

DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO AQUIFERO BAURU NA ÁREA URBANA DE ARAGUARI, MG

DIAGNOSIS OF WATER QUALITY FOR THE BAURU AQUIFER IN THE URBAN AREA OF ARAGUARI, MG

José Eduardo Alamy Filho¹, Eduardo Humberto Campos Borges², André Luiz de Oliveira³

^{1,3}Professor Dr. da Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Civil, área de Hidráulica e Saneamento, Uberlândia, MG

¹E-mail: zealamy@yahoo.com.br

³E-mail: andreoliveira@feciv.ufu.br

²Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG

²E-mail: ehcborges@gmail.com

RESUMO

Este trabalho teve, como foco principal, a avaliação da qualidade da água do aquífero Bauru na cidade de Araguari, MG e a verificação de eventuais alterações relacionadas com a perda de qualidade da água. Para tanto, foram realizados levantamentos de parâmetros da água captada em poços, cuidadosamente escolhidos em função de sua funcionalidade dentro do sistema de abastecimento de água desta cidade, aliados a simulações de trajetórias de partículas. Foram identificados parâmetros relacionáveis com a poluição decorrente de esgotos sanitários, com o aporte difuso de fertilizantes e com a presença de sólidos em suspensão. Foram analisados os parâmetros nitrato, nitrito, pH, fósforo total, DQO, DBO, cor, turbidez, coliformes termotolerantes e, finalmente, a série de sólidos. Diante dos resultados individuais para cada parâmetro de qualidade da água foi realizada uma análise conjunta, na tentativa de correlacionar os resultados verificados. Buscou-se também identificar a possível zona de origem de determinadas substâncias encontradas, ainda que, em sua maioria, em concentrações inferiores àquelas preconizadas pelas legislações vigentes. Os resultados das análises de qualidade da água e as simulações das trajetórias das partículas sugerem que vazamentos de esgoto, principalmente quando ocorrem em setores cujos índices de vulnerabilidade intrínseca do aquífero são mais elevados, podem ser a causa da presença de substâncias como nitrato e sólidos voláteis em alguns poços.

Palavras-chave: águas subterrâneas, qualidade da água, aquífero Bauru.

ABSTRACT

This work was mainly focused on assessing the water quality of the aquifer Bauru in the city of Araguari, MG and verification of any changes related to the loss of water quality. The survey was based upon assessment of quality parameters of water samples extracted from wells. The wells were carefully chosen due their functionality within water supply system. These analysis were combined with simulations of particle trajectories. The analyzed parameters can be related with pollution from sewage, with the diffuse input of fertilizers and with the presence of suspended solids. In this context, were analyzed the parameters nitrate, nitrite, pH, total phosphorus, COD, BOD, color, turbidity, coliform organisms and, finally, the series of solids. Considering the results for each individual water quality parameter, a correlation analysis was carried out. Computational simulations were used to locate the likely origin of substances found in wells. The results of water quality analyzes and simulations of particle trajectories indicate that sewage leaks, especially when occurring in zones whose natural vulnerability indices are higher, may be the cause of the presence of substances such as nitrate and volatile solids in some wells.

Keywords: groundwater, water quality, Bauru aquifer.

1 – INTRODUÇÃO

A zona não saturada do solo/subsolo atua como a principal barreira protetora dos lençóis freáticos, retardando e atenuando o avanço vertical de poluentes em direção aos aquíferos. Nessa porção estratigráfica, a água divide os espaços intersticiais com o ar, fator que reduz os vazios efetivamente interconectados e, conseqüentemente, a condutividade hidráulica do meio. O resultado disto é uma percolação lenta que, ocorrendo em condições aeróbias, facilita a ocorrência de processos químicos e bioquímicos sobre algumas substâncias conduzidas pela água. Segundo Mestrinho (2006), durante os movimentos na zona não saturada, a água se enriquece de substâncias lixiviadas do

solo e das rochas. Como a infiltração das águas é impulsionada pela pluviosidade do local e como a evaporação da água subsuperficial resulta na retenção de sais pelo meio poroso, estes fatores climáticos também interferem na qualidade da água da zona vadosa.

Na zona saturada, as características litológicas do meio, bem como o tempo de residência da água, interferem na solubilização de elementos das rochas. Nesse contexto, conforme destaca Mestrinho (2006), a fragmentação dos constituintes da matriz porosa tende a incrementar a superfície específica do meio, ampliando a área de contato entre água e rocha, potencializando a solubilização. Águas mais profundas apresentam, em geral, movimentação mais

lenta, este fator tende a ampliar a concentração de sais dissolvidos. O referido autor ainda salienta que águas mais rasas, com menor tempo de residência, tendem a apresentar bicarbonatos. Com o aumento da profundidade, elas tendem a ser sulfatadas ou cloretadas.

Adicionalmente à presença natural de substâncias, a introdução de constituintes decorrentes de atividades antrópicas tende a induzir cenários de poluição, cuja magnitude pode variar de acordo com as características da formação aquífera. Aquíferos fissurais ou fraturados apresentam planos de fraturamento, que podem introduzir poluentes rapidamente no seu interior, o que não ocorre em formações porosas ou granulares, como o aquífero Bauru, onde a água percola lentamente através do meio poroso, facilitando a atenuação de poluentes.

Dependendo da extensão e da localização, as fontes de poluição das águas subterrâneas podem ser: pontuais, quando são de pequena escala e facilmente identificáveis; ou dispersas/difusas, quando são formadas por diversas fontes menores caoticamente distribuídas.

Na decomposição dos esgotos, o nitrogênio orgânico (cadeias de proteína e ureia) é transformado em amônia durante um processo chamado de amonificação. Em condições naturais, a concentração de amônia nas águas subterrâneas é normalmente baixa, devido à sua fácil adsorção pelas partículas do solo e da zona vadosa, além da sua oxidação, gerando nitrito e, posteriormente nitrato. A ocorrência de concentrações elevadas de amônia na água de poços, usualmente é condicionada por fontes poluidoras vizinhas, além da possível redução do nitrato por bactérias desnitrificantes ou por íons ferrosos presentes no subsolo. Com a oxidação da amônia, inicia-se o processo de nitrificação com a formação de nitrito. O nitrito é uma forma instável na presença de oxigênio e isto resulta na sua rápida oxidação para nitrato, ainda na região vadosa. A fase final da nitrificação gera o nitrato, que é um parâmetro utilizado mundialmente como indicador de poluição das águas subterrâneas.

O nitrato possui elevada mobilidade e estabilidade nos sistemas aeróbios de águas subterrâneas. Estes dois fatores, associados com a dispersão hidrodinâmica, possibilitam o espalhamento deste íon por grandes extensões. Sendo o produto final da estabilização aeróbia do nitrogênio orgânico, o nitrato indica uma poluição antiga. Concentrações elevadas sugerem poluição por disposição inadequada de esgotos domésticos, industriais, além do uso excessivo de fertilizantes nitrogenados na agricultura. Para a CETESB (2010), concentrações de nitrogênio-nitrato acima de 5 mg/L já indicam alteração no equilíbrio natural do meio. Este valor geralmente é adotado como um índice preventivo. Teores que ultrapassam 10 mg/L, valor estabelecido como padrão de potabilidade, já evidenciam um cenário de poluição da água.

Tanto o nitrito quanto o nitrato estão associados com efeitos indiretos nocivos à saúde: a indução à metahemoglobinemia e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas. No organismo, o íon nitrito pode reagir com substâncias orgânicas, resultando em nitrosamina que é um agente cancerígeno potencial. Já o íon nitrato isoladamente é pouco tóxico ao

ser humano. Todavia, sob condições alcalinas, ele pode ser reduzido no estômago, intestino ou fígado, a íons nitrito, causando o problema de metahemoglobinemia, principalmente em crianças, com a consequente baixa oxigenação do sangue. Além disto, de acordo com Bouchard; Williams; Surampalli (1992), estudos indicaram correlações entre o aumento de casos de malformação congênita associada à ingestão de altas concentrações de nitrato.

Na região estudada, eventuais concentrações de nitrito e nitrato provavelmente estão associadas à poluição difusa gerada em áreas agrícolas, à poluição quase difusa decorrente de vazamentos nas redes coletoras, fator que dificulta a exata localização da fonte original de injeção deste poluente no solo/subsolo e, finalmente, à poluição pontual em sistemas fossa/sumidouro ou em fossas domiciliares com vazamentos. A disposição direta de esgotos no solo ou vazamentos nas redes coletoras induzem reações de oxi-redução na zona não saturada, com a geração final de nitrato. Nas fossas sépticas, dentre as diversas reações, ocorre a hidrólise da proteína e da ureia, com a consequente liberação de amônia. A amônia liberada é passível de ser adsorvida pelas partículas do meio poroso, sendo oxidada na zona vadosa, produzindo nitrito e, posteriormente, nitrato. A persistência e a mobilidade deste último colaboram para sua penetração no subsolo.

O fósforo total atinge as águas principalmente devido à penetração de esgotos sanitários. Neste caso, os detergentes superfosfatados empregados domesticamente constituem a fonte primordial. Além disto, efluentes de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, de conservas alimentícias, frigoríficos e abatedouros, laticínios, geralmente apresentam quantidades excessivas de fósforo. O fósforo presente nas águas pode ocorrer sob três formas: fosfatos orgânicos (moléculas de origem orgânica, como as de um detergente, por exemplo), ortofosfatos (radicais que são combinados com cátions, formando sais inorgânicos nas águas) e polifosfatos (polímeros de ortofosfatos ou fosfatos condensados).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um parâmetro fundamental na caracterização de esgotos sanitários. A presença de DBO elevada em amostras de água indica a poluição por despejos biodegradáveis, cuja origem é predominantemente orgânica. A demanda química de oxigênio (DQO) também é parâmetro indispensável na caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais. Sua análise em conjunto com a DBO permite conclusões sobre a biodegradabilidade dos despejos.

Valores de pH na faixa do ácido são característicos de solos de climas tropicais com índices pluviométricos médios a elevados. Elementos como o sódio (Na), cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg) respondem por características básicas do solo e subsolo. A lixiviação, que carrega estes elementos, deixa o sistema com características ácidas, principalmente se o meio tem elementos de baixa mobilidade como o ferro (Fe), o alumínio (Al) e o manganês (Mn). Apesar desta ocorrência natural, valores baixos de pH podem originar-se pela presença de ácidos

orgânicos, com ocorrência predominante em regiões de vegetação abundante.

O parâmetro definido como cor da água ocorre pela existência de sólidos dissolvidos de origem orgânica ou inorgânica. Colóides orgânicos como os ácidos fúlvico e húmico são substâncias naturais que resultam da decomposição parcial de compostos presentes nas folhas, dentre outras fontes. Portanto, sua ocorrência tende a ser improvável em águas subterrâneas mais profundas. Todavia, os esgotos sanitários também possuem matérias coloidais que podem condicionar cor. Os efluentes industriais que contêm aminas (curtumes), anilina (indústrias têxteis), lignina e celulose (indústrias de celulose, papel, madeira) também podem gerar cor para a água. A cor também pode ser gerada por compostos inorgânicos como óxidos de ferro e manganês, os quais são abundantes em vários tipos de solo.

A turbidez é um parâmetro ligado à existência de sólidos suspensos, tais como partículas inorgânicas de areia, silte e argila; bem como fragmentos orgânicos de algas, plânctons e bactérias. Em função do processo filtrante natural exercido pelo subsolo durante a movimentação da água em direção aos poços, a turbidez das águas retiradas de aquíferos é baixa, normalmente inferior ao padrão de potabilidade, aliviando o sistema de abastecimento da etapa de clarificação da água. A despeito disto, especificamente na região estudada, o carreamento de finos nos poços explica a análise deste parâmetro.

Os sólidos presentes nas águas referem-se a toda matéria que permanece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação da amostra, condicionada em uma cápsula de porcelana com peso aferido, a uma temperatura e tempo pré fixados. Os sólidos voláteis estão associados com a presença de compostos orgânicos nas águas, enquanto que os sólidos fixos estão relacionados à parcela inerte.

O último parâmetro analisado é um indicador biológico da possibilidade da existência de micro-organismos patogênicos na água. Assim, as bactérias coliformes termotolerantes, cujo habitat restringe-se ao trato intestinal de animais de sangue quente são indicadores mais incisivos do que os coliformes totais, os quais também podem existir no solo.

Uma vez que os poços estabelecem ligação entre o aquífero e a superfície do terreno, a coleta de amostras de água nestes pontos atua como a forma mais direta de monitoramento da qualidade da água subterrânea. Por conseguinte, o estabelecimento de uma rede de poços de monitoramento permite diagnosticar a qualidade da água de aquíferos. Diagnósticos sobre qualidade da água de aquíferos livres sotopostos a zonas urbanas são ainda mais justificáveis, haja vista que, diante da diversidade de uso do solo nas cidades, as potenciais fontes poluidoras tendem a ser mais variadas e concentradas. É neste contexto que o presente artigo se enquadra.

2 – ASPECTOS LOCAIS E METODOLÓGICOS

Na zona urbana de Araguari, o aquífero Bauru é constituído pela seqüência areno-siltosa da Formação

Marília. O sistema é caracterizado como um aquífero livre, isto é, a superfície que limita a zona saturada do aquífero coincide com a superfície do lençol freático, não apresentando camadas confinantes ou semiconfinantes superiores. Velásquez e Romano (2004) destacam que a espessura da camada saturada desse sistema é variável, podendo chegar a 55 m. Ainda segundo tais autores, em termos regionais, a superfície freática está entre as cotas de 880 e 900 m. Considerando que a cidade apresenta cota altimétrica média de 935 m é possível perceber que o manancial subterrâneo, responsável pelo abastecimento de água não apresenta profundidades consideráveis, fato que potencialmente aumenta sua susceptibilidade à poluição.

O índice pluviométrico médio anual da cidade é de 1520 mm, tomando por base registros da estação pluviométrica local 1848010 da Agência Nacional de Águas (ANA). O período chuvoso concentra-se entre os meses de outubro a março, enquanto que os meses mais secos correspondem ao período de abril a setembro. De acordo com a série histórica, a precipitação média em setembro é de 50 mm, ao passo que, em outubro, a precipitação média aumenta para 120 mm. Como a infiltração e a conseqüente recarga direta do aquífero dependem das chuvas, fontes poluidoras de superfície podem ter substâncias dissolvidas e carregadas até a zona saturada em função destes mecanismos. Nesse sentido, o regime de chuvas influencia no avanço de poluentes pela zona não saturada, haja vista que o carreamento vertical de solutos tende a diminuir nos períodos de estiagem e aumentar nos períodos de chuva. Assim, há uma perspectiva de que, em períodos mais chuvosos, os poluentes possam atingir mais rapidamente o aquífero, mesmo porque também há uma tendência de elevação da superfície freática.

O ponto de partida deste trabalho consistiu na seleção dos pontos de coleta das amostras de água. Na cidade de Araguari, a concessionária local administra uma rede de 114 poços, com uma média de 84 poços ativos e 30 poços desativados. Apesar da grande quantidade de poços tubulares, a concessionária não dispõe de um vasto arquivo de dados sobre suas características geométricas como profundidades, extensões filtrantes e de pré-filtros, por exemplo. Esta carência de dados vincula-se ao fato de que muitas perfurações são antigas e foram realizadas sem projetos detalhados e sem preocupações relacionadas com a estimativa dos parâmetros do aquífero. Estes poços estão isoladamente dispersos na malha urbana ou concentrados em áreas específicas chamadas de baterias. Como as amostras foram coletadas em poços pertencentes à concessionária de abastecimento público, o critério de seleção baseou-se nas ponderações seguintes:

- Distribuição espacial: busca de poços bem distribuídos na área urbana, objetivando obter um panorama mais completo acerca da qualidade da água na cidade;
- Operacionalidade: busca preferencial de poços em operação;
- Estrutura: busca de poços dotados de registro e torneira para coleta de água;

– Zonas de risco: busca de poços localizados em locais de risco potencial de poluição como, por exemplo, regiões desprovidas de rede de esgoto.

Nesse contexto, foram analisadas amostras de água em 68 pontos, correspondendo a cerca de 80 % dos poços em operação utilizados pela concessionária de abastecimento público da cidade.

As amostras foram submetidas a ensaios de pH, série de sólidos, turbidez, cor, nitrito, nitrato, fósforo total, DQO, DBO₅ e coliformes termotolerantes. As análises laboratoriais supracitadas seguiram as recomendações estabelecidas pelo APHA – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998). A sistemática da coleta e da preservação das amostras seguiu a NBR 9898/1987 da ABNT. As amostras foram

coletadas entre 09/10/2012 e 19/10/2012, no início do período chuvoso para a região. Em cada poço, foram coletadas 3 amostras, permitindo a realização dos ensaios laboratoriais em triplicata. Após a coleta das amostras, os poços foram cadastrados segundo sua disposição geográfica em sistema cartesiano UTM. O Datum adotado como referência foi o WGS 84, zona 22. A distribuição espacial dos pontos de coleta é ilustrada na Figura 1, enquanto que na Tabela 1 são discriminadas a localização e nomenclatura dos poços. Pela grande quantidade de poços monitorados, bem como pela variedade de parâmetros de qualidade analisados, esta tratou-se de uma operação sem precedentes na área de estudo.

Figura 1 – Distribuição espacial dos poços monitorados

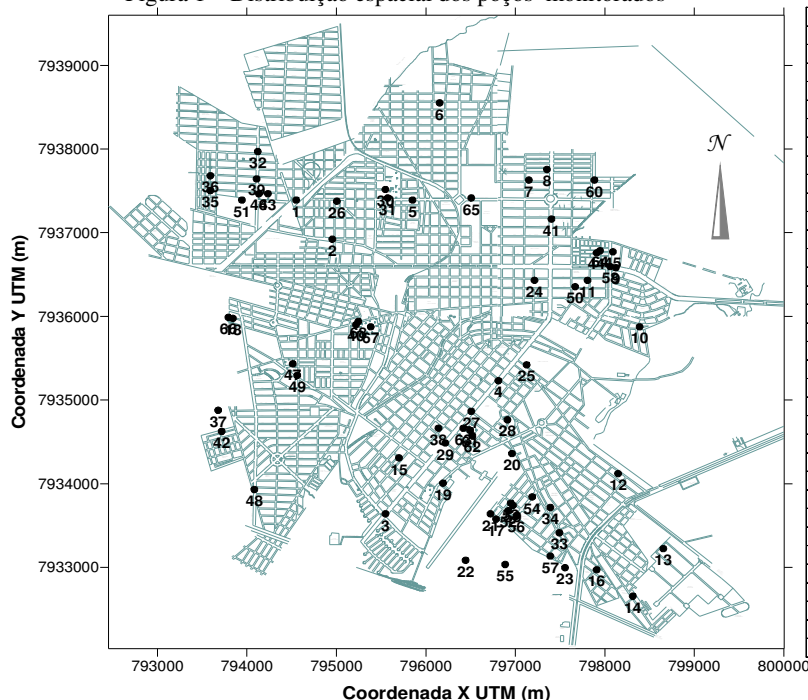


Tabela 1 – Pontos selecionados para coleta de amostras de água

POÇO	LOCALIZAÇÃO / DESCRIÇÃO	POÇO	LOCALIZAÇÃO / DESCRIÇÃO
1	PASSARELA	35	BURITIS
2	DAS ARARAS	36	JACA
3	FORMIGÃO	37	PORTAL DE FÁTIMA 1
4	AGROARA	38	PRAÇA TEREZA FRANÇA DE LIMA
5	MIGUEL ASSAD - BOMBEAMENTO	39	SÃO CRISTOVÃO
6	WALTER SANTIAGO	40	FÁTIMA 19
7	TUPACIGUARA	41	MIRANDA
8	OURO VERDE RUA 4	42	MADRID
9	THEODORETO	43	SÃO SEBASTIÃO 1
10	SIBIPIRUNA	44	PARAÍSO 1
11	MARIA CARLOTA	45	RODOVIÁRIA
12	RAUL JOSÉ	46	SÃO SEBASTIÃO 2
13	NOVO CDI	47	CHANCIA 4
14	NOVO HORIZONTE	48	AVENIDA BRASIL
15	ELIAS PEIXOTO	49	CHANCIA 2
16	SATÉLITE	50	ABRIGO
17	GOIÁS	51	MADEIRAS
18	CACHOEIRINHA 3	52	GUTIERREZ 3
19	CONTINGENTE	53	GUTIERREZ 1
20	CERÉIA	54	PORTO ALEGRE 1
21	SÃO LUIZ	55	FLAMBOYANTS RUA 6
22	RAINHA DA PAZ	56	PORTO ALEGRE 2
23	GAIVOTAS	57	LATIFA CAFRUNE
24	SANTA CASA	58	CADEIA
25	BOSQUE	59	GUTIERREZ 2
26	MIGUEL ASSAD NOVO	60	OURO VERDE RUA 8
27	FRANGÃO	61	ESTADUAL 6
28	JD. REGINA	62	ESTADUAL 12
29	CENTER PISOS	63	ESTADUAL 8
30	INDEPENDÊNCIA 6	64	PARAÍSO 2
31	INDEPENDÊNCIA 4	65	EXPOSIÇÃO
32	PALMEIRAS	66	CACHOEIRINHA 2
33	TRAVESSA COROMANDEL	67	FÁTIMA 3
34	ELEONORA PIERUCCETTI	68	FÁTIMA 13

Os resultados de cada parâmetro de qualidade foram analisados individualmente ou em grupos, em função de sua ocorrência e similaridade. Uma análise conjunta também foi realizada, agrupando resultados que pudessem ter uma origem comum. Para os pontos considerados mais críticos, foi utilizado um modelo lagrangeano de partículas, com o objetivo de prever as trajetórias de substâncias dissolvidas e transportadas até os poços com velocidades iguais à da água subterrânea.

3 – RESULTADOS

Nitrato, Nitrito e Fósforo Total

A presença de nitrato e nitrito pressupõe enriquecimento por atividades antropogênicas que envolveram compostos nitrogenados como fertilizantes solúveis, sistemas sépticos humanos ou dejetos de animais domésticos. Excetuando-se a origem natural pela dissolução da própria matriz rochosa, elevadas concentrações de fósforo podem ser advindas de detergentes veiculados pelo esgoto.

Na rede de poços analisada, os parâmetros nitrito e fósforo total não foram detectados em nenhuma das amostras. O nitrato foi identificado em 49% das amostras.

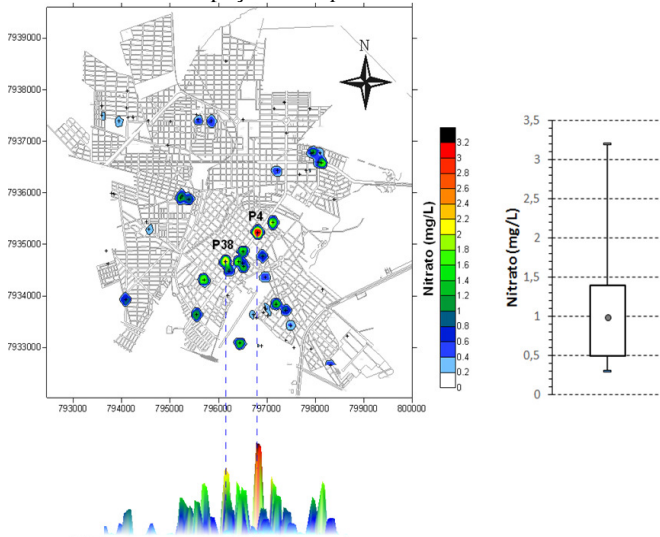
Os maiores valores para este parâmetro foram detectados nos poços Agroara (3,2 mg/L), Tereza França de Lima (2,2 mg/L), Theodoreto (2,0 mg/L), Bosque (1,7 mg/L), Estadual 8 (1,7 mg/L), Elias Peixoto (1,7 mg/L), Paraíso 2 (1,7 mg/L). Considerando os valores detectados de nitrato, a média foi de 1,0 mg/L, com desvio padrão de 0,67 mg/L. Os poços, anteriormente identificados como os mais críticos, apresentaram concentrações acima do valor de 1,4 mg/L, que delimitou o terceiro quartil.

Segundo a Resolução CONAMA Nº 396 de 2008, que trata sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento, prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas, a água destinada ao abastecimento humano não deve registrar concentrações superiores a 10 mg/L de nitrato. A CETESB(2010) fixa a concentração de 5 mg/L como uma referência para alerta de prevenção. Pela análise da água extraída dos 68 poços, verifica-se que

nenhum desses limites foi atingido. Apesar disto, não se descartam atenções especiais para os poços onde as concentrações alcançaram os maiores valores.

Na Figura 2 é ilustrada a distribuição espacial de nitrato nos pontos de amostragem.

Figura 2 – Distribuição espacial de nitrato na vizinhança dos poços e *box-plot* dos valores detectados



Nota-se que teores de nitrato não foram detectados na maior parte dos poços situados na zona norte da cidade. Todavia, concentrações de nitrato foram detectadas na maioria dos poços analisados nos setores central e sul. Os baixos valores de nitrato nos poços periféricos indicam que atividades agrícolas adjacentes à zona urbana ainda não têm afetado a região de captação de água para abastecimento público. Apesar destas configurações espaciais na distribuição de nitrato, a constatação de cenários mais explícitos de alerta de poluição somente pode ser analisada com a junção de outros parâmetros.

DQO e DBO

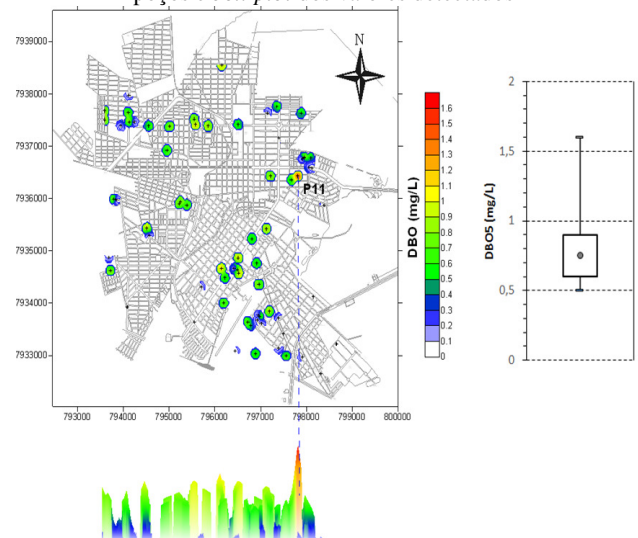
A DQO é um importante indicador do teor de poluentes orgânicos na água, pois mede o oxigênio consumido durante a oxidação química da matéria orgânica. A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para consumir a matéria orgânica contida na água, mediante processos biológicos aeróbios. A análise conjunta destes dois parâmetros, além de indicar eventual poluição por matéria orgânica, também permite averiguar a biodegradabilidade do poluente.

O parâmetro DBO₅ foi identificado em 60% dos poços monitorados. Considerando os valores detectados (acima de 0,5 mg/L), a média para a DBO₅ foi de 0,80 mg/L, com desvio padrão de 0,21 mg/L. Os maiores valores foram registrados nas amostras coletadas nos poços Maria Carlota (1,6 mg/L), Frangão (1,1 mg/L), Tereza França de Lima (1,1 mg/L), Estadual 6 (1,0 mg/L), Chancia 4 (1,0 mg/L) e Independência 4 (1,0 mg/L). Em todos estes poços, as concentrações superaram o limite do terceiro quartil (0,9 mg/L). Na Figura 3 é ilustrada a distribuição espacial de DBO₅ nos pontos de amostragem.

Destaca-se que o maior valor de DBO₅ foi encontrado na amostra coletada no poço Maria Carlota, onde também foi registrado o maior valor de DQO (4,0 mg/L). Mesmo assim, 97% dos resultados para DQO ficaram abaixo do limite de 3,3 mg/L, detectável pelo método analítico experimental. Isto evidencia um cenário muito brando de aporte de carga orgânica.

A Resolução CONAMA n. 396 de 2008 e a Portaria M.S. n. 2914 de 2011 não fazem referência quanto aos valores máximos permitidos para o parâmetro DBO₅. Dessa forma, utilizou-se a Resolução CONAMA n. 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação e enquadramento dos corpos de água, para balizar a qualidade da água em relação a este indicador. Essa resolução estabelece uma concentração máxima de 3 mg/L (para as classes especial e 1), 5 mg/L (para a classe 2) e 10 mg/L (para classe 3), não fixando valores para a classe 4. A DBO₅, levantada para todos os 68 poços, ficou abaixo de todos os valores permissíveis. Dessa maneira, julgando este índice isoladamente, não há cenário de poluição evidente por matéria orgânica biodegradável.

Figura 3 – Distribuição espacial de DBO₅ na vizinhança dos poços e *box-plot* dos valores detectados



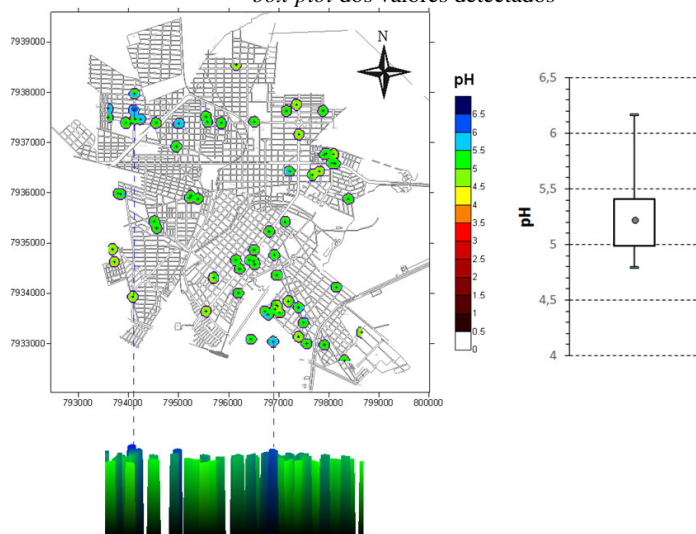
pH

Para águas subterrâneas, os valores de pH estão basicamente condicionados às características do meio poroso. Dessa forma, este parâmetro tende a apresentar-se mais uniforme quando a análise é feita em áreas mais restritas. Conforme ilustrado na Figura 4, a relativa uniformidade na distribuição do pH foi constatada quando este parâmetro foi medido nas amostras de água coletadas.

Os valores de pH permaneceram entre 4,79 e 6,17, com valor médio de 5,23 e desvio padrão de 0,28. Estes resultados foram próximos daqueles encontrados por Velásquez et al. (2008), indicando águas ácidas a moderadamente ácidas. A acidez da água do aquífero Bauru pode estar relacionada com as características dos solos locais (latossolos), que apresentam limitações químicas decorrentes da baixa fertilidade natural, forte acidez e alta saturação por alumínio. Segundo os autores, esta agressividade das águas do aquífero Bauru contribui

para as frequentes corrosões dos filtros, facilitando a entrada de areia nos poços.

Figura 4 – Distribuição espacial de pH na vizinhança dos poços e *box-plot* dos valores detectados



Cor e Turbidez

O parâmetro cor não foi detectado em nenhuma amostra, fator que indica para uma presença inexpressiva de sólidos dissolvidos na água subterrânea.

Em relação à turbidez, observou-se que os valores medidos para os 68 poços monitorados foram baixos, reflexo já esperado da pequena concentração de sólidos suspensos nas amostras. A média dos valores de turbidez foi de 0,80 uT, com um valor máximo de 19,30 uT muito discrepante do restante das amostras. É provável que a turbidez aqui encontrada não decorra de processos poluidores do aquífero propriamente ditos, mas sim da eventual extração de areia, silte e argila por poços com filtros corroídos ou com filtros ou pré filtros mal dimensionados. Este valor máximo isolado, verificado no poço Paraíso 2, condicionou um desvio padrão mais elevado para o parâmetro turbidez (2,36 uT). Ainda assim, todas as outras amostras apresentaram valores de turbidez abaixo limite do máximo permitido pela Portaria do Ministério da Saúde 2914 de 2011, que estabelece como 1 uT, o valor máximo para 95% das amostras pontuais de água subterrânea submetida a desinfecção e, para os outros 5%, um máximo de 5 uT.

Na Figura 5 é ilustrada a distribuição de turbidez no entorno dos 68 poços amostrados.

Série de Sólidos

Sólidos totais são todas as impurezas presentes na água, excetuando-se gases dissolvidos. Os sólidos totais são dissociados em conjuntos menores, para levar em conta as dimensões das partículas (sólidos suspensos ou dissolvidos), como também a origem dessas partículas (sólidos fixos, com origem mineral; sólidos voláteis, com origem orgânica).

Os dados indicam que as maiores concentrações de sólidos foram registradas nos poços Agroara (41,8 mg/L), Paraíso 2 (30,5 mg/L), Tereza França de Lima (28,2

mg/L), Frangão (28 mg/L), Bosque (27,9 mg/L), Estadual 8 (26,1 mg/L) e Estadual 6 (26 mg/L). Nestes pontos, os teores superaram 18,3 mg/L, valor detectado como limite do terceiro quartil. Em 34 % das amostras não foram quantificadas concentrações de sólidos totais. Na Figura 6 é ilustrada a distribuição espacial do parâmetro sólidos totais.

Considerando a fração sólida dissolvida, constatou-se que as maiores concentrações foram registradas nas amostras dos poços Agroara (34 mg/L), Frangão (30 mg/L), Paraíso 2 (24,7 mg/L), Tereza França de Lima (23,6 mg/L), Elias Peixoto (22,9 mg/L), Estadual 8 (22,6 mg/L) e Estadual 6 (20 mg/L). Nota-se que muitos poços que apresentaram concentrações mais altas de sólidos totais, também apresentaram elevadas frações de sólidos dissolvidos.

Em todas as amostras, as concentrações de sólidos totais dissolvidos ficaram abaixo do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA N° 396 de 2008 (1000 mg/L).

A fração sólida suspensa, somente foi identificada nas amostras coletadas nos poços Madeiras (17 mg/L) e Frangão (12 mg/L).

Comparando as frações fixa e volátil, observa-se que a parcela volátil apresentou, em todas as amostras, concentrações superiores à parcela fixa. As médias foram 8 mg/L e 6 mg/L, respectivamente. As concentrações de sólidos voláteis variaram entre 3,7 e 24 mg/L e de fixos entre 2,1 e 17,8 mg/L.

Os maiores valores de sólidos voláteis foram registrados nas amostras dos poços Agroara (24 mg/L), Paraíso 2 (16,5 mg/L), Tereza de França Lima (15,5 mg/L), Frangão (15,4 mg/L), Bosque (15,4 mg/L), Estadual 6 (14,4 mg/L) e

Estadual 8 (14,3 mg/L). Nesses poços, os teores de sólidos voláteis superaram 9,5 mg/L, identificado como o limite do terceiro quartil.

Figura 5 – Distribuição espacial de turbidez na vizinhança dos poços e *box-plot* dos valores detectados

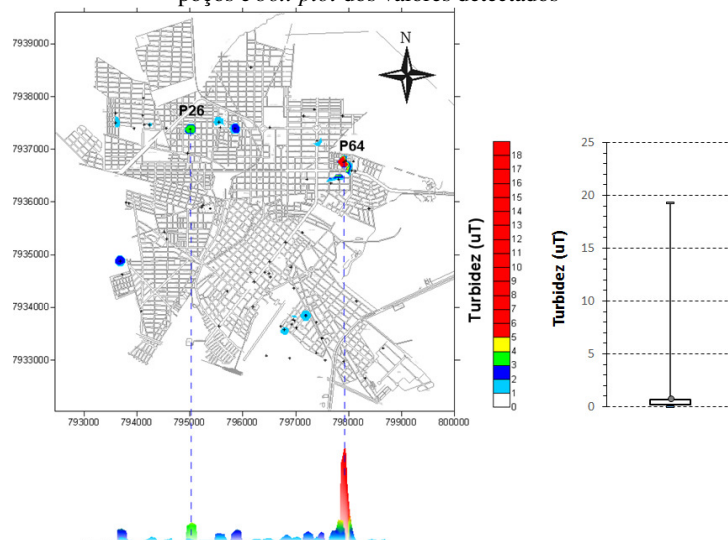
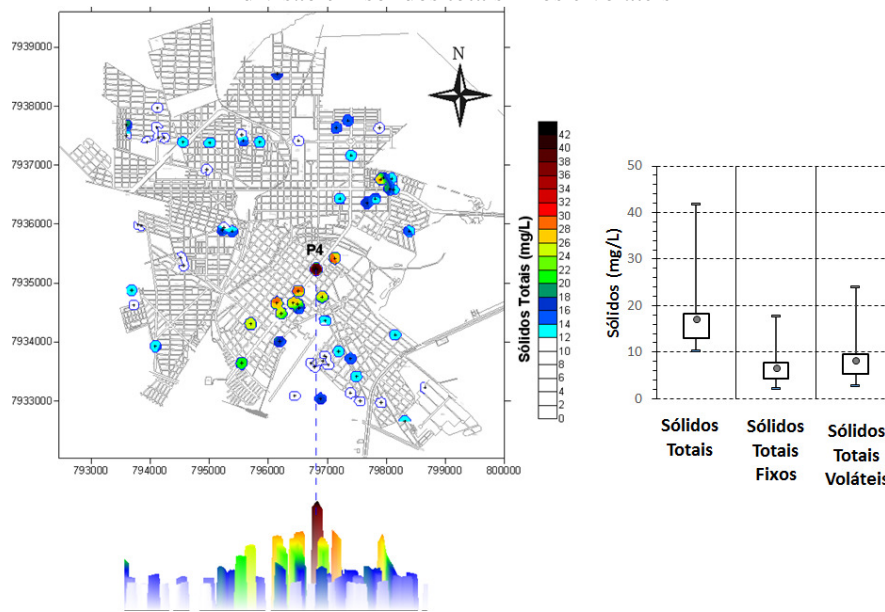


Figura 6 – Distribuição espacial de sólidos totais na vizinhança dos poços e *box-plot* dos valores detectados, incluindo a divisão em sólidos totais fixos e voláteis



Coliformes termotolerantes

Em Araguari existem áreas, notadamente periféricas, desprovidas de rede de esgoto, cuja destinação final dos efluentes ocorre pelo sistema tanque séptico/sumidouro. Estes locais podem ser considerados como áreas potenciais de risco à poluição fecal. Conforme já foi comentado, a presença de fossas domiciliares que precedem os ramais coletores de esgoto também constitui um risco potencial de vazamentos dentro dos lotes. Além disto, não se podem descartar possíveis vazamentos nas redes coletoras, principalmente naquelas mais antigas.

Apesar disso, não foi constatada a presença de coliformes termotolerantes nas amostras analisadas. Segundo Souza (2009), a inexistência de microrganismos pode ser resultado da reduzida velocidade do escoamento e da capacidade atenuadora da zona vadosa. Outra explicação está relacionada com a acidez da água analisada que torna o meio inibitório para a célula microbiana.

Análise conjunta dos resultados

A análise conjunta foi realizada na tentativa de correlacionar os resultados verificados. Buscou-se também identificar a possível zona de origem de determinadas substâncias encontradas, ainda que, em sua maioria, em concentrações inferiores àquelas preconizadas pelas legislações vigentes.

No primeiro caso foi utilizado, como critério de comparação, o coeficiente de correlação (ρ). Esse coeficiente é uma medida numérica do grau de associação existente entre duas variáveis. O coeficiente de correlação é um adimensional que varia entre -1 e $+1$. Quando seu valor é positivo, significa que o crescimento de uma variável é acompanhado pelo crescimento da outra. Valores de ρ negativos indicam que uma variável diminui enquanto a outra cresce. Destaca-se que o coeficiente de correlação não pressupõe nenhuma relação de causa e

efeito entre as variáveis, mas apenas a tendência assumida pelos valores em relação à sua variação conjunta.

Nesta pesquisa procurou-se estabelecer correlações entre duas classes de variáveis, referentes aqui aos parâmetros de qualidade da água analisados.

A primeira classe está relacionada com a presença de substâncias que pressupõem aporte de matéria orgânica no aquífero, estabelecendo-se correlações entre os valores observados de DBO₅, nitrato e sólidos voláteis.

A segunda classe refere-se à presença de sedimentos suspensos na água, fator que, em se tratando de águas subterrâneas, é decorrente da passagem de areia, silte e argila pelos pré-filtros e filtros dos poços. Este fator, conforme já foi comentado, não é induzido por ações antrópicas sobre o meio, mas simplesmente por falhas no projeto e/ou execução dos poços (operações de desenvolvimento inadequadas ou inexistentes quando da implantação dos poços). A presença de sedimentos na água bombeada contribui para abrasão das instalações do sistema de abastecimento de água. Na cidade analisada, os poços de bateria encaminham a água para caixas de sedimentação (“caixas de areia”), todavia isto não anula completamente a deposição de partículas finas nos reservatórios de distribuição, assoreando-os. Além disto, após a entrada de sedimentos no poço, não há como impedir a abrasão nas bombas, fator que acarreta avarias e a necessidade de troca frequente dos equipamentos. Assim, na segunda classe de análise, foram incluídos os parâmetros turbidez, sólidos totais e sólidos fixos.

As matrizes de correlação para ambas as classes são apresentadas pelas Tabelas 2 e 3.

No caso da classe 1, vinculada à presença de substâncias de origem orgânica, as correlações entre DBO₅ e os outros parâmetros foi inexpressiva. Isto possivelmente foi decorrente dos pequenos valores de DBO₅ obtidos, muitos deles próximos do limite inferior de detecção do método laboratorial aplicado (0,5 mg/L). A despeito disto,

uma correlação moderada foi encontrada entre os parâmetros nitrato e sólidos voláteis, indicando que o aquífero foi atingido por matéria orgânica, mesmo que as concentrações verificadas nos poços estejam dentro dos limites permissíveis pela legislação.

Tabela 2 – Matriz de correlação para parâmetros da classe 1

	DBO (mg/L)	NITRATO (mg/L)	SOL. VOLÁTEIS (mg/L)
DBO ₅ (mg/L)	1		
NITRATO (mg/L)	0,078333247	1	
SOL. VOLÁTEIS (mg/L)	0,108155024	0,646919456	1

Tabela 3 – Matriz de correlação para parâmetros da classe 2

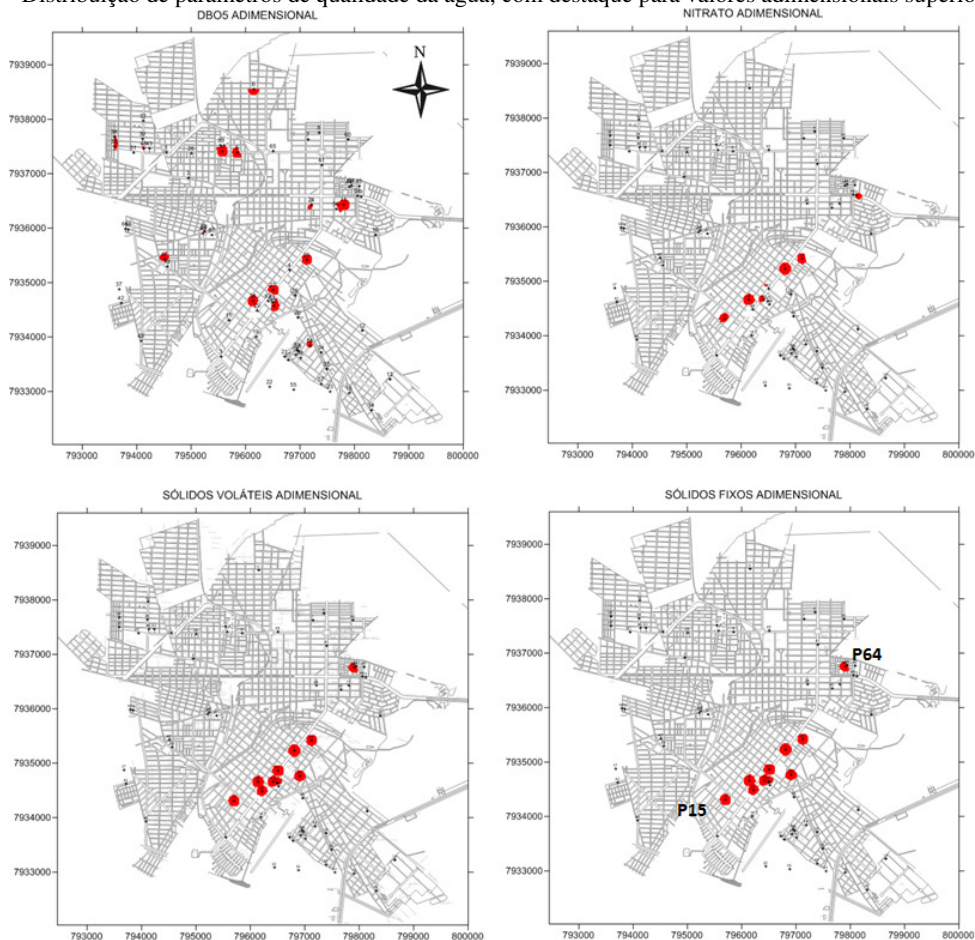
	TURBIDEZ (uT)	SOL. FIXOS (mg/L)	SOL. TOTAIS (mg/L)
TURBIDEZ (uT)	1		
SOL. FIXOS (mg/L)	0,257213093	1	
SOL. TOTAIS (mg/L)	0,25777021	0,983904034	1

Na segunda classe de parâmetros, verificou-se forte correlação entre sólidos fixos e sólidos totais, havendo, neste caso, uma relação causal entre eles. As correlações que envolvem o parâmetro turbidez foram mais inexpressivas, fator originado principalmente pelo fato de seu valor máximo (19,30 uT) estar distante da nuvem de resultados.

De uma forma geral, os resultados analisados na rede de 68 poços indicam que, embora haja presença de matéria orgânica, as concentrações ainda não são alarmantes, ficando todas abaixo dos limites normativos atuais. Não foram detectados, inclusive, grupos coliformes termotolerantes em nenhuma das amostras. Em relação à matéria em suspensão, o poço P64 (Paraíso 2) apresentou valores elevados de turbidez e de sólidos fixos, indicando que há riscos reais de abrasão e avaria da bomba submersa. O poço P4 (Agroara) apresentou os maiores valores de nitrato e da série de sólidos. De todos os parâmetros detectados, foi este poço o que expôs as condições mais preocupantes de toda a rede de amostragem. Esta preocupação justifica-se pelo fato do mesmo estar localizado em uma porção central da cidade, contribuindo para o abastecimento de um setor naturalmente povoado.

Para permitir uma visualização mais evidente dos setores da cidade onde foram encontradas as piores condições de qualidade da água, os parâmetros foram adimensionalizados pela relação com o valor máximo verificado para cada um. Depois disto, os valores adimensionais foram espacializados, resultando nos mapas ilustrados na Figura 7. Na Figura 7 foram representados apenas valores adimensionais acima de 0,5, permitindo uma visualização mais clara dos poços com as piores condições de qualidade da água.

Figura 7 – Distribuição de parâmetros de qualidade da água, com destaque para valores adimensionais superiores a 0,5



Nota-se, na Figura 7, a existência de uma linha diagonal imaginária, estendendo-se, na sua maioria, ao longo da Av. Minas Gerais e interligando aproximadamente o poço P15 (sul) ao poço P64 (oeste).

Assim, traçou-se uma seção através da linha imaginária, com intuito de identificar as profundidades do lençol ao longo dos segmentos que ligam os poços P15 a P64. Para este procedimento foi utilizado um programa de análise lagrangeana do transporte de poluentes em aquíferos, desenvolvido no trabalho de Ferreira *et al.* (2013). Utilizou-se a distribuição da superfície freática simulada por Alamy Filho, Miranda e Salla (2013), calculada a partir de parâmetros do aquífero (condutividade hidráulica, rendimento específico e espessura saturada), correlacionados espacialmente por *krigagem* e mapeados por Segantini (2010). Neste sentido, buscou-se uma situação próxima do regime permanente, no qual o bombeamento do sistema de poços, não mais trazia variações significativas na carga hidráulica do aquífero. Para isto, as simulações foram realizadas até que a norma $\|\phi\|_1$ atingisse o valor menor que 1 m. Essa norma é descrita pela Equação 1:

$$\|\phi\|_1 = \sum_{i=1}^{i=N_i} \sum_{j=1}^{j=N_j} |h_{i,j}^{n+1} - h_{i,j}^n| \quad (1)$$

Na Equação 1, h representa a cota piezométrica do aquífero (cota altimétrica da superfície do lençol freático), ao passo que os sub-índices i e j indicam as células da malha de discretização utilizada no modelo numérico. Os valores N_i e N_j representam, respectivamente, o número total de nós na direção Y (Sul-Norte UTM) e X (Oeste-Leste UTM). A norma utiliza o módulo da diferença entre a cota piezométrica entre dois níveis de tempo subsequentes ($n+1$ e n). Quando a soma dessas diferenças torna-se pequena, pressupõe-se que o regime permanente foi atingido, não havendo mais alterações significativas na superfície piezométrica (Figura 8). Evidentemente que esta situação pode ser perturbada pela operação de novos poços introduzidos no sistema, ou mesmo pelo desligamento da bomba de alguns poços. Como estes fatores são de difícil previsibilidade, eles não foram considerados nesta análise.

Uma vez conhecida a superfície piezométrica de referência, determinou-se a profundidade do lençol freático ao longo dos segmentos que ligam os poços P15 a P64. A Figura 9 ilustra o traçado em planta dos segmentos, ao passo que a Figura 10 apresenta as posições da superfície do lençol, do nível do terreno e do nível de base do aquífero.

Percebe-se que os níveis dinâmicos encontram-se relativamente distantes do nível do terreno, com profundidades superiores a 20 m em todos os poços interligados pelos segmentos de reta. Supõe-se que as fontes responsáveis pelo aporte de matéria orgânica ao aquífero possivelmente encontram-se distantes dos poços ou que pequenas cargas poluidoras sejam provenientes da extremidade superior dos mesmos, por eventuais condições provisórias de remoção do fecho e por tamponamento inadequado dos mesmos. Partindo da primeira hipótese, o

modelo *lagrangeano* de partículas foi aplicado com o objetivo de prever a possível origem de substâncias dissolvidas que são transportadas até os poços, com velocidades iguais à da água subterrânea.

Figura 8– Superfície do lençol freático tomada como referência

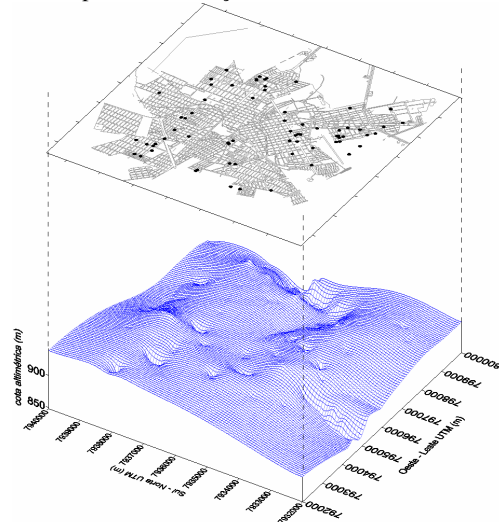


Figura 9 – Traçado em planta dos segmentos que interligam os poços P15, P38, P29, P63, P27, P62, P4, P28, P44 e P64

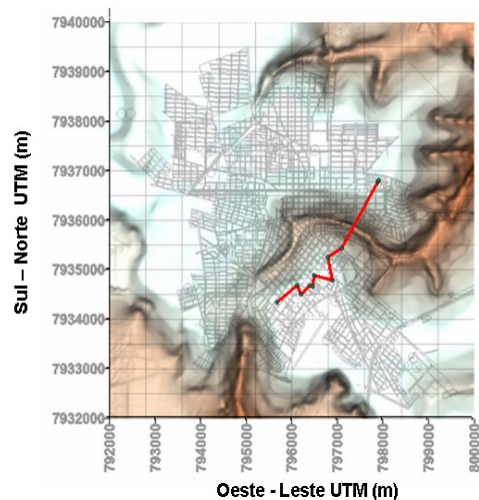
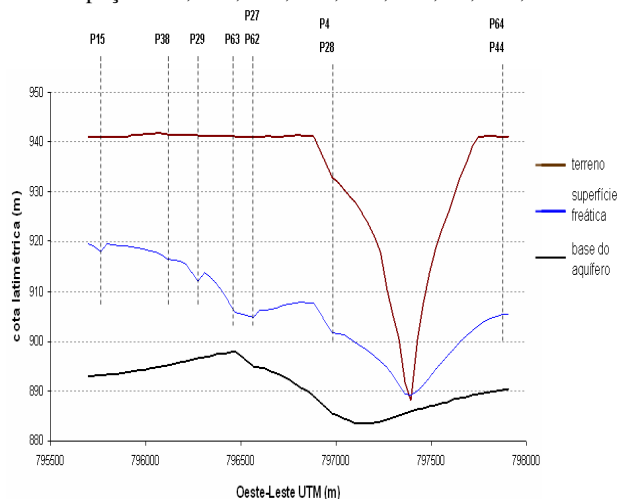


Figura 10 – Perfil do terreno, da superfície freática e da base do aquífero, ao longo dos segmentos que interligam os poços P15, P38, P29, P63, P27, P62, P4, P28, P44 e P64



As trajetórias calculadas descrevem, na realidade, alterações nas posições de partículas transportadas passivamente pela água, permitindo estimar seu tempo de trânsito desde um ponto de origem até o poço mais próximo. A rigor, os tempos de trânsito dos poluentes tendem a ser maiores, em decorrência de mecanismos atenuadores presentes no meio poroso, como a adsorção e a biodegradação. Assim, o cálculo dos tempos de trânsito de partículas fornece uma estimativa do tempo mínimo que um poluente, partindo de um ponto previamente conhecido dentro do aquífero, demora para atingir um poço.

Nesta aplicação, o modelo utilizou, como dados de entrada, os valores de carga hidráulica (cota piezométrica) obtidos para a condição de regime permanente. Um importante desdobramento do cálculo das cargas hidráulicas (h) consiste na estimativa das velocidades de percolação da água. Este cálculo pode ser feito a partir da Lei de Darcy, conforme as Equações 2 e 3:

$$V_x = -K_x \cdot \left(\frac{dh}{dx} \right) / S_y \quad (2)$$

$$V_y = -K_y \cdot \left(\frac{dh}{dy} \right) / S_x \quad (3)$$

Nas Equações 2 e 3, V_x e V_y representam, respectivamente, a velocidade média de percolação da água no aquífero, ao passo que os termos K_x e K_y representam as condutividades hidráulicas nas direções horizontais X (Oeste – Leste) e Y (Sul – Norte). O termo S_y representa o rendimento específico, que equivale à porosidade efetiva do aquífero. Conforme já foi mencionado, estes parâmetros foram obtidos do trabalho de Segantini (2010). Para o cálculo do campo de velocidades, foi aplicada uma malha regular de 250 x 250 nós, igualmente espaçados. O conhecimento das velocidades nos nós é fundamental para o mapeamento das trajetórias das partículas. Com isto, as Equações 4 e 5 permitem calcular as posições das partículas para um instante $t+\Delta t$, a partir do conhecimento de suas posições no instante t :

$$x(t + \Delta t) = x(t) + \hat{V}_x(t) \cdot \Delta t \quad (4)$$

$$y(t + \Delta t) = y(t) + \hat{V}_y(t) \cdot \Delta t \quad (5)$$

Nas equações 4 e 5 $\hat{V}_x(t)$ e $\hat{V}_y(t)$ representam as velocidades da partícula, no instante t , para uma posição x, y que não é exatamente coincidente com as posições nos nós, onde as velocidades de percolação são efetivamente calculadas. Portanto, um procedimento de interpolação espacial foi adotado para calcular as velocidades \hat{V} . Este modelo utilizou o método de interpolação do inverso da distância, no qual a velocidade da partícula foi estimada a partir dos valores das velocidades nos quatro nós mais próximos.

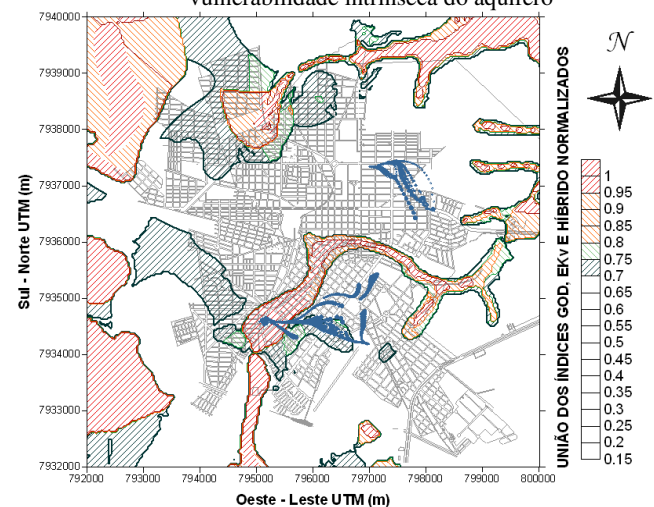
O modelo operou com 20 partículas disseminadas a partir de cada poço. Dessa forma, com passos de tempo regressivos (negativos), foram calculadas as posições das partículas em diversos instantes anteriores à sua chegada aos poços. Neste trabalho, foram simuladas trajetórias para um período de 20 anos antecedentes à chegada da partícula do poluente a cada poço considerado.

Na Figura 11 são ilustradas as trajetórias das partículas em direção aos poços P15, P29, P38, P61, P62, P63, P24, P28, P4, P25, P44 e P64. A referida Figura também contém o mapa de vulnerabilidade intrínseca do aquífero, levantado por Souza (2009).

Confrontando as trajetórias das partículas com o mapa de vulnerabilidade do aquífero, constatou-se que parte da carga poluidora apresenta origem em uma área onde a união dos índices dimensionais de vulnerabilidade (GOD, EKv e Híbrido) assumiram valores entre 70% e 95%.

Assim, para os poços situados no setor oeste (P44 e P64), as partículas advêm de zonas de baixa vulnerabilidade. Para os poços P15, P29, P38, P61, P62, P63, P24, P28, P4, P25, P44 e P64, as partículas a eles direcionadas originam-se de áreas residenciais, com rede de esgoto implantada. Todavia, nessas áreas, os índices de vulnerabilidade natural do aquífero são mais elevados. Isto permite sugerir que, vazamentos nas redes coletoras, bem como nas fossas sépticas domiciliares, constituem fontes potenciais de risco para as águas subterrâneas.

Figura 11 – Trajetória de partículas superpostas ao mapa de vulnerabilidade intrínseca do aquífero



De acordo com os campos de carga hidráulica utilizados na simulação do transporte lagrangeano de partículas, as velocidades de percolação na zona saturada são inferiores a 50 cm/dia até o terceiro quartil, o que é condizente para aquíferos granulares. O aumento localizado destas velocidades é condicionado predominantemente por um fator antrópico: o bombeamento de poços. Assim, pelas baixas velocidades estimadas na maior parte da extensão do aquífero, acredita-se que eventuais alterações nas concentrações de substâncias, medidas nos pontos monitorados, ocorram lentamente.

CONCLUSÕES

Os resultados das análises de qualidade da água e das simulações das trajetórias das partículas indicam que vazamentos de esgoto, principalmente quando ocorrem em setores cujos índices de vulnerabilidade natural são mais elevados, podem ser a causa da presença de substâncias como nitrato e sólidos voláteis em alguns poços. Apesar dessas concentrações ainda serem inferiores aos limites estabelecidos pela legislação vigente, estas constatações trazem um alerta para a importância de se monitorar frequentemente a qualidade da água subterrânea extraída para o abastecimento da população da cidade.

Apesar desta constatação, na maior parte da cidade, a água do referido aquífero ainda apresenta boa qualidade com propriedades físico-químicas e bacteriológicas adequadas a diversos usos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio dado aos projetos que visam a estudar as águas subterrâneas no Estado de Minas Gerais, Brasil. O apoio da FAPEMIG ao projeto APQ-00878-09 foi determinante para a execução desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

ALAMY FILHO, J. E.; MIRANDA, M. C.; SALLA, M. R. Um modelo para simulação de escoamento em aquíferos subjacentes a zonas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 255-265, 2013. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n4.p255-265>.

APHA: **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **ABNT 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – procedimento. Brasília, 1987.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. D.; SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of ground water sources an potential health effects. **Journal of the American Water Works Association**, 84 (9): 85-90, set. 1992.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo: 2007-2009 [recurso eletrônico]. 250 p. São Paulo, 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 357**, de 15 de março de 2005. Brasília, DF. 2005.

_____. **Resolução n. 396**, de 7 de abril de 2008. Brasília, DF. 2008.

FERREIRA, S. R.; RAMOS, R. R. S.; ALAMY FILHO, J. E.; MELO, N. A. Delimitação de zonas de captura através de modelagem computacional das águas subterrâneas de

zonas urbanas. In: **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, 2013.

MESTRINHO, S. C. P. Qualidade das Águas. In: **V. G. Gonçalves e C. E. Giampá (ed.)**. Águas Subterrâneas e Poços Tubulares Profundos, p. 99-136, Signus Editora, São Paulo, 2006.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria MS n. 2914/2011**. Editora do Ministério da Saúde, Brasília, 2011.

SEGANTINI, M. O. **Mapeamento do aquífero Bauru situado sob a zona urbana de Araguari, MG**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Brasil, 2010.

SOUZA, N. A. **Vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas – um estudo do aquífero Bauru na zona urbana de Araguari, MG**. 2009. 135 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2009.

VELÁSQUEZ, L. N. M.; ROMANO, A. W. **Relatório Final: caracterização hidrogeológica do município de Araguari, MG**. Departamento de Geologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil, 2004.

VELÁSQUEZ, L. N. M.; BRANCO, O. E. A.; CARVALHO FILHO, C. A.; MINARDI, P. S. P.; COTA, S. D. S.; BOMTEMPO, V. L.; CAMARGOS, C. C.; RODRIGUES, P. C. H.; FIUMARI, S. L. Caracterização hidrogeológica dos aquíferos Bauru e Serra Geral e avaliação das reservas do aquífero Bauru no município de Araguari, Minas Gerais. In: **XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Natal, 2008.