de uma vala escavada transversalmente à direção de escoamento do rio, com largura total do vale e profundidade até encontrar a rocha inalterada. Ela deve ser impermeabilizada com argila compactada ou lona, que é colocada na parede da vala que fica oposta ao sentido de procedência do fluxo superficial. Na parte mais profunda da vala, deve ser construído um poço amazonas, e ela deverá ser preenchida com o mesmo material originalmente removido. É aconselhável, a construção de um enrocamento de pequena altura (cerca de 0,5m) sobre a barragem, a jusante do poço amazonas, a fim de proporcionar maior infiltração da água que fica retida por alguns dias na superfície, e a construção de um a dois piezômetros, a montante da barragem, a fim de melhor monitorar o rebaixamento dos níveis d'água com o tempo (Cirilo *et al.*, 1998) (Figura 4).

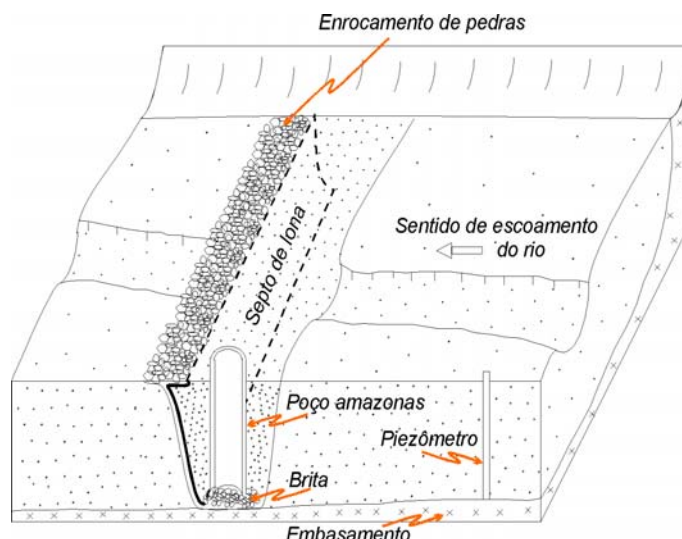


Figura 4. Esquema de construção de uma barragem subterrânea (Cirilo *et al.*, 1998).

Uma análise do programa pioneiro no semi-árido nordestino de instalação de barragens subterrâneas realizado em 1997/98 e que resultou na construção de 400 delas, revelou a presença de insucessos devido à inadequada construção e locação. Como procedimento incorreto na locação, foram observadas: a reduzida espessura do depósito aluvial, a reduzida área de recarga a montante da barragem, a declividade acentuada do substrato e a presença de soleiras rochosas no leito do rio, dentre outras. As principais falhas na construção dessas barragens foram o uso de tubos pré-moldados completamente impermeáveis em vez de tubos semiporosos como recomendado e a não construção do enrocamento de pedras na superfície para reter por algum tempo a água que escoava rapidamente na superfície e facilitar a infiltração da água no depósito aluvial (Costa *et al.*, 2000).

As barragens têm sido muito usadas por pequenos agricultores com riscos em médio prazo de salinização dos solos. A salinização da água é um dos riscos na implantação da barragem subterrânea e, por isso, recomenda-se a renovação das águas através do poço de bombeamento. A falta de controle quanto à qualidade da água armazenada e a ausência de poços para bombeamento, que permitam a sua renovação anual, pode comprometer a qualidade da água. Caso as águas dos riachos que escoam naquela região possuam alguma salinidade,

progressivamente poderá haver uma concentração de sais nos solos da área proporcionada pela evaporação da água (Costa *et al.*, 2000).

7. ÁGUAS MINERAIS

Uma forma muito comum de consumo de águas subterrâneas, principalmente nos centros urbanos do país, é através de águas engarrafadas, denominadas genericamente de “águas minerais”. Esta atividade envolve um mercado que movimenta em torno de U\$ 450 milhões/ano, com crescimento anual de 20% desde 1995 e grande possibilidade de expansão, já que o *per capita* de consumo nacional é cerca de 8 vezes inferior ao da Europa e América do Norte (Queiroz, 2004).

No Brasil, são 672 concessões de lavra de água mineral e potável de mesa distribuídas em 156 distritos hidrominerais com uma produção da ordem de 5,0 bilhões de litros/ano, que está relacionada a uma rede de 732 poços e fontes naturais com vazões que vão desde 700 L/h até mais de 450.000 L/h. A distribuição destas concessões é apresenta na Figura 5. Dos pontos de água cadastrados, 56% correspondem a fontes e 44% a poços, e mais de 50% estão concentrado na região Sudeste (Queiroz, 2004).

A diferenciação entre águas minerais e potáveis de mesa é realizada pelo Código de Águas Minerais, instituído pelo Decreto-Lei nº 7.841, de 1945. As primeiras são aquelas que possuem composição química ou propriedades físico-químicas distintas das águas comuns, com características que lhe confirmam uma ação medicamentosa. As águas potáveis de mesa são aquelas que preenchem as condições de potabilidade. As águas, de acordo com o Código de Águas Minerais, podem ser classificadas também quanto às características permanentes (composição química) e inerentes (gases e temperatura).

Com a disseminação do uso da água engarrafada, o conceito de propriedade medicinal da água mineral originalmente existente foi reduzido. Apesar disso, as estâncias hidrominerais e termais ainda ocupam papel de destaque, por representarem uma importante atividade econômica pelo uso da água e pelo incentivo ao turismo. São exemplos de pólos turísticos e estâncias

Caxambu, São Lourenço e Poços de Caldas, em Minas Gerais, Águas de Lindóia e Serra Negra, em São Paulo, e Caldas Novas, em Goiás.



Figura 5. As províncias hidrogeológicas do Brasil e as áreas de concessão de lavra de águas minerais e/ou águas potáveis de mesa (Queiroz, 2004).

Em relação à qualidade, as águas minerais apresentam as seguintes características físico-químicas (Queiroz, 2004):

- Resíduo seco: 48% apresentam baixo teor de mineralização (menos que 100 mg/L), 49% têm mineralização média a elevada (100 a 600 mg/L) e 3% são elevadas a fortemente mineralizadas (600 a 1.200 mg/L);
- Dureza: 79,4% são brandas (menos de 50 mg/L de CaCO_3), 13,6% são pouco duras (50 a 100 mg/L), 5,5% são duras (100 a 200 mg/L) e 1,5% é muito dura (mais que 200 mg/L);
- pH: os valores variam entre 4,0 e 9,8, sendo que 67% possuem pH ácido (menor que 7), 25% têm pH alcalino (maior que 7) e 8%, pH neutro (pH igual a 7).

A proteção das reservas de águas minerais é uma questão muito importante. A Portaria nº 231 de 1998, do Departamento Nacional de Produção

Mineral, estabelece a necessidade de delimitação de perímetros de proteção ao redor da captação. São definidas três zonas:

- Zona de Influência, que está associada ao perímetro imediato da captação, onde são permitidas apenas atividades inerentes ao poço ou fonte e, tem por finalidade, promover a sua proteção microbiológica;
- Zona de Transporte, definida entre a área de recarga e o ponto da captação, objetivando a proteção contra contaminantes mais persistentes;
- Zona de Contribuição, que abrange a área de recarga de uma captação e também objetiva a proteção contra contaminantes mais persistentes.

8. FONTES DE CONTAMINAÇÃO

As atividades antrópicas representam risco aos aquíferos e à qualidade das águas subterrâneas. São descritas, a seguir, as principais fontes potenciais de contaminação do manancial subterrâneo.

Construção dos poços

A forma de construção do poço é fundamental para garantir a qualidade da água captada e maximizar a eficiência da operação do poço e a exploração do aquífero. Essa questão encontra-se regulamentada através de duas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) publicadas em 1990. O projeto de poço para captação de água subterrânea é regulamentado pela norma ABNT NBR-12.212 de 1992, que prevê a elaboração de especificações técnicas de construção, planilha orçamentária e croquis construtivos. O projeto executivo deve seguir as normas técnicas para construção de poços, apresentada na norma ABNT NBR-12.244 de 1990.

No país, o crescimento da utilização de águas subterrâneas foi acompanhado da proliferação de poços construídos sem critérios técnicos adequados. A perfuração de poços, nestes casos, e com locações inadequadas coloca em risco a qualidade das águas subterrâneas, à medida que cria uma

conexão entre águas mais rasas, mais suscetíveis à contaminação, com águas mais profundas e menos vulneráveis.

A Resolução nº 15 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 2001, considera que toda empresa que execute perfuração de poço tubular profundo deverá ser cadastrada junto aos conselhos regionais de engenharia, arquitetura e agronomia e órgãos estaduais de gestão de recursos hídricos, e apresentar as informações técnicas necessárias, semestralmente e sempre que solicitado.

Entre os principais fatores construtivos dos poços tubulares, que podem representar risco de contaminação das águas subterrâneas estão:

- Não isolar as camadas indesejáveis durante a perfuração, como por exemplo, a parte de rochas alteradas mais superficiais, que são mais vulneráveis à contaminação;
- Ausência de laje de proteção sanitária e altura inadequada da boca do poço;
- Proximidade com pontos potencialmente contaminantes da água como fossas, postos de gasolina, lixões;
- Não desinfetar o poço após a construção;
- Não cimentação do espaço anelar entre o furo e o poço, que facilita a entrada de águas superficiais.

A Resolução nº 15, do CNRH, considera que poços abandonados e desativados devem ser adequadamente lacrados, a fim de que não se tornem possíveis fontes de contaminação para o aquífero.

Para exemplificar estes problemas, no Estado do Piauí, foi realizado um levantamento das características construtivas de poços (ANA, 2004). A presença do perímetro interno de proteção do poço foi avaliada em 584 poços, sendo que em 271 (46%) ele era ausente. A falta de perímetro é caracterizada pela ausência de muro ou cerca, ou seja, a restrição a qualquer atividade que não seja a de operação dos poços. Outra forma de proteção da qualidade das águas é a instalação de lajes de cimento. Entre 571 poços analisados sob esse aspecto, 281 (49%) não possuíam este tipo de proteção. De um total de 642 poços, em 80 (12%) não existia vedação (sem tampa), fator que representa risco para a contaminação das águas subterrâneas. Foi estimado ainda o risco de

contaminação das águas subterrâneas pela proximidade de fossas, cemitérios, depósitos de lixo e falta de vedação. Nessa análise, 265 poços apresentaram alto risco de contaminação e são assim distribuídos: 194 estão em operação, 34 paralisados, 28 abandonados e 9 em construção.

De forma geral, a presença de coliformes nas águas subterrâneas está associada a poços mal construídos, sem laje de proteção e tubo de boca, sem perímetro de proteção e sob influência de rios poluídos, locados inadequadamente ou mal protegidos (CETESB, 2004a). A inadequação do filtro e pré-filtro à formação geológica normalmente reflete em problemas de cor e turbidez da água subterrânea. Por isso, é comum que vários estudos mostrem freqüentemente que estes parâmetros não atendem aos padrões de potabilidade no caso das águas subterrâneas.

No caso específico dos poços rasos, também conhecidos como cacimbas, que normalmente apresentam grande diâmetro (1 a 2 m), além dos pontos anteriormente descritos, é fundamental o acabamento da parte superior, que tem a função de vedar o poço, protegendo assim o aquífero e a água, e propiciando segurança ao usuário. Também é importante a colocação do revestimento interno do poço, que evita o desmoronamento das paredes da escavação, proporcionando a proteção de infiltrações superficiais e facilitando a sua limpeza.

Saneamento

No Brasil, o índice médio de domicílios com esgotamento sanitário é de 50,6%. Em relação ao tratamento dos esgotos, os resultados são ainda mais preocupantes, pois o índice nacional médio de tratamento dos esgotos gerados na área urbana é de apenas 28,2% (SNIS, 2003). Este quadro deficitário gera impacto não apenas sobre os rios, mas influi diretamente sobre a qualidade da água subterrânea, especialmente nas áreas urbanas. A falta de saneamento representa um risco às águas subterrâneas através da infiltração por fossas negras do escoamento superficial, que acaba infiltrando no solo, e pelo vazamento de redes de esgoto. Este quadro é especialmente crítico nas cidades em que existe uma elevada densidade populacional e, portanto, alta taxa de produção de esgotos.

De forma geral, o impacto do lançamento de esgotos sobre a qualidade das águas subterrâneas pode ser detectado através de elevadas concentrações de nitrato e do surgimento de bactérias patogênicas e vírus. Normalmente a qualidade microbiológica é analisada através de coliformes totais e fecais, e estreptococos. Os coliformes totais são utilizados apenas como indícios de contaminação. Atualmente a espécie *Escherichia coli* é considerada o melhor indicador de contaminação fecal, visto que algumas espécies de bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes fecais podem ser encontradas em outras fontes que não fezes.

Cabe ressaltar que a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde considera que em poços, fontes e nascentes, tolera-se a presença de coliformes totais, na ausência de *Escherichia coli* e, ou, coliformes termotolerantes, desde que sejam investigadas a origem da ocorrência e tomadas providências imediatas de caráter corretivo e preventivo e realizada nova análise de coliformes.

De forma geral, os poços tubulares, por captarem água a maiores profundidades que os poços rasos, são menos susceptíveis à contaminação principalmente por fossas e vazamentos de redes de esgoto. A seguir são apresentados alguns estudos que mostram o impacto dos problemas sanitários sobre a qualidade da água subterrânea.

Rosa *et al.* (2004) avaliaram 63 poços rasos tipo cacimba, localizados em áreas urbana e rural de Campo dos Goytacazes (RJ), e encontraram em 28,36% deles a presença de *Escherichia coli*, em 70,15% coliformes totais e em 44,78% coliformes fecais. A contaminação foi atribuída à proximidade entre fossa e poço.

O aquífero Jaciparaná, que é constituído por sedimentos de origem fluvial e colúvio-aluvial, com intercalações de areia, argila e silte com idade terció-quaternária, é utilizado para abastecimento da cidade de Porto Velho. Foram coletadas amostras de água em 30 poços tubulares. Os teores de nitrato variaram de 0,64 a 26,43 mg/L, sendo que 23% das amostras apresentaram valores acima do padrão de 10 mg/L. A contaminação foi atribuída à elevada densidade populacional associada ao uso de fossas (Campos *et al.*, 2004).

Na zona urbana de Manaus, foi avaliada a qualidade da água subterrânea em 120 poços selecionados em 6 bairros. Deste total, 61% apresentavam profundidades entre 5 e 40 m. A análise bacteriológica realizada revelou que 60,5% apresentaram água inadequada para o consumo, devido à presença de

coliformes termotolerantes, e em 75% das amostras foi detectada a presença de coliformes totais. Concentrações fora dos padrões de potabilidade foram obtidas para ferro, amônia e nitrato. Os problemas de qualidade da água, na região estudada, foram relacionados à falta de saneamento (na área estudada apenas 21,4% das residências estava ligada à rede de esgoto), proximidade poço-fossa inferior a 20 m e má construção dos poços (Costa *et al.*, 2004).

No aquífero fraturado, formado pelos metassedimentos do Grupo Cuiabá, foi detectada a presença de coliformes totais e fecais em, respectivamente, 50% e 38%, de um total de 162 poços analisados. Estes problemas foram relacionados aos problemas de saneamento básico da região e a inadequadas técnicas construtivas dos poços tubulares profundos (Migliorini, 2004).

Em 15 poços situados em propriedades rurais na área de São José do Rio Preto (SP) foram realizadas 4 etapas de coleta de água (Piranha & Pacheco, 2004). Foram detectados coliformes totais (89,6% das amostras) e coliformes fecais (27,5% das amostras). Vírus foram analisados em apenas uma etapa de coleta, tendo sido constatada a presença de adenovírus em 53,3% das amostras e vírus da hepatite em 20% delas. Os adenovírus são responsáveis por infecções oculares, respiratórias e gastrintestinais. Os parâmetros físico-químicos mais freqüentemente em desacordo com os limites preconizados pela legislação competente foram turbidez, cor, pH, sólidos totais dissolvidos, nitratos e cloretos. A área caracteriza-se pela ausência de esgotamento sanitário, com inúmeras fossas ativas e desativadas, e poços de captação da água com problemas construtivos.

Na região de Unaí, em Minas Gerais, foi realizado um estudo que diagnosticou que a principal fonte de contaminação da água subterrânea era a proximidade dos poços em relação a currais, pocilgas, granjas ou áreas de pastagens. De um total de 107 poços analisados, em 57% das amostras analisadas foram detectados coliformes totais e em 24%, estreptococos fecais, sendo estes freqüentemente mais numerosos que os coliformes fecais (relação média de 5,0). Não foi detectada a presença de organoclorados, originários de agrotóxicos. Adicionalmente, os poços mal construídos e abandonados constituíam caminhos preferenciais para a contaminação dos aquíferos (Mourão *et al.*, 2000).

Resíduos sólidos

Um dos grandes problemas resultantes do crescimento populacional e do desenvolvimento tecnológico e industrial é a disposição e tratamento dos resíduos sólidos. Este problema é especialmente crítico nas áreas urbanas.

Nas zonas rural e urbana, os índices de domicílios particulares permanentes com coleta de lixo, no ano de 2002, eram, respectivamente, de 17,4% e 95,3% (IBGE, 2002b).

Sob o aspecto ambiental e de preservação das águas subterrâneas, o aspecto mais importante é a questão do chorume produzido a partir do lixo. A decomposição anaeróbica da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos produz gases e chorume. Os gases gerados são o sulfídrico, metano, e mercaptano, que possuem odor desagradável, sendo o metano inflamável com risco de provocar explosões. O chorume é um líquido negro formado por compostos orgânicos e inorgânicos, apresenta altas concentrações de matéria orgânica e metais pesados. A infiltração do chorume contamina o solo e pode atingir a água subterrânea.

A destinação do lixo produzido é, portanto, uma questão crítica sob o ponto de vista do meio ambiente e da saúde humana. Os aterros sanitários exigem a impermeabilização do terreno, sistema de drenagem, cobertura do material depositado, tratamento do chorume e captação dos gases produzidos pela decomposição do lixo. O lixão é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Os resíduos lançados nos lixões acarretam problemas à saúde pública, como proliferação de vetores de doenças, geração de maus odores, e, principalmente, poluição do solo e das águas subterrânea e superficial.

No Brasil, em 2000, foram produzidos diariamente aproximadamente 162 mil ton de lixo urbano (IBGE, 2002a). Em termos de destinação dos resíduos sólidos urbanos coletados no país observa-se a seguinte distribuição: 47,1% vão para aterros sanitários, 22,3% para aterros controlados e 30,5% para lixões. Esses números se referem às porcentagens do lixo coletado. Quando se consideram as porcentagens relativas ao número de municípios, a maioria dos municípios ainda tem lixões. Os dados mostram que 63,6% dos municípios

dispõem seus resíduos sólidos em lixões, 13,8% em aterros sanitários, 18,4% em aterros controlados e 4,2% não informaram o destino (IBGE, 2002a).

A escolha, portanto, do local de disposição dos resíduos sólidos é muito importante. Como exemplo, áreas com alto grau de vulnerabilidade, que apresentam nível de água raso e elevada permeabilidade favorecem a migração de contaminantes em subsuperfície.

Os impactos do chorume sobre os aquíferos já foram estudados em algumas áreas do país e são exemplificados a seguir.

Estudo realizado em lixão, situado em Feira de Santana (BA), revelou que entre 27 parâmetros analisados, apenas nitrito, cromo total e mercúrio situaram-se dentro dos valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria 1469/2000. Destacaram-se os altos valores obtidos para condutividade, cloreto, sódio, magnésio, sólidos totais e bicarbonatos. Foram observados altos valores de DBO, indicativos da contaminação orgânica. Por outro lado, no caso do grupo dos metais pesados, apenas o chumbo e ferro apresentaram valores significativamente elevados. O chorume, no local, apresentou concentrações de cobre, chumbo, mercúrio, cádmio e cromo inferiores a 0,1 mg/L (Santos *et al.*, 2004).

Em Belo Horizonte foram pesquisadas duas diferentes situações: um lixão que funcionou de 1967 a 1972 e um aterro sanitário de 1972 até 2004. A pesquisa revelou elevado índice de contaminação por metais (Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) na água subterrânea sob o lixão desativado há 30 anos, enquanto o aterro sanitário envia o chorume sem qualquer tratamento para um córrego, possibilitando a sua infiltração para contaminar as águas subterrâneas. Esse chorume apresentava elevadíssimas concentrações dos mais variados metais, além de altas taxas de contaminação bacteriológica (coliformes fecais e de estreptococos fecais) (Costa, 2004).

Em Santo Antônio da Posse (SP), localizado na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, foi iniciada em 1974 a operação do aterro Mantovani, que recebia resíduos de mais de 60 indústrias. Em 1987, o aterro foi fechado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), a agência ambiental paulista, devido a várias irregularidades. Estima-se que na região foram dispostas 320 mil toneladas de resíduos que contaminaram o aquífero freático local com diversas substâncias, tais como organoclorados e metais pesados. Muitos

moradores que viviam em chácaras vizinhas ao aterro utilizavam a água subterrânea através de poços. Medidas emergenciais foram tomadas na área apenas no ano de 2001.

Agricultura

O desenvolvimento da agricultura no país, nas duas últimas décadas, está diretamente relacionado ao aumento da área cultivada e da produtividade. A este último fator está associado diretamente o uso de fertilizantes e agrotóxicos.

O aumento da produtividade da agropecuária fez com que, de 1992 a 2002, a quantidade de fertilizantes utilizada em terras brasileiras tenha crescido duas vezes e meia. Em 2002, para 53,5 milhões de hectares plantados, o Brasil utilizou 7,6 milhões de toneladas de fertilizantes. No mesmo ano, apenas Paraná e Rio Grande do Sul consumiram 2,1 milhões de toneladas (IBGE, 2004).

Os três principais nutrientes exigidos pelas culturas são o nitrogênio (N), potássio (K_2O) e fósforo (P_2O_5). A utilização por área destes fertilizantes no Brasil, para o ano de 2002, foi de 33,93 kg/ha de nitrogênio, 52,50 kg/ha de fósforo e 57,19 kg/ha de potássio, totalizando 143,62 kg/ha (IBGE, 2004). O uso intensivo destes compostos nas culturas favorece o aparecimento destes compostos nas águas subterrâneas.

Entre estes elementos, o nitrogênio é aquele que apresenta maior impacto sobre a água subterrânea, ocorrendo principalmente na forma de nitrato. Este composto apresenta alta mobilidade na água subterrânea por ser muito pouco adsorvido e por isso, pode contaminar extensas áreas.

Em relação aos agrotóxicos, o Brasil está entre os maiores consumidores do mundo. Embora o consumo de agrotóxicos revele tendência de aumento com o tempo, a toxicidade dos produtos vem diminuindo. Entre os mais utilizados estão os herbicidas (58% do total), associados ao modelo de plantio direto (sem revolver a terra), que favorece o crescimento de ervas daninhas. Depois aparecem os inseticidas (13% do consumo) e fungicidas (11% do consumo). Em 2001, para 50,7 milhões de hectares de área plantada, o Brasil utilizou 158,7 mil toneladas de agrotóxicos, com uma média de 3,13 kg/ha em 2001 (IBGE, 2004).

A experiência internacional mostra que em áreas de intensa atividade agrícola nas zonas de recargas dos aquíferos são cada vez mais comuns a ocorrência de agrotóxicos na água subterrânea.

Vários países regulamentam as concentrações máximas permissíveis de pesticidas em águas para o consumo humano. No Brasil, o Decreto nº 4.074 de 04 de janeiro de 2002, regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 que dispõe, entre outros, sobre a pesquisa, a experimentação e, a produção de agrotóxicos, seus componentes e afins. A Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e o seu padrão de potabilidade, determina as concentrações máximas de alguns pesticidas organoclorados em água para abastecimento humano. A Resolução nº 20 do CONAMA, de 18 de junho de 1986, determina o limite máximo de alguns pesticidas organoclorados, organofosforados e carbamatos que podem estar presentes nas águas de classe 1. Contudo, muitos inseticidas, fungicidas e grande parte dos herbicidas que são utilizados rotineiramente nas áreas agricultáveis do Brasil, não foram normalizados por essas legislações (Barreto *et al.*, 2004). Mais recentemente, a Resolução nº 357 do CONAMA, de 17 de março de 2005, que substitui a Resolução nº 20, acrescentou alguns pesticidas a categorias de águas de classe 1, como a atrazina, simazina e alacloro.

No Brasil, são ainda escassos os trabalhos que avaliam a presença de fertilizantes e agrotóxicos em áreas de agricultura e, em especial, nas áreas de recarga, onde os aquíferos tendem a serem mais vulneráveis. Por isso, a dimensão do problema ainda não é conhecida. A seguir são apresentados alguns estudos já desenvolvidos.

No país, os Estados de Alagoas, Minas Gerais, São Paulo e Paraná são grandes produtores de cana-de-açúcar. A fertirrigação é amplamente usada nessas áreas e consiste em usar a vinhaça (ou vinhoto) como fertilizante. A vinhaça é um resíduo do processo de destilação do álcool e da fabricação do açúcar e é rico em potássio cálcio, magnésio, enxofre e micronutrientes. Cada litro de álcool fabricado gera 13 litros de vinhaça com diferentes teores de potássio de acordo com a origem. Na região de Alagoas, os excedentes da vinhaça são acumulados em lagoas, que recebem um grande volume na época da safra, para infiltração através de sulcos no terreno. No município de Rio Largo, da Grande Maceió, foram observadas alterações físico-

químicas em poços tubulares do sistema aquífero Barreiras. A contaminação pela vinhaça foi evidenciada por altas concentrações de elementos como potássio (126 mg/L) e magnésio (154 mg/L) (Cavalcante *et al.*, 1994). A contaminação da água subterrânea em área cultivada com cana-de-açúcar também foi constatada em Paripueira (AL), conforme análises físico-químicas realizadas durante o período de 1983 a 1996, que apresentaram valores de pH decrescentes de 6,4 a 4,24 e valores crescentes de nitratos entre 0,20 e 8,25 mg/l (Cavalcante *et al.*, 1996 *apud* Ferreira Neto *et al.*, 2002).

Foi realizada a análise da presença em água subterrânea dos pesticidas utilizados em região de cultivo de algodão no Mato Grosso. Dentre os pesticidas analisados, foram detectados a atrazina, metolaclo, carbofuran, parationa-metilica, imidacloprido e diuron, todos em baixas concentrações. A ocorrência destes compostos em águas de poços tubulares com profundidades variando de 12 a 70 m, mostra a vulnerabilidade das águas subterrâneas na região de estudo, especialmente com o uso continuado dos pesticidas na lavoura da região (Souza *et al.*, 2004).

Estudos desenvolvidos pela Embrapa Meio Ambiente em áreas de recarga do aquífero Guarani, na região de Ribeirão Preto (SP), revelaram a presença do herbicida tebuthiuron em água subsuperficial e também em um poço tubular com cerca de 53 metros de profundidade, embora em concentrações abaixo daquelas consideradas críticas pela Organização Mundial de Saúde e pela Diretiva da Comunidade Econômica Europeia (Gomes *et al.*, 2001 *apud* Spadotto *et al.*, 2004).

Foi estudada a presença de pesticidas em água subterrânea do município de Tianguá (CE), que está situado numa região onde a principal atividade econômica é a agricultura (Barreto *et al.*, 2000). Foi realizado um levantamento preliminar dos principais pesticidas usados na região e em função disso, foram definidos os parâmetros a serem analisados. A água dos poços e da fonte monitoradas era utilizada, principalmente, para consumo humano e irrigação. A profundidade dos poços varia de 4 a 102 m. A atrazina, simazina e metil paration estavam em desacordo com os valores máximos permitidos pela Portaria nº 518, do Ministério da Saúde, e pela Resolução nº 20 do CONAMA. Mesmo não fazendo parte da lista dos agrotóxicos usados nas áreas agrícolas do município de Tianguá, alfa-clordano foi detectado em amostra de um dos poços

monitorados. O clordano é um inseticida organoclorado pouco solúvel em água e, conhecido pelos seus efeitos tóxicos no meio ambiente e, por isso, seu uso tem sido proibido em muitos países. A presença desse composto indica a sua longa persistência no meio ambiente e, provavelmente, mesmo não sendo mais usado nas culturas da região, sua presença continua sendo constatada após um longo período.

Além da questão de fertilizantes e agrotóxicos, a qualidade da água de irrigação pode afetar diretamente a agricultura através da salinização dos solos, que ocorre pela interação eletroquímica entre os sais e a argila, reduzindo sua permeabilidade e afetando a disponibilidade de água para a planta. A salinidade limita a retirada de água pelas plantas devido à redução do potencial osmótico e, assim, do potencial total de água no solo e reduz a permeabilidade. Além disso, certos elementos como cloreto, sódio, boro, nitrato, podem se tornar tóxicos às plantas ou causar desequilíbrios nutricionais, se presentes em altas concentrações (Porto *et al.*, 2004). Por isso, a determinação do teor salino e dos principais íons é fundamental para a adequada utilização das águas para irrigação. Como exemplo, Andrade *et al.* (2003) compararam o risco de salinização de solos em região semi-árida quando a irrigação era realizada por águas superficiais do rio Jaguaribe, no Ceará, e águas subterrâneas de poços profundos da Chapada do Apodi. Concluíram que as águas subterrâneas apresentavam limitação devido às altas concentrações de cloreto e sódio, podendo desenvolver toxidez nas culturas irrigadas, sendo necessário observar o tipo de cultura e o manejo a ser utilizado.

Indústria

O manuseio de produtos tóxicos contaminantes sem a adoção de normas adequadas e a ocorrência de acidentes ou vazamentos nos processos produtivos, de transporte ou de armazenamento de matérias primas e produtos da indústria representam sério risco ao meio ambiente e à saúde humana. A existência de uma área contaminada pode causar restrições ao uso do solo e danos ao patrimônio público e privado, com a desvalorização das propriedades (CETESB, 2004b).

Normalmente os contaminantes produzidos pelas indústrias atingem os solos e rios, e posteriormente, dependendo das condições de vulnerabilidade do aquífero (tipo de solo, profundidade do nível de água, entre outros) podem atingir as águas subterrâneas.

Levantamento recente realizado pelo Ministério da Saúde e ainda inédito revela que no país existem cerca de 15.000 áreas com contaminação em solo e/ou água e que aproximadamente 1,3 milhões de habitantes estão expostos diretamente nestas regiões. As atividades petroquímicas, de extração mineral, siderúrgicas, fábricas e galpões de agrotóxicos estão listados como principais causadores de contaminação.

As indústrias são a segunda atividade que mais contamina no Estado de São Paulo, sendo responsável por 18% das áreas contaminadas. Os principais grupos de contaminantes encontrados nestas áreas foram: combustíveis líquidos, solventes aromáticos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), metais e solventes halogenados (CETESB, 2004b). Estudo da vulnerabilidade e risco de poluição dos aquíferos no Estado de São Paulo identificou as atividades da indústria química, mecânica, metalúrgica e curtume como de elevado potencial poluidor (IG/CETESB/DAEE, 1997). Estudo similar realizado na Região Metropolitana de Campinas identificou que 90% das indústrias avaliadas apresentavam potencial elevado ou moderado de geração de carga contaminante para os aquíferos. Entre as indústrias, as químicas representavam o maior risco potencial de poluição das águas subterrâneas, com 80% das indústrias classificadas como de elevado potencial. Em seguida, apareciam as indústrias mecânicas com 50% delas classificadas como elevado e as metalúrgicas com 45% (Dantas *et al.*, 1997).

Existem vários casos de áreas contaminadas por indústrias. Um exemplo é o caso de Duque de Caxias (RJ), onde a população da área chamada de Cidade dos Meninos ficou exposta, durante décadas, à ação do hexaclorociclohexano (HCH), um produto altamente tóxico usado como pesticida. Popularmente conhecido como pó de broca, parte de sua produção e rejeito foi abandonada na área, em função da desativação da fábrica que funcionou entre 1950 e 1955. O material contaminou o solo, a água subterrânea, vegetação e população da região (Brilhante & Oliveira, 1998).

Um outro exemplo é o caso da Shell em Paulínia (SP), em que os agrotóxicos organoclorados endrin, dieldrin e aldrin foram encontrados no aquífero freático sob as chácaras localizadas entre uma fábrica desativada de agrotóxicos e o rio Atibaia, um dos principais afluentes do rio Piracicaba e que abastece de água, entre outras, as cidades de Americana e Sumaré.

Concentrações de fluoreto, fósforo e nitratos em águas subterrâneas que excederam em dezenas e centenas de vezes os limites máximos admitidos pela legislação brasileira foram identificados em uma região próxima a uma indústria de fertilizantes no distrito industrial de Rio Grande (RS) (Mirlean & Osinaldi, 2004). Essa contaminação foi relacionada à precipitação das emissões industriais, tanto nas proximidades das suas fontes como afastadas destas. Isoladamente ocorriam anomalias resultantes da lixiviação dos contaminantes diretamente dos depósitos de produtos e de matéria-prima.

Postos de combustíveis

Os hidrocarbonetos que compõe o petróleo são amplamente utilizados na indústria e no transporte. A produção, manuseio e transporte de combustíveis envolvem o uso de tanques de armazenamento que são suscetíveis a vazamentos e acidentes, que representam sério risco ambiental e à saúde humana.

Os hidrocarbonetos de petróleo apresentam entre seus componentes, compostos depressores do sistema nervoso central e carcinogênicos, como é o caso do benzeno.

A principal forma de contaminação do subsolo por derivados do petróleo é representada pelo vazamento de tanques de armazenamento de combustíveis. Os vazamentos em postos de combustíveis estão associados a problemas de instalação e, principalmente, à corrosão de tanques, normalmente construídos com aço e que apresentam uma vida útil que varia de 10 a 30 anos, com média de 20 anos. Este é um problema especialmente importante nas grandes áreas urbanas. Nos Estados Unidos, o vazamento dos tanques de combustível é reconhecido como a principal fonte de contaminação da água subterrânea.

No Brasil não é feito regularmente um acompanhamento da questão ambiental relacionada ao vazamento de tanques armazenadores de derivados de petróleo. Entretanto, a experiência internacional indica que o problema deve ser significativo. No país, no ano de 2001, foram comercializados 84,6 milhões de m³ de derivados de petróleo, sendo 43,5 % de óleo diesel, 25,9 % de gasolina C, 15,0 % de gás GLP (gás liquefeito de petróleo), e 10,7 % de óleo combustível. Os outros derivados (querosene de aviação, gasolina de aviação e querosene) responderam por 4,9 %. O número de postos revendedores registrados era de 32.697 em 2001 (ANP, 2002).

O reconhecimento do potencial poluidor dos tanques de armazenamento subterrâneo levou à criação da Resolução nº 273 do CONAMA, de novembro de 2000, que estabelece que a instalação e operação de postos revendedores de combustível dependerá de licenciamento prévio do órgão ambiental.

Como exemplo da extensão do problema, na cidade de Belém, verificou-se que 34% dos tanques de armazenamento de combustíveis em postos possuíam mais de 15 anos e que 90% deles estavam situados sobre o aquífero Pós-Barreira, que apresenta elevada vulnerabilidade natural (Siqueira *et al.*, 2002).

No Estado de São Paulo, em que existe um maior controle ambiental comparativamente com outros Estados do país, os postos de combustíveis são considerados a principal fonte de contaminação. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) realizou um levantamento das áreas contaminadas no Estado de São Paulo. Em maio de 2002, existiam 255 áreas e, em outubro de 2003, 727 áreas. Em novembro de 2004, foram totalizadas 1.336 áreas contaminadas das quais 931 registros (69% do total) eram postos de combustíveis. O aumento significativo do número de áreas contaminadas em 2004 deveu-se ao estabelecimento da obrigatoriedade do licenciamento ambiental dos postos de combustíveis, à ação rotineira de controle sobre as fontes industriais, comerciais, de tratamento e disposição de resíduos e ao atendimento aos casos de acidentes (CETESB, 2004b).

Mineração

A atividade mineradora é amplamente distribuída no território nacional e explora os mais diversos minérios. Os seus impactos sobre o meio ambiente, de forma geral, são bem conhecidos e incluem a contaminação de solo, ar, sedimentos, desmatamento e poluição sonora. A questão da contaminação das águas subterrâneas é ainda muito pouco estudada no Brasil.

Uma das poucas áreas no país onde o impacto da mineração sobre os recursos hídricos subterrâneos é bem conhecido, corresponde à região de exploração de carvão nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. A infiltração da água de chuva sobre os rejeitos gerados nas atividades de lavra e beneficiamento alcança os corpos hídricos superficiais e/ou subterrâneos. Essas águas adquirem baixos valores de pH (menores que 3), altos valores de ferro total, sulfato total e outros elementos tóxicos que impedem a sua utilização para qualquer uso e destroem a flora e a fauna aquática (Alexandre & Krebs, 1995 *apud* CPRM, 2002). Três bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina são consideradas impactadas pela atividade mineradora de carvão: rio Araranguá, rio Tubarão e rio Urussanga. O volume total de rejeito e estéril depositados nestas bacias perfaz mais de 370 milhões de m³ (JICA, 1997 *apud* CPRM, 2002).

Um outro exemplo de degradação da qualidade da água subterrânea é da estância hidromineral de Barreiro, em Araxá (MG). Em 1960, iniciou-se na região a lavra a céu aberto de fosfato e nióbio. Em 1978, foi detectada a interferência da atividade minerária no manancial subterrâneo, consequência do rebaixamento do nível freático na mina de fosfato. Posteriormente, em 1982, constatou-se a contaminação das águas subterrâneas por cloreto de bário, resíduo do beneficiamento do minério de nióbio. Desde então, diversos estudos e ações mitigadoras procuraram amenizar o impacto ambiental das atividades mineradoras e industriais. As águas subterrâneas estão parcialmente comprometidas pelo bário, encontrado naturalmente nas águas profundas do aquífero granular, e o cloreto de bário oriundo do processamento do minério. Além disso, existem 39 poços desativados, por motivos diversos, sem terem sido adequadamente cimentados de maneira a evitar os riscos de contaminação direta ao aquífero (Beato *et al.*, 2000).

Cemitérios

A contaminação de águas subterrâneas por cemitérios está relacionada à alteração da qualidade química das águas e da presença de microrganismos existentes nos corpos em decomposição. Existe o risco de doenças de veiculação hídrica, que causam fortes distúrbios gastrintestinais, tais como vômitos, cólicas e diarreias. As mais comuns no Brasil são a hepatite, a leptospirose, a febre tifóide e a cólera.

Estudos feitos em cemitérios dos municípios de São Paulo e de Santos (Matos & Pacheco, 2002; Pacheco *et al.*, 1991) constataram a contaminação do aquífero freático por microrganismos oriundos da decomposição dos corpos sepultados. Matos & Pacheco (2002) mostraram que as sepulturas provocam um acréscimo na quantidade de sais minerais (bicarbonato, cloreto, sódio e cálcio), de metais (ferro, alumínio, chumbo e zinco), de bactérias heterotróficas e proteolíticas, e clostrídios sulfito-redutores, causando ainda um decréscimo do oxigênio dissolvido nas águas subterrâneas. Também foram encontrados enterovírus e adenovírus nas águas subterrâneas. Migliorini (1994) observou o aumento na concentração de íons e de produtos nitrogenados nas águas subterrâneas do Cemitério Vila Formosa em São Paulo. A presença de bactérias e produtos nitrogenados no aquífero freático também foi constatada por Marinho (1998) no Cemitério São João Batista, em Fortaleza.

Reconhecendo os cemitérios como fonte potencial de contaminação, em 2003, o CONAMA publicou a Resolução nº 335, que dispõe sobre licenciamento ambiental de cemitérios, estabelecendo, entre outros, distância mínima de um metro e meio entre o fundo das sepulturas e o nível freático máximo, e obrigando a destinação ambiental e sanitariamente adequada dos resíduos sólidos em cemitérios.

9. PROTEÇÃO DE AQÜÍFEROS

A definição da vulnerabilidade natural de um aquífero pressupõe a realização de estudo hidrogeológico para definição das suas características mais importantes como extensão, área de recarga, espessura, profundidade do nível de água, qualidade das águas e parâmetros como condutividade hidráulica. A partir destas informações é possível avaliar a sua vulnerabilidade natural à contaminação.

A proteção dos recursos hídricos subterrâneos é um aspecto crítico já que os custos de remediação de aquíferos são muito altos e tecnicamente é muito difícil a sua recuperação para as condições originais.

A gestão da qualidade das águas subterrâneas é considerada na legislação federal através de duas resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. A Resolução nº 15, de 2001, estabelece que os Estados devem orientar os municípios sobre as diretrizes de gestão integrada das águas subterrâneas, propondo mecanismos de estímulo à proteção das áreas de recarga dos aquíferos e a Resolução nº 22, de 2002, afirma que os planos de bacia devem explicitar medidas de prevenção, proteção, conservação e recuperação dos aquíferos, sendo que a criação de áreas de uso restritivo poderá ser adotada com medida para alcance dos objetivos propostos.

A proteção dos aquíferos envolve o conceito de perigo de contaminação, que pode ser definido pela interação e associação entre a vulnerabilidade natural do aquífero e a carga contaminante aplicada no solo ou em subsuperfície (Foster & Hirata, 1988). Deste modo, pode-se configurar uma situação de alta vulnerabilidade, porém sem perigo de poluição, pela ausência de carga contaminante significativa, ou vice-versa. As áreas críticas, que correspondem àquelas com alta vulnerabilidade e elevada carga poluidora, podem ser então definidas e nelas deverão ser tomadas medidas de prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas.

A vulnerabilidade de um aquífero à poluição significa sua maior ou menor susceptibilidade de ser afetado por uma carga contaminante imposta e considera os seguintes fatores:

- Acessibilidade da zona saturada à penetração de poluentes;

- Capacidade de atenuação, resultante de retenção físico-química ou reações de poluentes.

Estes fatores naturais são passíveis de interação com os elementos característicos da carga poluidora:

- Modo de disposição no solo ou em subsuperfície;
- Mobilidade físico-química e a persistência do poluente.

A interação destes fatores permite avaliar o grau de perigo de poluição a que um aquífero está sujeito. Nesta avaliação, deve ser ponderada a essencialidade do recurso hídrico afetado (Hirata & Suhogusoff, 2004).

O controle do uso e ocupação do solo, por meio da restrição e fiscalização das atividades antrópicas, é uma das estratégias de proteção da água subterrânea, podendo ter dois enfoques (Dias *et al.*, 2004). O primeiro é a proteção geral de um aquífero, identificando áreas mais suscetíveis de forma a promover um controle regional do uso do solo em toda a sua extensão. O segundo enfoque é a proteção pontual, voltada a uma captação de água subterrânea. Sob este ponto de vista, a área a ser protegida é aquela denominada de Zona de Contribuição (ZC) ou Zona de Captura, que é a área associada a ponto de captação, delimitada pelas linhas de fluxo que convergem a este ponto. Como, em geral, a Zona de Contribuição abrange grande extensão, são definidas áreas menores, contidas dentro da ZC, de forma a viabilizar medidas de proteção mais rígidas quanto mais próximo da captação.

Cabe destacar a diferença entre perímetro ZC e perímetro de proteção do poço (PPP). O primeiro é apenas a área onde um dado poço extrai suas águas e que pode ser utilizado na definição de PPP. Já os PPPs são áreas com conotação administrativa, definidos por um instrumento legal, onde se proíbem a instalação de atividades antrópicas específicas (Hirata & Suhogusoff, 2004).

A integração das técnicas de mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos à contaminação e de perímetros de proteção de poços é fundamental para a proteção das águas (Hirata & Suhogusoff, 2004).

No Estado de São Paulo, o estabelecimento de áreas de proteção das águas subterrâneas é definido no Decreto nº 32.955 (de 07/02/1991), que regulamenta a Lei nº 6.134 (de 02/06/1988).

Dias *et al.* (2004) propõem que sejam estabelecidas as seguintes áreas de proteção de captações de água subterrânea utilizadas para abastecimento:

- O Perímetro Imediato de Proteção Sanitária (PIPS), cujo critério é 10 metros ao redor da captação e tem objetivo de manter a integridade da captação;

- O Perímetro de Alerta (PA), cuja função é promover a proteção microbiológica, onde o critério definido é o de 50 dias de tempo de trânsito. Propõe-se que nesta categoria este critério seja aplicado para aquíferos sedimentares livres, acrescentando-se que, para aquíferos confinados ou fraturados, esta zona compreenda um raio de 50 metros ao redor da captação;

- A Zona Proximal de Restrição e Controle (ZPRC) tem o objetivo de promover a proteção contra contaminantes pouco degradáveis e, em caso de ocorrência de contaminação, possa haver tempo suficiente para a implantação de medidas de remediação. O critério proposto é um tempo de trânsito mínimo de 365 dias (1 ano), desde que a área a montante do poço não ultrapasse a distância máxima de 1 km. O limite desta zona deve considerar também as características hidrogeológicas particulares da região como, por exemplo, englobar as áreas de maior vulnerabilidade;

- A Zona Distal de Restrição e Controle (ZDRC) tem o objetivo de proteger toda a área de recarga da captação, isto é, sua zona de contribuição. Entretanto, algumas vezes a área pode compreender grandes extensões, com tempos de trânsito da água muito longos. Assim, propõe-se que esta zona compreenda ou uma área delimitada pela isócrona de 10 anos de tempo de trânsito ou toda a zona de contribuição, optando-se por aquela que se estenda por uma menor área.

No Brasil, são ainda escassos os estudos sobre a questão de proteção e vulnerabilidade de aquíferos. O Estado de São Paulo propôs, de forma pioneira, critérios técnicos para a adoção de perímetros de proteção de poços (Dias *et al.*, 2004). Em algumas regiões do país com grande demanda por água já foram realizados estudos para a determinação da vulnerabilidade e/ou perigo de contaminação. São exemplos:

- Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição no Estado de São Paulo, em escala 1:1.000.000, para identificar as áreas mais vulneráveis e as atividades com maior potencial poluidor. Foram identificadas 6 áreas críticas, sendo que algumas atividades industriais foram classificadas como de elevado potencial poluidor (IG/CETESB/DAEE, 1997);

- Estudo da vulnerabilidade na região noroeste da área metropolitana de Belém (Bandeira *et al.*, 2004). Os principais sistemas aquíferos da região são o Barreiras, Pós-Barreiras e Pirabas;

- Estudo da vulnerabilidade do aquífero Serra Geral na região de Londrina (PR) (Santos *et al.*, 2004);

- Estudo da vulnerabilidade na região de Araraquara (SP). Os principais sistemas aquíferos da região são o Guarani, Serra Geral, Bauru e os sedimentos recentes (Meaulo, 2004);

- Estudo da vulnerabilidade do aquífero Beberibe no setor norte da Região Metropolitana de Recife, que subsidia a elaboração do “Estudo da vulnerabilidade e propostas de área de proteção de aquíferos da faixa de praia costeira norte de Pernambuco” (Lima Filho & Melo, 2004).

Por fim, cabe destacar que os estudos de proteção das águas subterrâneas dependem diretamente das atividades antrópicas e, portanto, só se tornarão válidos se adotados conjuntamente dentro dos planos diretores de uso e ocupação dos solos dos municípios.

10. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

De forma geral, as águas subterrâneas no país, são de boa qualidade com propriedades físico-químicas e bacteriológicas adequadas a diversos usos, incluindo o consumo humano. Na sua forma natural, as principais restrições que eventualmente existem são:

- Problemas localizados de elevada dureza e/ou sólidos totais dissolvidos nas regiões de ocorrência de rochas calcárias, como, por exemplo, os sistemas aquíferos Bambuí e Jandaíra, que podem restringir alguns usos. Este efeito está associado à dissolução promovida pela água subterrânea nestas rochas;

- Elevados valores de sólidos totais dissolvidos nas porções mais profundas dos aquíferos, especialmente nas partes confinadas das bacias sedimentares, como é o caso do Guarani, Açú e Serra Grande. Devido às condições de circulação lenta, a água subterrânea vai se enriquecendo em sais minerais em profundidade;

- Elevados valores de sólidos totais dissolvidos nos poços que exploram os aquíferos fraturados (terrenos cristalinos) do semi-árido nordestino. O uso de dessalinizadores têm sido uma alternativa para o aproveitamento destas águas. Questões como o destino dos rejeitos produzidos no processo de dessalinização e a manutenção dos equipamentos são aspectos importantes no gerenciamento que ainda necessitam de uma solução. O uso de aluviões e barragens subterrâneas, desde que tecnicamente bem planejadas, são alternativas importantes para o abastecimento de água com boa qualidade nestas águas;

- Ocorrência natural nas rochas de minerais cuja dissolução, localmente, gera águas com concentrações acima do padrão de potabilidade. É o caso do ferro em sistemas aquíferos como Alter do Chão, Missão Velha e Barreiras, e flúor no Bambuí, Guarani e Serra Geral. As concentrações de ferro não apresentam risco à saúde humana, mas podem provocar problemas como sabor metálico e incrustação em poços. Recentemente, foram descritos os primeiros casos de excesso de fluoreto nos poços que captam água do aquífero sedimentar e cristalino da Região Metropolitana da Cidade de São Paulo (Martins Netto *et al.*, 2004). Diversos estudos realizados no Estado do Rio Grande do Sul têm mostrado também elevados valores de fluoreto nas águas subterrâneas (Lobo *et*

al., 2000; Costa *et al.*, 2004). É conhecida ainda a ocorrência de elevados teores de cromo em águas do sistema aquífero Bauru-Caiuá que muitas vezes inviabiliza o seu uso. A origem antrópica ou natural deste composto na água ainda é controversa.

Uma comprovação da qualidade das águas do subsolo do país é o grande uso de águas minerais e potáveis de mesa para consumo humano especialmente nos grandes centros urbanos. Esse mercado movimenta anualmente cerca de US\$ 450 milhões (Queiroz, 2004).

Embora as águas subterrâneas possuam uma qualidade natural muito boa, as atividades antrópicas, nas últimas décadas, têm comprometido significativamente alguns aquíferos. Os principais problemas identificados são:

- Perfuração de poços sem a elaboração de projetos construtivos e sem seguir normas técnicas é uma realidade comum em todo o país. A inadequada construção, sem vedação sanitária, de poços rasos e profundos pode torná-los fontes pontuais de contaminação das águas subterrâneas pela conexão direta que eles proporcionam entre a superfície e as porções mais rasas do aquífero com as partes mais profundas. A questão do adequado fechamento de poços abandonados e desativados também é fundamental para a proteção dos aquíferos;

- Proliferação indiscriminada de poços, que gera problemas de superexploração dos aquíferos, provocando o significativo rebaixamento do nível freático e que tem indiretamente comprometido a qualidade das águas. É o caso do aquífero Beberibe, em que o superbombeamento induz o movimento de águas salinizadas do aquífero Boa Viagem por drenança vertical;

- Carência dos sistemas de saneamento é uma realidade comum em todo o país e em especial nas zonas rurais e subúrbios dos grandes centros urbanos. Nestas áreas é bastante comum a associação do uso de poços rasos e profundos com fossas negras. Neste caso, é comum a contaminação microbiológica e por nitratos das águas subterrâneas. Este problema já foi bem estudado e caracterizado na área de ocorrência do sistema aquífero Barreiras, em cidades como São Luís, Fortaleza, Belém e Natal, mas é também generalizado no país;

- Excessivo bombeamento de poços na região costeira, que aumenta a intrusão da cunha de água do mar, gerando problemas de salinização das águas. Já existem indícios de intrusão salina, por exemplo, nos aquíferos costeiros da

região oceânica de Niterói (RJ) (Silva Júnior *et al.*, 2000) e no sistema aquífero Barreiras, nas cidades de São Luís, Maceió e em áreas do Estado do Rio de Janeiro;

- Disposição inadequada de resíduos sólidos em lixões. O chorume, líquido resultante da decomposição do lixo, infiltra e atinge os aquíferos. Um cenário bastante comum no país é a presença de famílias vivendo próximas a lixões e que acabam consumindo a água subterrânea local. A impermeabilização da base do aterro, a drenagem e o tratamento do lixiviado são fundamentais para a proteção dos recursos hídricos subterrâneos;

- Atividade industrial em que a disposição inadequada de resíduos sólidos associada a eventuais acidentes contamina o solo e a água subterrânea. Como exemplo, existe o caso da Shell em Paulínia, São Paulo;

- Vazamentos de tanques de armazenamento de postos de combustíveis. Alguns compostos presentes nos combustíveis, como o benzeno, são cancerígenos. A dimensão do problema no Brasil ainda é pouco conhecida, mas a julgar pela experiência internacional ela deve ser significativa. No Estado de São Paulo, os líquidos combustíveis representam o principal grupo de contaminantes e o armazenamento de combustíveis é considerada a principal atividade contaminadora;

- O uso de insumos agrícolas, como agrotóxicos (inseticidas, herbicidas, pesticidas e fungicidas, entre outros) e fertilizantes tem grande potencial de contaminação difusa. Entre as diversas origens propostas para a ocorrência de elevadas concentrações de nitrato nas águas subterrâneas do sistema aquífero Bauru-Caiuá está o uso de fertilizantes. O impacto da atividade agrícola sobre a qualidade das águas subterrâneas no país ainda é desconhecida, em função dos poucos estudos realizados sobre o tema. O comportamento em subsuperfície de muitos agroquímicos, em termos de mobilidade e biodegradação, ainda não foi adequadamente avaliada;

- Os impactos da mineração sobre os recursos hídricos subterrâneos são ainda pouco estudados no Brasil. Uma das poucas áreas em que o conhecimento sobre o assunto é razoável ocorre no Estado de Santa Catarina, onde a mineração de carvão compromete a qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

A informação sobre a qualidade das águas subterrâneas no país existe de forma dispersa e está concentrada, principalmente, nos aquíferos localizados próximos às capitais. Há uma carência de estudos sistemáticos sobre os aquíferos em um contexto regional e a qualidade química e microbiológica de suas águas.

Uma medida fundamental para o gerenciamento da qualidade da água subterrânea é o estabelecimento de uma rede de monitoramento de poços. A avaliação espacial e periódica da qualidade da água, que normalmente apresenta uma variação sazonal, só pode ser obtida através de um monitoramento sistemático. No país, entre os estados, apenas São Paulo possui uma rede de poços para monitoramento da qualidade de água que foi iniciada no ano de 1990. Mais recentemente, no ano de 2004, foram instaladas redes em três bacias do Estado de Minas Gerais, na Região Metropolitana de Recife e no aquífero Jandaíra, na região de Baraúna (RN).

Vários estudos realizados sobre águas subterrâneas por órgãos estaduais propõem a criação de redes de monitoramento para aquíferos específicos sem que isso seja efetivamente realizado. São necessários, portanto, esforços no sentido de criação de uma rede de monitoramento nos Estados que permita caracterizar a qualidade natural das águas subterrâneas e que permita diagnosticar os efeitos antrópicos especialmente naquelas regiões de maior demanda pelo recurso hídrico. Recomenda-se que esse monitoramento seja priorizado nas regiões em que a demanda de água subterrânea seja mais significativa.

A informação disponível no país sobre a qualidade de água subterrânea é ainda bastante limitada também quanto ao número de parâmetros analisados. Normalmente a análise química das águas envolve determinações de sólidos totais dissolvidos e alguns íons maiores. São escassos os dados e estudos sobre parâmetros como compostos orgânicos, que são relacionados à atividade industrial, nitrato e pesticidas, que são normalmente associados à agricultura. Sem esse tipo de informação é difícil avaliar a influência destas atividades na contaminação dos aquíferos.

Uma outra etapa fundamental no gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos é a questão da proteção das águas subterrâneas. Neste sentido, o planejamento da ocupação de áreas de recarga e o zoneamento dos aquíferos,

segundo a sua vulnerabilidade natural, de forma a orientar a ocupação futura do solo através dos planos diretores é fundamental. Tal ação é de particular relevância nas áreas críticas onde a demanda por água subterrânea é elevada e onde são fortes as tendências de crescimentos populacional, industrial e agrícola.

A legislação federal já contempla a questão da proteção dos aquíferos e da qualidade da água subterrânea. A Resolução nº 15 do CNRH, de 2001, considera que os órgãos integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos deverão orientar os municípios para que, em consonância com os planos de recursos hídricos, sejam propostos mecanismos de estímulo à proteção das áreas de recarga dos aquíferos. A Resolução nº 22 do CNRH, de 2002, afirma que no conteúdo mínimo dos planos de recursos hídricos deverão ser apresentadas as medidas de uso e proteção dos aquíferos e que deverá ser realizada uma estimativa das fontes pontuais e difusas de poluição, e a avaliação das características e usos do solo. Todas essas atividades conduzem à definição da vulnerabilidade e risco de poluição das águas em associação com as características do zoneamento territorial. Neste sentido, a mesma resolução propõe a criação de áreas de uso restritivo que poderá ser adotada como medida de alcance dos objetivos propostos nos planos de recursos hídricos.

Cabe destacar que o instrumento da outorga é o mecanismo capaz de garantir a sustentabilidade e proteção dos aquíferos, e a qualidade da obra de captação da água subterrânea. Como exemplo, no Estado de Minas Gerais, o número de outorgas para uso de águas subterrâneas é de aproximadamente 55%, que representam 14% em termos de volume (Schvartzman & Diniz, 2001 *apud* Ramos & Martins, 2002).

Os critérios para emissão da outorga deverão ser baseados em estudos sobre a disponibilidade hídrica subterrânea e a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação.

Por fim, a efetiva gestão integrada dos recursos hídricos na bacia hidrográfica, ou seja, o planejamento e a gestão dos recursos hídricos devem contemplar os aspectos de quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas como componentes de um ciclo único.

11. BIBLIOGRAFIA

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas do abastecimento de água do Estado do Piauí. Abastecimento de sedes municipais com menos de 5.000 habitantes**. 2004. Brasília – DF. CD-ROM.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil**. Brasília, ANA. 2005. 123 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO (ANP). 2002. **Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo e do Gás Natural**. Brasília, ANP. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/conheca/anuario_estat.asp#>. Acesso em: 20 de dezembro de 2003

AGUIAR, R. B. & CORDEIRO, W. **Monitoramento/gestão de água subterrânea em microáreas estratégicas da Região Metropolitana de Fortaleza – RMF**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

AGUIAR, R. B., SANTIAGO, M. F., MENDES FILHO, J.; FRISCHKORN, H. **A origem dos sais nas águas subterrâneas dos aquíferos costeiros no município de Caucaia**. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

ALMEIDA, F.M.; MATTA, M.A.S.; DIAS, E.R.F.; SILVA, D.P.B.; FIGUEIREDO, A.B. **Qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Tucunduba – Belém/PA**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

ALMODOVAR, M.L.N. **A origem natural da poluição por cromo no aquífero Adamantina, município de Urânia (SP)**. 1999. 199 p. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ALVARENGA, C.J.S. **Geologia e prospecção dos grupos Bambuí e Paranoá na Serra São Domingos - MG**. 1978. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

AMORE, L. & SURITA, C. **Caracterização e perspectivas de uso da energia geotermal do Sistema Aquífero Guarani**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

AMORIM, M.C.C.; PORTO, E.R.; MATOS, A.N.B.; SILVA, D.F. **Diagnóstico de dessalinização de água salobra subterrânea em municípios do Estado da Paraíba – Brasil**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

ANDRADE, E.M.; CRUZ, M.G.M.; MEIRELES, A.C.M.; LEMOS FILHO, L.C.A.; ARRUDA, F.E.R. **Risco de toxidade das culturas irrigadas com águas superficiais e subterrâneas em região semi-árida do Baixo Jaguaribe, Ceará.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., Curitiba, 2003. Curitiba: ABRH, 2003. CD-ROM.

ARAÚJO, L.M.; FRANÇA, A.B.; POTTER, P.E. Hydrogeology of the Mercosul aquifer system in the Paraná and Chaco-Paraná basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget aquifer system, USA. **Hydrogeology Journal**, n. 7, p. 317-336. 1999.

ARAÚJO, P.P. & TANCREDI, A.C.F.N.S. **Nitrato em aquífero freático na Amazônia Oriental. Cidade de Santa Izabel do Pará – Brasil.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

ARAÚJO, P.P. & TANCREDI, A.C.F.N.S. **Aquífero aluvionar como alternativa para o abastecimento público, em Santana do Araguaia, sudeste do Estado do Pará.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

BANDEIRA, I.C.N.; ALMEIDA, F.M.; DIAS, E.R.F.; MATTA, M.A.S.; FIGUEIREDO, A.B.; MENDES, J.M.C. **Aspectos de vulnerabilidade natural dos sistemas aquíferos da bacia do Paracuri, Belém/PA.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

BARBOUR, E.D.A.; DIAS, C.L.; CASARINI, D.C.P.; LEMOS, M.M. **Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

BARISON, M.R. & CHANG, H.K. **Parâmetros hidrogeoquímicos regionais do sistema aquífero Bauru no Estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

BARRETO, F.M.S.; ARAÚJO, J.C.; NASCIMENTO, R.F. **Caracterização da carga de agrotóxico presente na água subterrânea em Tianguá – Ceará (Brasil).** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

BEATO, D.A.C.; VIANA, H.S.; DAVIS, E.G. **Avaliação e diagnóstico hidrogeológico dos aquíferos de águas minerais do Barreiro do Araxá, MG – Brasil.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

BITTENCOURT, A.V.L.; ROSA FILHO, E.R.; HINDI, E.C.; BUCHMANN FILHO, A.C. A influência dos basaltos e de misturas com águas de aquíferos sotopostos nas águas subterrâneas do sistema aquífero Serra Geral na bacia do rio Piquiri, Paraná – BR. **Revista Águas Subterrâneas**, n. 17, p. 67-75. 2003.

BOMFIM, L.F.C. & GOMES, R.A.D. **Aquífero Urucuia – Geometria e espessura: idéias para discussão.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

BRASIL. Ministério da Saúde. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Portaria n. 518, de 25 de março de 2004.**

BRILHANTE, O. M. & OLIVEIRA, R. M. (1998) **Environmental health risk assessment of a site contaminated by pesticides: Duque de Caxias, State of Rio de Janeiro, Brazil.** In: Inter-American Congress of Sanitary and Environmental Engineering, 16., Lima – Peru, 1998. Lima, 1998. Disponível em: < <http://www.ihs.nl/downloads/>>. Acesso em: 26 de abril 2005.

BUCHMANN FILHO, A.C.; ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C.; BITTENCOURT, A.V.L.; NADAL, C.A.; FERREIRA, F.J.F. **Aspectos da química da água subterrânea da Formação Serra Geral no âmbito da bacia hidrográfica do rio Piquiri – PR.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

CABRAL, J.J.S.P.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; DEMÉTRIO, J.G.A.; MANOEL FILHO, J.; FARIAS, V.; FRAGOSO JÚNIOR, L.A.V.; PAIVA, A.L.R. **Avaliação preliminar dos níveis potenciométricos de poços na Planície de Recife. 2002.** SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 6., Maceió, 2002. Maceió: ABAS, 2002. CD-ROM.

CAETANO, L.C. & PEREIRA, S.Y. **Água subterrânea no município de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

CAMPOS, H.C.N.S. Contribuição ao estudo hidrogeoquímico do Grupo Bauru no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo: ABAS, 1988. p. 122-132.

CAMPOS, J.C.V.; SILVA FILHO, E.P.; OLIVEIRA, I.R. **Contaminação do aquífero Jaciparaná na cidade de Porto Velho (RO)** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

CARNEIRO, C.E.C.D.; SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H. MENDES FILHO, J.; FORSTER, M. **Oxigênio-18, deutério e condutividade elétrica para**

caracterização da água subterrânea no Vale do Gurguéia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

CARVALHO JÚNIOR, E.R. & MELO, J.G. **Comportamento hidrogeológico do aquífero Açú na região de Apodi – RN.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

CASTRO, V.L.L.; DUARTE, M.A.C.; PACHECO, A. **Desenvolvimento urbano e industrial no curso inferior da bacia do rio Doce e os efeitos impactantes no sistema aquífero lacustre Extremoz – RN: Análise preliminar.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

CASTRO, V.L.L.; OLIVEIRA, W.D.; LIZÁRRAGA, G.; CARLOS, M.F.; DINIZ FILHO, J.B.; MELO, J.G. **Ações e procedimentos de gestão adotados no aquífero Jandaíra – região de Baraúna/RN.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

CAVALCANTE, A.T.; BARROS, C.M.R.; WANDERLEY, P.R.M.; SANTOS, R.C.; SANTOS, R.Q. **Impactos ambientais sobre os aquíferos na Grande Maceió – AL.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 8., Recife, 1994. **Anais...** Recife: ABAS, 1994. p. 190-199.

CAVALACANTE, I.N.; VERÍSSIMO, L.S.; REBOUÇAS, A.C. **Aspectos qualitativos das águas subterrâneas na Região Metropolitana de Fortaleza – CE.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

CHANG, H.K. **Projeto de Proteção Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Sistema Aquífero Guarani.** Atividade 3b: Uso atual e potencial do aquífero Guarani-Brasil. GEF/Banco Mundial/OEA, 2001. 34 p.

CIRILO, J.A.; COSTA, W.D. PONTES, M.; MAIA, A.Z. **Barragem subterrânea: Um programa pioneiro em Pernambuco.** In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 4., Campina Grande, 1998. Campina Grande: ABRH, 1998. CD-ROM.

COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Programa de recenseamento de fontes de abastecimento por água subterrânea no Estado de Ceará.** Fortaleza, 1998.

COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Perspectivas do meio ambiente do Brasil – Uso do subsolo.** CPRM, 2002. 54 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo – 2001 – 2003. CETESB, 2004a. 106 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo** Novembro / 2004. 2004 b. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp> Acesso em: 12 fevereiro 2005.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE RECURSOS HIDRICOS (CPRH). Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>> Acesso em: 5 fevereiro 2005.

CORTEZ, C. M. B.; TAGLIARINI, E.M.; TANCREDI, A. C. F. N. S. **Utilização de águas minerais dos aquíferos do Grupo Barreiras na região de Belém (PA)**. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

COSTA, A.B.; LOBO, E.A.; KIRST, A.; SOARES, J.; GOETTEMES, C.H. **Estudo comparativo da concentração de flúor, pH e condutividade elétrica da água subterrânea dos municípios de Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz, RS, Brasil**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

COSTA, A.M.R.; WAICHMAN, A.; APARÍCIO DOS SANTOS; E. E. **Uso e qualidade da água subterrânea na cidade de Manaus**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

COSTA, W.D. Água subterrânea e o desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. In: **Projeto ÁRIDAS**. Brasília: Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação da Presidência da República, 1994. 53 p. (GT II – Recursos Hídricos, Versão Preliminar).

COSTA, W.D. **Riscos potenciais e reais decorrentes da super-exploração das águas subterrâneas no Recife – PE**. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

COSTA, W.D. **Contaminação da água subterrânea por resíduo sólido no município de Belo Horizonte – MG**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

COSTA, W.D. & COSTA FILHO, W.D. **A gestão dos aquíferos costeiros de Pernambuco**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

COSTA, W.D.; MANOEL FILHO, J.; SANTOS, A.C.; COSTA FILHO, W.D.; MONTEIRO, A.B.; SOUZA, F.J.A. **Zoneamento de exploração das águas subterrâneas na cidade do Recife – PE.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

COSTA, W.D.; CIRIL, J.A.; ABREU, G.H.F.G.; COSTA, M.R. **O aparente insucesso das barragens subterrâneas em Pernambuco.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

COSTA FILHO, W.D.; SANTIAGO, M.F.; COSTA, W.D.; MENDES FILHO, J.M. **Estudo da qualidade das águas subterrâneas na planície do Recife.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998a. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

COSTA FILHO, W.D.; SANTIAGO, M.F.; COSTA, W.D.; MENDES FILHO, J.M. **Isótopos estáveis e a qualidade das águas subterrâneas na planície do Recife.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998b. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

COSTA FILHO, W.D. & COSTA, W.D. **Caracterização hidrogeológica do Estado de Pernambuco.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

DANTAS, M.G.F.; LIMA, L.F.F.; SOUZA, L.E.; LEMOS, M.M.G.; HIRATA, R. BATELLO, E.R.; CASARINI, D.C.P. Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas na Região Metropolitana de Campinas – SP – por fontes industriais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., Vitória, 1997. **Anais...** Vitória: ABAS, 1997. v. 3, p. 421-430.

DIAS, F.S. & BRAGANÇA, J.K. **Contaminação do manancial subterrâneo por flúor no município de Verdelândia – Minas Gerais.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

DIAS, C.L.; IRITANI, M.A.; GUILLAUMON, J.R.; CASARINI, D.C. P. ; OKANO, O.; FERREIRA, L.M.R.; FRISCH, H.; TROEGER, U.; SCHULER, G. **Restrições de uso e ocupação do solo em áreas de proteção de aquíferos: conceitos, legislação e proposta de aplicação no Estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

DINIZ FILHO, J.B.; MELO, J.G.; BARROSO, T.T.; DUARTE, U. **Potencialidades e consumo de águas subterrâneas no médio e baixo curso da bacia hidrográfica do rio Ceará-Mirim/RN.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS

SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

FARIAS, V.P.; PAIVA, A.L.R.; CABRAL, J.J.S.P.; SUZANA M.G.L. MONTENEGRO, S.M.G.L.; OLIVEIRA, E.M. **Considerações sobre a salinização da água subterrânea nos bairros de Ilha do Leite e adjacências na cidade de Recife.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., Curitiba, 2003. Curitiba: ABRH, 2003. CD-ROM.

FERNANDES, R.A. & LOUREIRO, C.O. **Cadastro e caracterização dos exutórios de água subterrânea na área do gráben Crato-Juazeiro, região do Cariri – Ceará.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

FERREIRA NETO, J.V.; SANTOS, R.J.Q.; WANDERLEY, P.R.B.; WANDERLEY, P.R.M. ; CAVALCANTE, A.T. **Vulnerabilidade natural das águas subterrâneas em área do Tabuleiro do Martins – Maceió – Alagoas – BR.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

FERREIRA NETO, J.V.; SANTOS, R.J.Q.; WANDERLEY, P.R.B.; WANDERLEY, P.R.M.; CAVALCANTE, A.T. Vulnerabilidade natural das águas subterrâneas em área do Tabuleiro do Martins – Maceió – Alagoas – BR. **Revista Águas Subterrâneas**, n. 16, p. 57-75. 2002.

FOSTER, S. & HIRATA, R. **Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data.** Lima, CEPIS, 1988. 78p.

FRACALLOSSI JÚNIOR, M. Aspectos hidrogeológicos da Bacia do Araripe. Aquíferos Missão Velha e Mauriti. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 4., Brasília, 1986. **Anais...** Brasília: ABAS, 1986. p. 159-170.

FRAGA, C.G. **Origem de fluoreto em águas subterrâneas dos sistemas aquíferos Botucatu e Serra Geral da Bacia do Paraná.** 1992. 178 p. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FREITAS, M.A.; CAYE, B.R.; MACHADO, J.L.F.; ANTUNES, R.B.MIRANDA JUNIOR, G.X. **Água subterrânea: um recurso vital para o Oeste Catarinense.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

FRISCHKORN, H.; HORN, P.; SANTIAGO, M.M.F.; MENDONÇA, L.A.R. **Origem da água no lençol de Fortaleza.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS (FGV). **Plano Nacional de Recursos Hídricos.** Brasília, 1998.

GABAGLIA, G.P.R. & MILANI, E.J (Coordenadores) **Origem e evolução de bacias sedimentares**. Rio de Janeiro: Petrobrás, 1990. 415 p.

GIAMPÁ, C.E.Q. & FRANCO FILHO, F.W.B. **Modo de ocorrência dos fluoretos nas águas subterrâneas da Formação Serra Geral. Constatação em Santa Albertina – São Paulo**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2., Salvador, 1982. Salvador: ABAS, 1982. p. 299-304.

GLOBAL ENVIRONMENTAL FUND (GEF); BANCO MUNDIAL (BM); ORGANIZAÇÃO DOS ESTADOS AMERICANOS (OEA). 2001. **Projeto de proteção ambiental e desenvolvimento sustentável do sistema aquífero Guarani**. Componente a: Expansão e consolidação da base atual de conhecimento básico.

GODOY, M.C.T.F.; BOIN, M.N.; SANAIOTTI, D.C.; SILVA, J.B. **Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente – SP**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

HIRATA, R. & SUHOGUSOFF, A.V. **A proteção dos recursos hídricos subterrâneos no Estado de São Paulo**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002a. CD-ROM.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - 2002**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002b. CD-ROM.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - Brasil 2004**. Disponível em: <<http://www2.ibge.gov.br/pub/>> Acesso em: 20 março 2005

INSTITUTO GEOLÓGICO (IG); COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB); DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: IG, CETESB, DAEE, 1997.

LEAL, A.S. **As águas subterrâneas no Brasil. Ocorrências, disponibilidades e usos**. O Estado das Águas no Brasil. Brasília: ANEEL, 1999. CD-ROM. (Série Estudos e Informações Hidrológicas e Energéticas. ÁGUA)

LIMA FILHO, M. & MELO, N.A. **Risco à poluição do aquífero Beberibe no setor norte da Região Metropolitana do Recife**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

LOBO, E. A.; COSTA, A. B.; KIRST, A. **Qualidade das águas subterrâneas, em relação à concentração de íons fluoretos, na região dos Vales do Rio Pardo e Rio Taquari, RS, Brasil.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

MANOEL FILHO, J. **Exploração de água subterrânea em zona urbana: Caso da Grande Recife – PE.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MANOEL FILHO, J. & DINIZ FILHO, J.B. **Correlação entre atributos de depósitos aluviais e de bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 8., Recife, 1994. **Anais...** Recife: ABAS, 1994. p. 54-59.

MARINHO, A.M.C.P. **Contaminação de aquíferos por instalação de cemitérios. Estudo de caso do Cemitério São João Batista, Fortaleza.** 1998. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Ceará.

MARTINS NETTO, J.P.G.; DINIZ, H.N.; JOROSKI, R.; OKAMOTO, F.S.; FRANÇA, V.C.Ç TANAKA, S.E.; SILVA, V.H.A. **A ocorrência de fluoreto na água de poços da Região Metropolitana de São Paulo e novas tecnologias para sua remoção.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MATOS, B.; PACHECO, A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

MEAULO, F.J. **O mapeamento da vulnerabilidade natural à poluição dos recursos hídricos subterrâneos: O exemplo de Araraquara – SP.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MELO, J.G. & QUEIROZ, J.A. **A integração de dados hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e de contaminação das águas subterrâneas da região de Natal/RN como indicador dos recursos hídricos exploráveis.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

MELO, J.G.; SALIM, J.; DINIZ, J.B. **Análise hidrogeológica das aluviões do Alto/Médio Potengi – RN.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 3., Fortaleza, 1984. **Anais...** Fortaleza: ABAS, 1984. p. 3-30.

MELO, J.G.; QUEIROZ, J.A.; HUNZIKER, J. **Mecanismos e fontes de contaminação das águas subterrâneas de Natal/RN por nitrato.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

MENDES, E.A.A.; NAKANDAKARE, K.C.; SOUZA, M.A.; FERNANDES, A.M.P.; SILVEIRA, E.L.; FELTRIN, J.; GUARDA, M.J. **Mananciais subterrâneos no Estado do Paraná.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

MENDONÇA, L.A.R.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M.M.F.; MENDES FILHO, J. **Qualidade da água subterrânea na Chapada do Araripe e sua vulnerabilidade.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

MENDONÇA, L.A.R.; SANTIAGO, M.M.F.; FERNANDES, M.A.B.; FRISCHKORN, H.; LIMA, J.O.G. **Mecanismos de salinização dos aquíferos cársticos nas chapadas do Araripe e Apodi.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

MENEGASSE, L.N.; COSTA, W.D.; FANTINEL, L.M.; UHLEIN, A.; FERREIRA, E.F.; CASTILHO, L.S. **Controle estrutural do fluoreto no aquífero cárstico do município de São Francisco – MG.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004a. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MENEGASSE, L.N.; FANTINEL, L.M.; CASTILHO, L.S.; FERREIRA, E.F.; COSTA, W.D.; UHLEIN, A. **Experiência de investigação da fluorose dentária relacionada ao consumo de água subterrânea em São Francisco, Minas Gerais: aplicação de métodos de geologia médica.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004b. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MENTE, A. As condições hidrogeológicas do Brasil. In: FEITOSA, F.A. & MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Fortaleza, CPRM, LABHID-UFPE, 1997, p. 323-340.

MIGLIORINI, R.B. **Cemitérios como fonte de poluição em aquíferos. Estudo do Cemitério Vila Formosa na bacia sedimentar de São Paulo.** 1994. 74 p. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MIGLIORINI, R.B. **Qualidade físico-química e bacteriológica de águas subterrâneas em meio urbano. Região de Cuiabá e Várzea Grande – MT.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MIRLEAN, N. & OSINALDI, G.M. **Impacto da indústria de fertilizantes sobre a qualidade de água subterrânea.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MONTEIRO, A.B.; BARBOSA, D.L.; CABRAL, J.J.S.P.; FILHO, T.T. **Hidroquímica do aquífero Barreiras no bairro de Jordão – Recife – Pernambuco.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004b. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MORAIS, F. & GALVÃO, M.J.T.G. **Domínios hidrogeológicos no meio fissural do Alto Vale do Rio Moxotó – PE.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

MOURÃO, M.A.A.; SOARES, A.G.; SIMÕES, E.J.M.; OLIVEIRA, E.S.; BRITO, R.M.D.A.; BEATO, D.A.C.; VIANA, H.S. **Caracterização hidroquímica e avaliação de uso das águas subterrâneas na microrregião de Unaí, bacia do São Francisco, NW de Minas Gerais – Brasil.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

MOURÃO, M.A.A.; LIMA, J.E.S.; MONTEIRO, E.A. **Os sistemas aquíferos do norte do Estado do Espírito Santo: Potencial de exploração e diagnóstico atual de aproveitamento.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

NEGRÃO, F.I.; LIMA, N.R.P.; ANDRADE, J.B.M.; MASCARENHAS, H.M. **Monitoramento em rede de poços equipados com dessalinizadores no semi-árido do Estado da Bahia: resultados preliminares.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

NOBRE, M.M.M. & NOBRE, R.C.M. **Uso sustentável de águas subterrâneas na Região Metropolitana de Maceió.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

OLIVEIRA, J.N. & WENDLAND, E. **Estudo sobre a mudança dos NE em São José do Rio Preto, SP.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

PACHECO, A.; MENDES, J.M.B.; MARTINS, T.; HASSUDA, S.; KIMMELMANN, A.A. **Cemeteries - a potential risk to groundwater.** *Water Science and Technology*, v. 24, n. 11, p. 97-104. 1991.

PEREIRA, S.N. & SANTOS, A.F.D. **Avaliação preliminar dos aquíferos Poti/Piauí, Longá e Cabeças no município de José de Freitas – PI.** In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

PIRANHA, J.M. & PACHECO, A. **Vírus em águas subterrâneas usadas para abastecimento de comunidades rurais do município de São José do Rio Preto (SP).** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

PORTO, E.R.; SILVA JUNIOR, L.G.A.; ARAUJO, O.J.; AMORIM, M.C.C. **Usos alternativos para água subterrânea no semi-árido brasileiro.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

PORTO, E.R.; BRITO, L.T.L.; SOARES, J.M. **Influência no solo da salinidade do rejeito da dessalinização usado para irrigação.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

PROJETO ÁGUA SUBTERRÂNEA NO NORDESTE DO BRASIL (PROASNE). **Modelamento Matemático da Área de Recarga do Aquífero Açu, Rio Grande do Norte.** Disponível em: <<http://proasne.net/acufinalreport.html>> Acesso em: 15 novembro 2004.

PROJETO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI. GEF/Banco Mundial/OEA. **Componente a: Expansão e Consolidação da Base Atual de Conhecimento Básico.** 2001.

QUEIROZ, E.T. **Diagnóstico de águas minerais e potáveis de mesa do Brasil.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

RAMOS, M.L.S. & MARTINS, J.C. **Abordagem preliminar do uso da água subterrânea em Minas Gerais através do instrumento de outorga.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

RAMOS, M.L.S. & PAIXÃO, M.M.O.M. **Disponibilidade hídrica de águas subterrâneas – Produtividade de poços e reservas explotáveis dos principais sistemas aquíferos.** Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), 2003. 41 p.

REBOUÇAS, A.C. Groundwater in Brazil. **Episodes**, v. 11, n. 3, p. 209-214. 1988.

REGINATO, P.A.R. & STRIEDER, A.J. **Caracterização hidroquímica dos aquíferos fraturados da formação Serra Geral na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

RÊGO, J.C.; ALBUQUERQUE, J.P.T.; VIEIRA, L.J.S. **Reativação de perímetros de irrigação através da exploração de aquíferos aluviais – O caso Sumé.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., Belo Horizonte, 1999. Belo Horizonte: ABAS, 1999. CD-ROM.

ROSA, C.C.B.; ALMEIDA, F.T.; SANTOS JÚNIOR, E.L.; ALVES, M.G.; MARTINS, M.L.L. **Qualidade microbiológica de água de poços provenientes de áreas urbanas e rurais de Campos do Goytacazes (RJ).** 2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C. GIUSTI, D.A.; NADAL, C.A. Utilização das águas subterrâneas no abastecimento público das cidades paranaenses. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 46, p. 13-23. 1998.

SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H.; BEZERRA, A.; BRASIL, R. Medidas hidroquímicas em poços e fontes no Cariri – sul do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo: ABAS, 1988. p. 112-121.

SANTIAGO, M.F.; CARNEIRO, C.E.D.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J.; SANTIAGO, R.S. **Estudo hidroquímico das águas subterrâneas do aquífero Cabeças no Vale do Gurguéia – PI.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., Belo Horizonte, 1999a. Belo Horizonte, ABRH, 1999. CD-ROM.

SANTIAGO, M.F.; BATISTA, J.R.X.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J.; SANTIAGO, R.S. **Mudanças na composição química das águas subterrâneas do município de Picos – PI.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., Belo Horizonte, 1999b. Belo Horizonte, ABRH, 1999. CD-ROM.

SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J. **Mecanismos de salinização em águas do Ceará, Rio Grande do Norte e Piauí.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

SANTOS, C.B.; LEAL, L.R.B.; LUZ, J.A.G.; MELLO, J.C. **Caracterização do impacto na qualidade das águas subterrâneas causado pela disposição dos resíduos sólidos urbanos no aterro municipal da cidade de Feira de Santana – BA.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

SANTOS, M.M.; KIANG, C.H.; CELLIGOI, A. **Índice DRASTIC: método de apoio à avaliação da vulnerabilidade natural de um aquífero local na área urbana de Londrina – PR.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

SILVA, J.S.S.; HIRATA, R.A.C.; FLORES, E.L.M.; DRESSLER, V.L. **Novas hipóteses sobre a origem do flúor no sistema aquífero Guarani na**

Depressão Central gaúcha, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

SILVA, M.F.B.; NICOLETTI, A.; ROCCA, A.C.C.; CASARINI, D.C.P. **Uso e qualidade das águas subterrâneas para abastecimento público no Estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., São Paulo, 1998. São Paulo: ABAS, 1998. CD-ROM.

SILVA, R.B.G., **Estudo hidroquímico e isotópico das águas subterrâneas do Aquífero Botucatu no Estado de São Paulo.** 1983. 133 p. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SILVA, R.B.G.; DIOGO, A.; FRALHA JUNIOR, S. **Características hidroquímicas do aquífero Botucatu no Estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2., Salvador, 1982. **Anais...** Salvador: ABAS, 1982. p. 411-420.

SILVA, M.L. & BONOTTO, D.M. **Caracterização hidrogeoquímica na Formação Alter do Chão, município de Manaus (AM).** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

SILVA JÚNIOR, G.C.; LOWSBY, M.G.; ALVES, M.G.; FERRUCIO, P.L.; MONTEIRO, A.C.; ALMEIDA, R.R. **A problemática da intrusão marinha nos aquíferos costeiros do Leste Fluminense: Um estudo de caso – A região oceânica de Niterói.** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

SIQUEIRA, W.S.; ANJOS, G.C.; SOUZA, E.L. **Avaliação preliminar dos riscos potenciais de contaminação das águas subterrâneas por postos de combustíveis.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2003.** Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2003. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diaq_2003.htm> Acesso em: 28 março 2005.

SOARES FILHO, A.R. & SILVA, F.A.C. **O projeto hidrogeológico do Piauí – município de Itainópolis.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

SOUZA, S.B. **Sistema aquífero da Ilha do Maranhão (MA).** In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., e CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

SOUZA, V.; CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; VECCHIATO, A. B.; WEBER, O. L. S.; PINTO, A. A.; SPADOTTO, C. A. ; CUNHA, M. L. F. **Determinação de pesticidas em águas de poços tubulares em áreas de cultura de algodão na microrregião de Primavera do Leste, Mato Grosso.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A. F.; MATALLO, M.B.; LUCHINI, L.C. **Previsão da lixiviação do herbicida tebuthiuron no solo e estimativa da concentração em águas subterrâneas em área de recarga do aquífero Guarani.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

TEIXEIRA, Z.A.; CORDEIRO, W.; QUESADO JÚNIOR, N.; FRANCA, R.M. **Monitoramento da qualidade da água subterrânea no período de outubro de 2003 a maio de 2004 em uma área piloto do Cariri – CE.** In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 8., São Luís, 2004. São Luís: ABAS, 2004. CD-ROM.

VERÍSSIMO, L.S. & FEITOSA, F.A.C. **Aspectos qualitativos das águas subterrâneas da região de Irauçuba, norte do Estado do Ceará.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

ZOBY, J.L.G. & MATOS, B. **Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na Política Nacional de Recursos Hídricos.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.



**MINISTÉRIO DO
MEIO AMBIENTE**

