

Diagnóstico preliminar de parâmetros físico - químicos das águas superficiais e subterrâneas do município de Barreiras - BA antes da ampliação do saneamento básico

Preliminary diagnosis of physico - chemical parameters of surface and groundwater from Barreiras - BA before the expansion of basic sanitation

RESUMO

O crescimento rápido das cidades estimado pela expansão da população urbana e da industrialização associados à falta de saneamento básico, nas últimas décadas, tem sido responsáveis pela forte pressão sob os recursos hídricos. O presente artigo tem o objetivo de avaliar preliminarmente as características quali-quantitativas de alguns parâmetros físico-químicos, a fim de se verificar o estado atual de poluição proveniente do lançamento de esgotos urbanos em águas superficiais e subterrâneas em pontos amostrais estrategicamente selecionados no município de Barreiras - BA. Variáveis físico-químicas foram analisadas tanto em águas superficiais quanto em águas subterrâneas. Não foram constatadas quaisquer alterações nos parâmetros de qualidade da água superficial. Já os poços com profundidade inferior a 50m foram susceptíveis a contaminação por nitrato.

PALAVRAS-CHAVE: esgoto urbano, água subterrânea, água superficial.

ABSTRACT

The rapid growth of cities estimated by the expansion of the urban population and industrialization associated with basic sanitation, in recent decades, has been responsible for the strong pressure on water resources. The article had as main objective preliminarily assess the quali-quantitative characteristics of some physico-chemical parameters, in order to check the current state of pollution from urban sewage launched into surface and groundwater sampling points in strategically selected in the municipality of Barreiras - BA. Physico-chemical variables were analyzed both in surface waters and in groundwater. There were not any changes in quality parameters of surface water. Already wells with depths less than 50m were susceptible to nitrate contamination.

KEYWORDS: *urban sewage, groundwater, surface water*

Crisliane Aparecida Pereira dos Santos

Professora Universidade do Estado da Bahia - UNEB
Campus IX
Barreiras, BA, Brasil
crispereira@uneb.br

Oldair Donizeti Leite

Professor Universidade Federal do Oeste da Bahia - UFOB
INCT de Energia e Ambiente
Barreiras, BA, Brasil
oldair.leite@gmail.com

Anete Dutra Meira Vieira

Mestre em Ciências Ambientais – Universidade Federal do Oeste da Bahia - UFOB
Barreiras, BA, Brasil
anete.meira@gmail.com

INTRODUÇÃO

Além da importância vital da água à manutenção de vida na Terra, a água é um solvente versátil frequentemente usado para transportar produtos residuais para longe do local de produção e descarga. No entanto, lançamentos indevidos de produtos residuais de diversas fontes, como esgotos domésticos, industriais, entre outros, favorecem a deterioração do ambiente de águas superficiais e subterrâneas (MORAES e JORDÃO, 2002; NAIME e FAGUNDES, 2005).

Ao se pensar em recursos hídricos, logo é remetido à classificação de águas superficiais e subterrâneas sob diversas influências antrópicas. As “águas urbanas incluem os sistemas de abastecimento de água e esgotos sanitários, a drenagem urbana e as inundações ribeirinhas, a gestão dos sólidos totais, tendo como metas a saúde e a conservação ambiental” (TUCCI, 2008 p.100). E, os rios, como águas superficiais, refletem o uso e a ocupação do solo de sua respectiva bacia hidrográfica sendo, portanto, considerados como coletores naturais da paisagem (GOULART e CALLISTO, 2003; BONNET *et al.*, 2008). Além do mais, deve-se ressaltar que 61 % da população brasileira são abastecidas com águas subterrâneas (LIMA, 2001; IBGE, 2010) o que representa uma demanda significativa de uso e com isso amplia-se a necessidade de garantir a qualidade destas fontes.

O crescimento rápido das cidades estimado pela expansão da população urbana e da industrialização associados à falta de saneamento básico, nas últimas décadas, tem sido responsáveis pela forte pressão sob os recursos hídricos (BECK, 2005; BARRETO, 2008; PELLIZZARO *et al.*, 2008).

Neste sentido, De Almeida *et al.* (1993) revelam que o progresso dos centros urbanos ocorre em função de um custo ambiental elevado, tais como superexploração dos recursos

naturais com significativas reduções de sua oferta, além do aumento da poluição do ambiente aquático. Tais consequências resultam do fato dos sistemas urbanos serem áreas primordialmente de moradia e de consumo dos recursos naturais.

Nos países em desenvolvimento a degradação da qualidade dos corpos hídricos está diretamente relacionada à poluição orgânica (CERETTA, 2004). Dentro dessa ideia, é que a poluição dos corpos hídricos, torna-se constantemente um problema agravante, com consequente alteração de qualidade da água a partir do lançamento de águas residuais domésticas e industriais em águas superficiais. Além destes, outros fatores podem comprometer a qualidade da água de um corpo hídrico, como a ocupação e o uso desordenados do solo, associados à falta de implantação dos serviços de saneamento básico que promovem a degradação crescente deste precioso recurso natural (MORAES e JORDÃO, 2002).

A urbanização proporciona modificação no ciclo hidrológico, principalmente no que tange a redução da área de infiltração devido à impermeabilização do solo. Observa-se que a recarga do aquífero sob uma área urbana ocorre basicamente devido aos vazamentos nas tubulações de água e efluentes e da drenagem de águas pluviais, quando há bacias de infiltração. Estima-se que 90% do suprimento de água fornecido na área urbana terminarão como recarga das águas subterrâneas na forma de efluentes (MELO *et al.* 2011).

Na região Oeste da Bahia a água é tida como um recurso natural limitante do desenvolvimento regional. Assim, o acompanhamento da situação ambiental referente a características quali-quantitativas das águas superficiais e subterrâneas torna-se extremamente importante e necessária, às gerações consumidoras atuais e futuras.

Em Barreiras - BA, município com 137.427 habitantes (IBGE, 2010), o processo de crescimento urbano e populacional tem apresentado um avanço no padrão de crescimento nos últimos 30 anos em função da implantação da fronteira agrícola, ocorrida a partir da primeira metade da década de 80, cuja população girava em torno de 40.000 habitantes. No entanto, há de se considerar que, na mesma medida que houve a expansão da população, no meio urbano, também aumentou a demanda de água, por múltiplos atores sociais, seguida do avanço de lançamentos de produtos residuais nos corpos hídricos urbanos.

A falta de tratamento, bem como o lançamento dos esgotos domésticos e industriais, nas redes pluviais têm resultado na degradação da qualidade da água dos corpos hídricos receptores (BECK, 2005). Consequentemente há potenciais riscos à saúde da população que será abastecida tanto por fontes superficiais quanto subterrâneas. (LIBÂNIO *et al.*, 2005). Neste contexto, parâmetros de qualidade da água urbana são utilizados para caracterizar a poluição orgânica no corpo receptor (SINGH *et al.*, 2005; TUCCI, 2008).

Para a determinação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, o estudo das variáveis físico-químicas e biológicas da água permite determinar a situação real do grau de alteração e/ou perturbação da qualidade da água submetida as mais diversas fontes de poluição (SILVA e JARDIM, 2007).

Uma das consequências mais nocivas num corpo hídrico, em termos ecológicos, é a redução dos níveis de oxigênio dissolvido, causado pelo aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), resultado da biodegradação aeróbia da matéria orgânica (NAGALI e NEMES, 2009). Entretanto, mediante a capacidade de autodepuração de ambientes lóticos, os poluentes podem sofrer processo de diluição

que, quando em mistura com a água (dependente das características do rio bem como as características do poluente) representam poucas alterações nos valores dos parâmetros de análises (GOULART e CALLISTO, 2003).

Constituem-se em importantes etapas na avaliação da qualidade da água: identificação, caracterização e controle das fontes de poluição hídrica. Vários estudos demonstram que as cargas pontuais de nutrientes estão intrinsecamente associadas a qualquer meio perceptível de transporte de poluentes, em especial de águas residuárias domésticas e industriais, sejam eles confinados ou desviados, para as águas superficiais e subterrâneas. Enquanto que as cargas difusas de nutrientes podem ter origem urbana, rural e atmosférica, que geradas em grande extensão e associadas às precipitações pluviométricas atingem as águas superficiais de maneira intermitente (MANSOR *et al.*, 2006). Portanto, além da caracterização quantitativa dos esgotos domésticos a caracterização qualitativa torna-se imprescindível em programas de qualidade da água. Ainda de acordo Silva e Jardim (2007 p.161)

“...a caracterização qualitativa implica em classificá-las em perene ou sazonal, em doméstica ou industrial, em pontual ou difusa e em agropecuária ou urbana, além de sua localização geográfica”.

Estudos realizados por Cleto Filho e Walker (2001), no Município de Manaus/AM, observaram que os valores de temperatura, pH, condutividade elétrica, sedimentos em suspensão em trechos naturais não urbanizados foram significativamente menores daqueles obtidos em trechos sob influência da vegetação, que por sua vez apresentaram menores valores de oxigênio dissolvido quando em comparação ao trecho natural Amazônia. Em outro estudo, Silva e Jardim (2007) demonstraram que a influência de esgoto doméstico, em áreas urbanas e sem um tratamento prévio foi considerada a principal fonte de amônia para o rio Atibaia na região de Campinas/SP com conseqüente ameaça à vida aquática.

O sistema de saneamento básico na cidade de Barreiras dispõe de uma cobertura de rede coletora de esgoto que atinge aproximadamente 22% dos

domicílios, sendo o uso de fossas e sumidouros o sistema predominante. Atualmente, encontra-se em fase de implementação a ampliação da rede de coleta e tratamento do esgoto, a qual foi momentaneamente paralisada em 2013 e retomada as obras a partir de junho de 2014, com previsão de término em junho de 2015.

O cenário previsto é que, a conclusão da obra de esgotamento sanitário, atinja 24 mil ligações e atenda a uma população de aproximadamente 91,2 mil pessoas. Assim, torna-se de extrema importância a existência de trabalhos que avaliem os impactos decorrentes do lançamento de esgoto urbano *in natura* sobre corpos aquáticos superficiais, bem como a potencial contaminação das águas subterrâneas captadas de poços na cidade. Portanto, é de fundamental importância o registro de parâmetros de qualidade dos corpos hídricos, antes desta ampliação e em estudos futuros, após o funcionamento da rede ampliada a fim de comparação da qualidade hídrica urbana.

Diante do atual cenário apresentado, o presente artigo tem o objetivo de avaliar



Figura 1- Visualização dos pontos amostrados no rio Grande utilizando imagem de satélite IRS-6.

Tabela 1 – Descrição dos pontos amostrados em águas superficial e subterrânea

Identificação	Característica	Coordenadas UTM	
Rio Grande			
1	Antes da Foz do rio de Ondas	491965,72	8494046,978
2	Depois da Foz - Fundo da UFOB	495775,22	8514931,172
3	Depois da descarga 1	489323,54	8519319,194
4	Depois do Cais	500279,40	8520838,861
5	Antes do Distrito Industrial	501454,81	8560748,923
Poços			
49	< 20m	499493,61	8658179,661
37	< 20m	500497,54	8657275,388
60	>50m	499135,63	8657635,974
58	>50m	500517,85	8657705,093
46	>20m	500238,59	8656570,549
8	>50m	501063,82	8657486,792
56	>50m	499190,87	8656593,384
6	< 20m	500041,29	8657006,014
44	< 20m	499940,12	8658259,281
19	< 20m	499192,44	8657268,839

preliminarmente as características quali-quantitativas de alguns parâmetros físico-químicos, a fim de se verificar o estado atual de poluição proveniente do lançamento de esgotos urbanos em águas superficiais e subterrâneas e em pontos amostrais estrategicamente selecionados, no município de Barreiras – BA, considerando as seguintes hipóteses: a) o lançamento de resíduos urbanos provoca alteração dos parâmetros físico-químicos, especialmente quando o corpo hídrico apresenta características impróprias à sua autorrecuperação; b) aquíferos próximos à superfície são também vulneráveis a contaminação por lançamentos indevidos de esgotos urbanos, especialmente por nitratos. Desta forma, as hipóteses acima vão ao encontro à defendida por Von Sperling (2005), onde deduz que a qualidade da água está relacionada com o grau de equilíbrio entre os fatores naturais e antrópicos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas, simultaneamente, levantamentos de dados primários, campanhas de campo, em amostragens localizadas em trechos urbanos do rio Grande, bem como em poços comerciais escolhidos aleatoriamente para avaliação dos níveis de nitrato, nitrito, amônia, fosfato, entre outros, resultantes de descargas, tanto pontuais quanto difusas, como lançamentos de esgotos e de resíduos agrícolas.

Foram investigados 5 pontos ao longo do rio Grande e 10 pontos amostrais de poços (Tabela 1 e Figura 1).

A coleta das amostras de águas superficiais e subterrâneas foi realizada nos meses de junho e julho de 2012, respectivamente. Todas as amostras foram coletadas em frascos de polietileno, armazenadas e conduzidas para o laboratório de Química Analítica da Universidade Federal do Oeste da Bahia (UFOB), no município de Barreiras – BA, para as devidas análises conforme as metodologias especificadas em *“Standard Methods for the Examination of Water and*

Wastewater”, editado pela “American Public Health Association” (APHA, 1995).

As variáveis analisadas foram: potencial hidrogênio iônico (pH), turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, nitrogênio nas formas amoniacal, nitrito e nitrato, para as águas superficiais do rio Grande. Enquanto que para as águas subterrâneas determinou-se os parâmetros: condutividade elétrica, pH, amônio, nitrito, nitrato e cloreto (Figura 2).

As variáveis físico-químicas foram espacializadas por meio de técnicas de Geoestatísticas no *software* ArcView 9.3. A análise estatística foi feita por componentes principais (PCA) a partir do *software* Assistat versão Beta 7.6.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Impactos de esgotos urbanos sob a água superficial do rio Grande

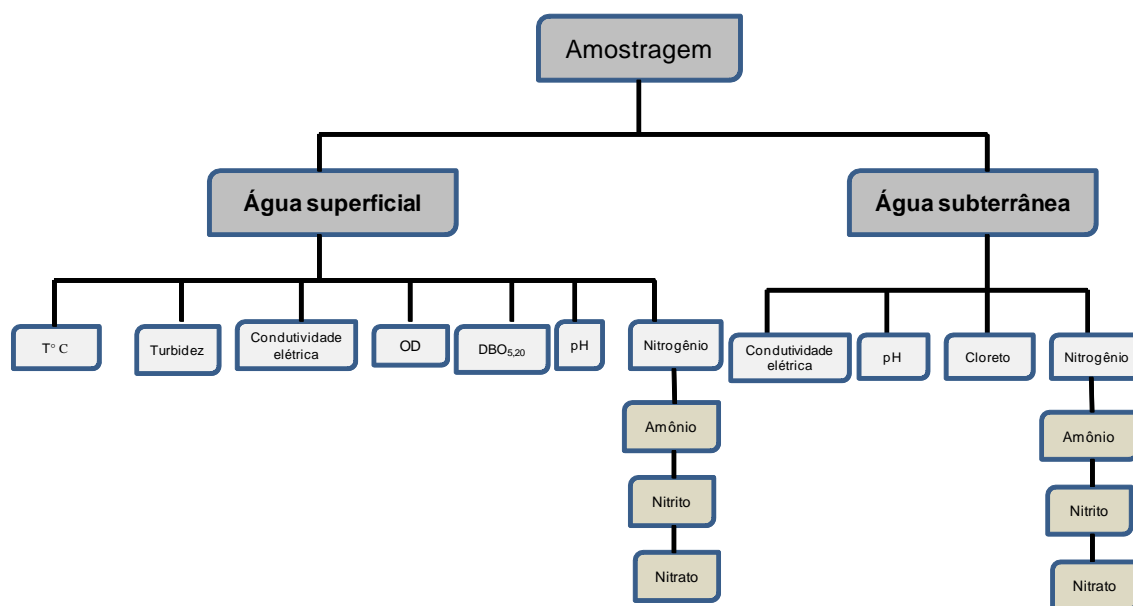


Figura 2 – Esquema das análises realizadas nos distintos pontos de amostragem

A Figura 3 mostra os resultados dos parâmetros físico-químicos ao longo do percurso do rio (águas superficiais). Verifica-se que os parâmetros turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido, amônio, nitrito, nitrato e fosfato encontram-se dentro dos limites máximos regidos pela Resolução CONAMA 357/2007, com exceção apenas para o parâmetro DBO, que apresentou uma carga orgânica 26 vezes superior aos valores máximos permitíveis (BRASIL, 2005).

Os maiores valores da concentração de nitrogênio amoniacal ocorreram nos pontos 1 e 4, com valores de 0,46 e 0,11 mg L⁻¹ N, respectivamente. Para os pontos 2, 3 e 5 a concentração encontrada deste elemento foi inferior a 0,08 mg L⁻¹ N. Já em relação ao nitrito e ao nitrato observa-se uma maior concentração somente para o ponto 1. Apesar disto, todas as formas de nitrogênio ocorreram em concentrações conforme os valores máximos permitidos (VPM) na legislação, cujos limites são de 3,7 mg L⁻¹ N amoniacal (pH ≤ 7,5), 2,0 mg L⁻¹ N amoniacal (7,5 < pH ≤ 8,0); 10,0 mg L⁻¹ N-NO₃; e 1,0 mg L⁻¹ N-NO₂. Embora o nitrato presente em águas superficiais seja um indicativo de contaminação dos corpos hídricos, a

baixa concentração de nitrato sugere que a poluição nos trechos analisados do rio Grande é recente, mediante o lançamento contínuo de esgotos domésticos, daí os valores detectáveis de amônia e nitrito, ou que a matéria orgânica proveniente do esgoto por alguma razão não foi completamente degradada, isto porque o nitrato é tido como o último estágio de oxidação do nitrogênio. No entanto, o aparecimento de formas menos oxidadas do nitrogênio, como amônio e nitrito se comportam como um indicador de alteração de águas naturais, em função de lançamentos de esgotos urbanos (CORDEIRO *et al.*, 2011).

Os valores de condutividade elétrica variaram de 38,83 (ponto 2) a 14,8 μS/cm (pontos 3 e 5). Os pontos de maiores valores de condutividade elétrica também foram os que apresentaram maiores valores de turbidez. Neste sentido, quanto mais sólidos dissolvidos estiverem presentes na água maiores serão a turbidez e a condutividade elétrica. Assim, como ocorreu em outros parâmetros de estudos, a turbidez apresenta-se em conformidade com a legislação vigente a qual é de até 100 uT. Cabe ressaltar que a condutividade elétrica não apresenta um valor

máximo determinado pela referida Resolução, porém, por meio de diversos estudos percebe-se que este é um valor baixo (LIBÂNIO, 2010; SÃO PAULO, 2011).

Quanto à temperatura observa-se que quanto “maior a temperatura, menor o teor de oxigênio dissolvido”. Em relação ao pH todos os pontos amostrados ficaram próximo à neutralidade.

Para a análise de DBO_{5,20} houve uma variação de valores, sendo maiores nos pontos 1 e 4, respectivamente, em função de serem pontos de descarga dos esgotos. Interessante demonstrar que no ponto inicial de lançamento a DBO₅ era de 129,28 mg L⁻¹, enquanto que no último ponto ficou em 74,20 mg L⁻¹, o que implica numa taxa de remoção deste material orgânico de aproximadamente de 43%, ao considerar a distância de aproximadamente 450 m de um ponto a outro. Esta baixa eficiência é reforçada quando se observa, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), que os valores encontrados para os trechos do rio em estudo, ou seja, ambiente lótico, estão bem acima dos valores máximos permitíveis, cujo limite máximo pela legislação em vigor é de 5,00 mg L⁻¹ para rio Classe 2. Isto implica em sugerir que a relação

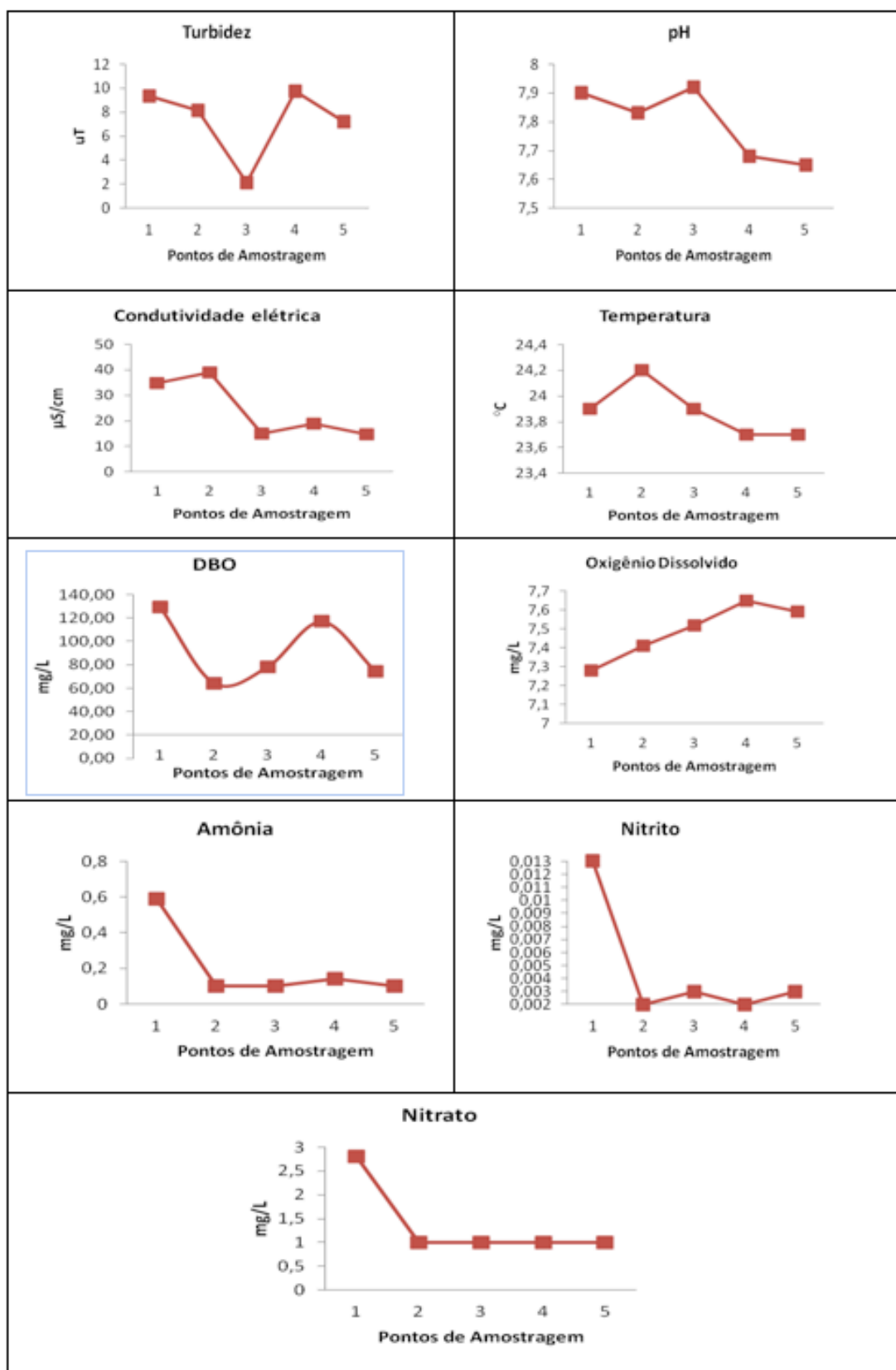


Figura 3 - Concentração dos parâmetros físico-químicos nos diferentes pontos de amostragens nas águas superficiais, rio Grande

alimento/microrganismo não está balanceada, ou seja, a oferta de alimento é superior à capacidade de

remoção da matéria orgânica pela população microbiana presente. Entende-se, neste caso, que

alimento se equivale ao esgoto doméstico. Altos índices de DBO podem gerar a diminuição ou até a

eliminação do OD presente nas águas, numa situação de águas seriamente poluídas.

Em todos os pontos de amostragem os níveis de oxigênio dissolvido foram acima do limite mínimo estabelecidos pela Resolução CONAMA (não inferior a $5,00 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$), mesmo após o lançamento contínuo de esgotos domésticos, sem nenhum tipo de tratamento prévio. Isto mostra que, apesar desta carga de despejo, o rio Grande ainda possui excelente capacidade de autodepuração, o que sugere que determinada situação é favorecida pela aeração natural de suas águas. Estes dados são antagônicos aos encontrados por Latuff (2004), onde observou que córregos que sofrem com o lançamento de efluentes domésticos *in natura*, resultado do adentramento à mancha urbana, apresentaram índices médios de OD em torno de $2,67 \text{ mg L}^{-1}$. Portanto, resultados como estes, levam a acreditar que a resposta para este padrão advém do próprio comportamento das águas do rio Grande, nos trechos estudados, cuja maior superfície de contato da água com o ar e com as correntezas facilitam a aeração. Além do mais, outro fator que corrobora esta hipótese, diz respeito ao fato de que a coleta destes pontos não se sucedeu em período chuvoso, e por esta razão, não podemos contar com o efeito de diluição da matéria orgânica ocasionado pelas chuvas, portanto a re-oxigenação torna-se muito clara, evidenciando mais uma vez o comportamento dessas águas. Todavia, a entrada de oxigênio no rio é muito maior do que o seu consumo o que justifica a não totalidade do consumo de OD, visto que a taxa deste parâmetro ficou dentro da normalidade e não próximo a anoxia.

Em sistemas aquáticos não poluídos, a matéria orgânica de origem biológica é o material mais oxidado pela degradação aeróbica (MELO *et al.*, 2009), o qual ocorre preterivelmente em águas ricas em

oxigênio como, por exemplo, a do rio Grande. Sob situações de frequentes lançamentos de esgotos domésticos, em sistemas aquáticos, haveria de se esperar uma substancial redução dos níveis de OD em função da elevada demanda de oxigênio pelos microrganismos decompositores da matéria orgânica, que sob tais circunstâncias ocorreria a depleção do OD. Porém, se o mesmo ambiente aquático, que recebe grande aporte de esgotos também tem grande capacidade contínua de aeração, proveniente do processo de aeração das águas, esta redução não ocorre.

Quanto à produção de oxigênio, a reatuação atmosférica é considerada como o principal processo de *input* de oxigênio no corpo hídrico. Segundo Andrade (2010 p.17) “esse processo se dá por meio da transferência de gases, que é um fenômeno físico no qual moléculas de gases são trocadas entre o meio líquido e gasoso pela sua interface”.

Cruzando os dados de DBO e OD percebe-se que a DBO é proporcionalmente inversa ao OD, ou seja, à medida que aumenta as taxas de DBO, maior é a redução dos níveis de oxigênio presente no meio para estabilização da matéria orgânica (LATTUF, 2004). Estes dados são condizentes com os resultados de OD e DBO, onde segundo a Figura 3, percebe-se que a exceção do ponto 4, os demais mostraram que quanto maior os

valores da DBO maior o consumo de OD, o que demonstra que o despejo do esgoto, embora não reduza a qualidade da água, torna o rio Grande vulnerável à pressão antrópica.

A Figura 4 mostra o gráfico de *score* das duas primeiras componentes. Conjuntamente explicam 83,02% de toda a informação. A primeira componente corresponde ao parâmetro DBO, que sozinha, representa 61,26%. Enquanto isto o parâmetro condutividade elétrica (21,76%) expressa a segunda componente. Os dados demonstram que a primeira componente está positivamente correlacionada com os níveis de nitrogênio (amoniaco, nitrito e nitrato) e turbidez e, como já visto, negativamente correlacionada com os níveis de oxigênio dissolvido. Isto permite explicar que à medida que aumenta o *input* de matéria orgânica aumenta a concentração da DBO e conseqüentemente alarga a demanda de oxigênio para a estabilização da matéria. Já a condutividade elétrica apresenta uma correlação positiva com a turbidez, DBO e todas as formas inorgânicas do nitrogênio aqui estudadas, o que explica o fato de que o aumento de sólidos dissolvidos na água favorece a maior turbidez e condutividade elétrica. Porém, a condutividade elétrica apresenta uma alta correlação negativa com o oxigênio dissolvido, de maneira que o aumento do

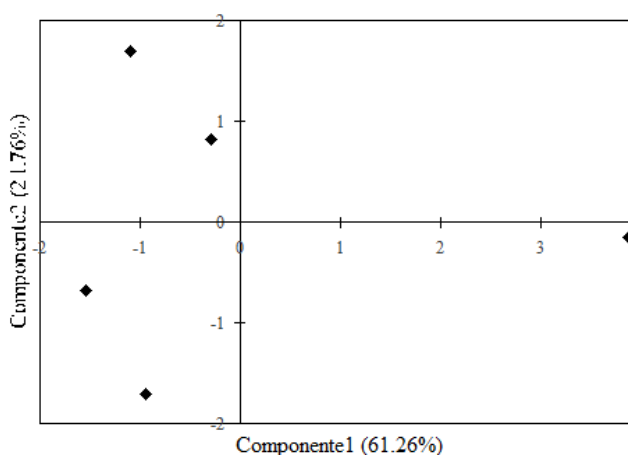


Figura 4 – Resultado da análise PCA em cinco amostras de água superficial

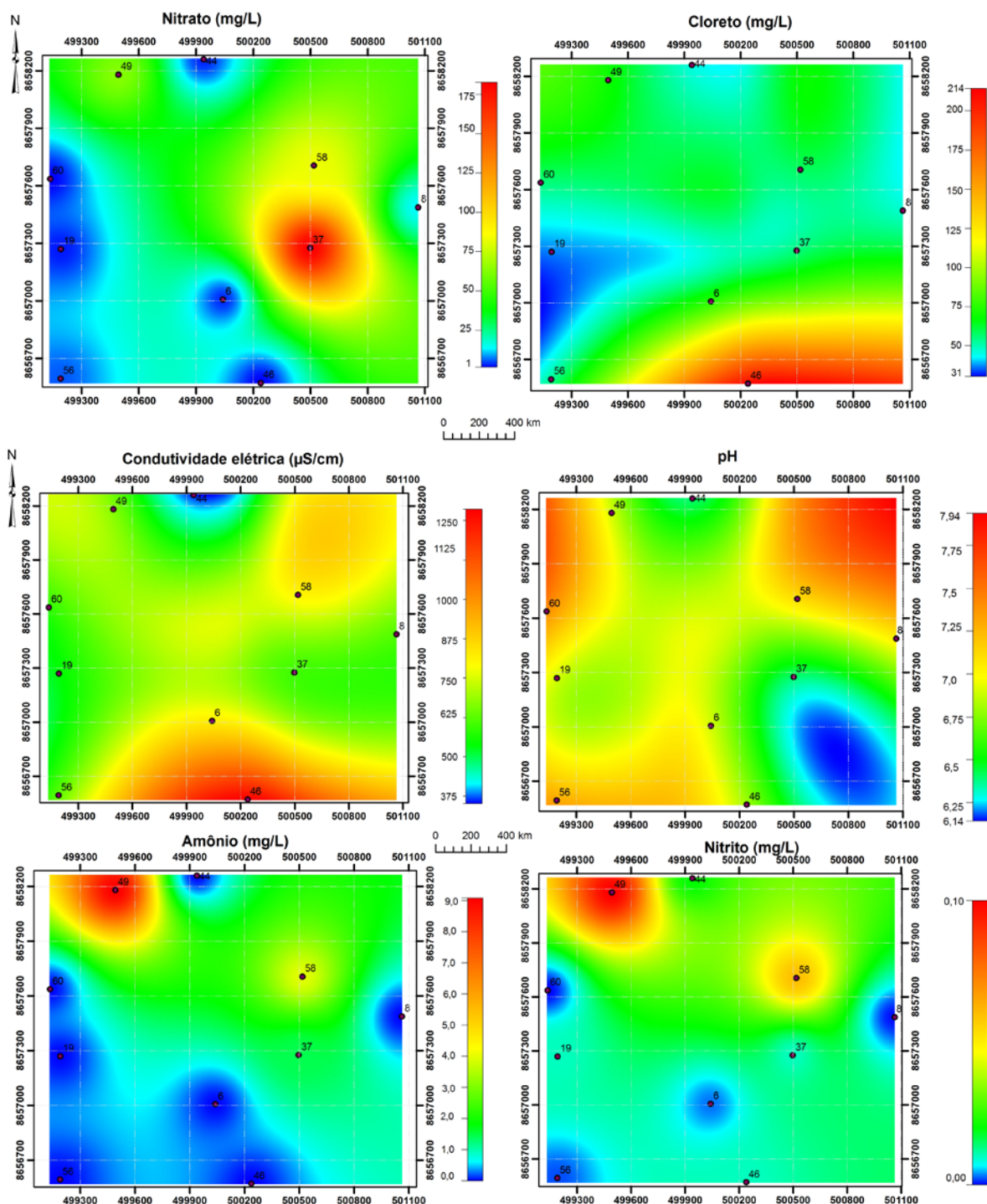


Figura 5 – Espacialização da concentração dos parâmetros físico-químicos nas águas subterrâneas

primeiro incide em redução significativa do segundo.

Impactos de esgotos urbanos sob os parâmetros de qualidade de águas subterrâneas

A Figura 5 demonstra o comportamento dos parâmetros

físico-químicos dos poços em análises.

Em 30% das amostras analisadas observou-se a concentração de $N-NO_3$ acima de 10 mg L^{-1} , que é o máximo permitido pela resolução CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008). Os pontos em que as concentrações de $N-NO_3$ extrapolaram o VMP foram 58, 37 e

49, cujos valores foram 18,67; 41,26 e $14,21 \text{ mg L}^{-1} N-NO_3$ respectivamente. Dentre as concentrações que estiveram abaixo do VMP, os valores variaram de 0,32 a $3,12 \text{ mg L}^{-1} N-NO_3$. Mesmo estando dentro do VMP pela legislação brasileira, observa-se também riscos de alertas de contaminação por atividades antrópicas no ponto 8

cujo valor está acima de $3,00 \text{ mg L}^{-1}$ conforme determina a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - EPA (1997), servindo, portanto, como ponto importante de monitoramento visando a tomada de ações preventivas. Além disso, os pontos 58, 37, 49 e 8 localizam-se em área de ocupação mais antiga da cidade de Barreiras, ocorrida nas décadas de 1970 e 1980, o que reflete o efeito da ocupação urbana sob as águas subterrâneas.

As águas subterrâneas utilizadas para o consumo humano são geralmente utilizadas sem qualquer tipo de tratamento prévio, por esta razão, os valores fora do padrão tornam-se preocupantes. A ocorrência do nitrato em águas subterrâneas reflete uma contaminação antiga a partir de lançamentos de dejetos humanos ou provenientes de fertilizantes químicos. O consumo humano dessas águas com altos índices de nitrato provoca sérias consequências à saúde, isto porque o nitrato se converte em nitrito no sangue humano que por sua vez se liga a hemoglobina, produzindo metahemoglobina, o que resulta na inibição do transporte de oxigênio no sangue (SILVA e ARAÚJO, 2003; DELPLA *et al.*, 2009).

No contexto que estão situados os pontos amostrados, que é área urbana, praticamente se exclui a influência do uso de fertilizantes sobre os níveis de nitrato nas águas subterrâneas analisadas. O nitrato é o poluente de maior frequência em águas subterrâneas (CONEJO *et al.*, 2007). Diversos estudos mostram o impacto dos problemas sanitários sobre a qualidade das águas subterrâneas, principalmente pela elevação das concentrações de nitrato e dos indicadores microbiológicos de contaminação (ALABURDA e NISHIHARA, 1998; SILVA e ARAÚJO, 2003; NASCIMENTO e BARBOSA, 2005).

O saneamento “*in situ*”, que utiliza fossas para o recolhimento

dos resíduos humanos e domésticos, sob determinadas condições hidrogeológicas, representam um risco para a contaminação do aquífero (MUCHIMBANE, 2010), pois o nitrato é muito solúvel, muito móvel e pode ser removido das camadas superiores do solo para a água (BOWER, 1978).

Para a forma de nitrogênio amoniacal foi observado um percentual de 20% das amostras com concentrações acima do valor máximo permitido que é de $1,5 \text{ mg/L}$, com destaque para os pontos 58 e 49 cujos valores foram de $3,08$ e $7,05 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NH}_4$, respectivamente. A existência dessas concentrações elevadas pode ser proveniente de uma poluição recente ou ainda de uma possível redução do nitrato a amônio por bactérias presentes no solo. Além disso, por ser a primeira etapa da estabilização do nitrogênio a contaminação por amônio também pode ter sido beneficiada por construção precária dos poços e pela falta de proteção do aquífero (ALABURDA e NISHIHARA, 1998), o que implica na contaminação dessas águas subterrâneas. Para o nitrito não houve, em nenhuma das amostras, valores superiores ao estabelecido pela legislação ($1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_2$).

Quanto ao pH, as águas subterrâneas variaram de 6,4 a 7,4,

com caráter aparentemente neutro. Os teores de cloretos oscilaram de $36,73$ a $208,69 \text{ mg L}^{-1}$ (pontos 19 e 46, respectivamente), ou seja, em conformidade com o padrão determinado pela legislação que considera $250,0 \text{ mg L}^{-1}$ como o valor máximo aceitável. Em relação à condutividade elétrica os valores encontrados variaram de $360,3$ a $1285,0 \text{ } \mu\text{S/cm}$ (pontos 44 e 46, respectivamente). Percebe-se uma boa relação deste com o cloreto, visto que o aumento de ambos os parâmetros reflete a transferência dos constituintes da fossa para o aquífero, o que talvez explique os altos valores encontrados, principalmente da condutividade elétrica nos pontos de estudos. Interessante ressaltar que este último não indica padrão de potabilidade, mas sugere a presença de íons dissolvidos na água. O lançamento de efluentes associado à própria composição química da rocha que compõe o solo podem ser os responsáveis pelos altos valores da condutividade elétrica (FROTA JÚNIOR *et al.*, 2007), visto que em solos argilosos, como os Latossolos Vermelho-Amarelos, na área de estudo, com maior teor de argila, consequentemente conduzem mais eletricidade do que os solos arenosos (MACHADO *et al.*, 2006).

Parte da variância ocorrida nas análises em PC1 (37,65%) é

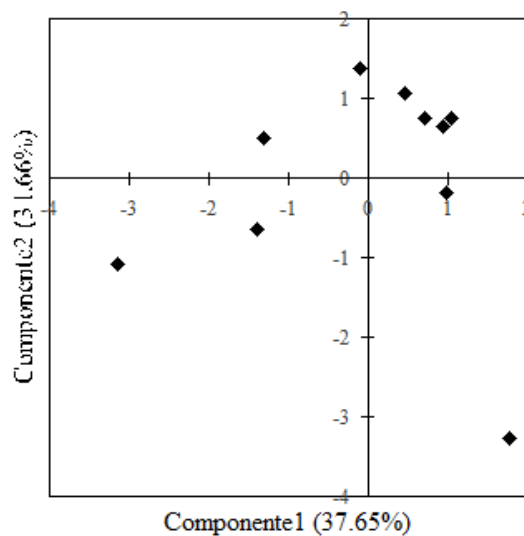


Figura 6 – Resultado da análise PCA nas dez amostras de água subterrânea

devida a condutividade elétrica, enquanto que em PC2 a variância é explicada pelo parâmetro nitrato (31,66%), que juntos representam 69,31% de toda a informação do comportamento das amostras analisadas (Figura 6).

Como consequência, os dados demonstram certo contraste entre condutividade elétrica e nitrato, cuja correlação é negativa, ou seja, 44% da redução do nitrato podem estar associadas a níveis crescentes de condutividade elétrica. Por outro lado, o aumento da concentração do cloreto vem acompanhado dos valores crescentes de condutividade elétrica, correlação altamente positiva ($R^2=0,83$) proveniente íons dissolvidos nas águas de poços.

CONCLUSÕES

Observou-se, em resposta aos esgotos lançados, que o rio Grande, nos trechos analisados, possui uma grande capacidade de autodepuração. Sendo assim, vale ressaltar que a qualidade de suas águas provém das características físico-químicas próprias do rio, sobretudo, àquelas relativas à capacidade de áreação que favorecem um comportamento do poluente em direção à sua diluição e degradação. No entanto, a carga orgânica dos esgotos lançados, comprovado pelos altos valores de DBO, em alguns trechos do rio, reflete a presença de um passivo ambiental nestes pontos estudados;

Quanto aos poços estudados, detectou-se contaminação por nitrato em 30% das amostras e risco de contaminação deste elemento em 10% das amostras. Já para o nitrogênio amoniacal constatou-se valores acima do VMP para 20% das amostras. Estes valores sugerem uma contaminação contínua desses poços, isto porque o amônio representa uma contaminação recente, e a presença do nitrato uma contaminação antiga. Portanto, este estudo demonstrou uma

contaminação importante nas águas subterrâneas o que valida a hipótese de que os poços com profundidade inferior a 50 m foram, realmente, susceptíveis a contaminação por nitrato;

O parâmetro condutividade elétrica, por si só, não indica padrão de potabilidade, mas sugerem alterações ambientais em águas superficiais e subterrâneas;

Desta forma, outros estudos devem ser conduzidos a fim de estabelecer um programa de monitoramento da qualidade de águas subterrâneas, especialmente quanto às formas de nitrogênio amoniacal e nitrato, à promoção da saúde pública da população consumidora desta fonte de água.

Ademais, estes estudos preliminares, irão corroborar para avaliação futura e acompanhamento do efeito da ampliação da rede de coleta e tratamento de esgoto doméstico, em curso, sobre os parâmetros ambientais avaliados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem as agências de fomento que apoiaram o desenvolvimento deste trabalho: CNPq, FAPESP, CAPES e INCT de Energia e Ambiente.

REFERÊNCIAS

ALABURDA, J. NISHIHARA, L.

Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços.

Revista Saúde Pública, v.32, n.2, p.160- 165, 1998.

ANDRADE, L.N. Autodepuração dos corpos d'água. *Revista da Biologia*, v.5, p. 16-19, 2010.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed., Washington, 1998. 1162 p.

BARRETO, D. Perfil do consumo da água residencial e usos finais da

água. *Ambiente Construído*, v.8, n.2, p.23-40, 2008.

BECK, M. B. Vulnerability of Water Quality in Intensively Developing Urban Watersheds. *Environmental Modelling & Software*, v.20, n.4, p. 381-400, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA 396**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília: 2008. Diário Oficial da União, 07 de abril de 2008.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem com estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: 2005. Diário Oficial da União, 17 de março 2005.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. *Revista Árvore*, v. 32, n.2, p.311-322, 2008.

BOWER, H. **Groundwater hydrology**. New York: McGraw-Hill Book Company, 1978.

CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena – Município de Santa Maria – RS**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, 2004.

CLETO FILHO, S. E. N.; WALKER, I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus /AM- Amazonia Central. *Acta Amazônica*, v. 31, n. 1, p. 69-89, 2001.

- CONEJO, J.G.L.; COSTA, M.P.; ZOBY, J.L.G. [Coord.] **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e, Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil.** Caderno de Recursos Hídricos, 5. ANA: Brasília, 2007. 124 p.
- CORDEIRO, M. R.; RODRIGUES, S. M.; SOUZA, P. R. N.; FERREIRA, M. I. P. Avaliação da contaminação de efluentes domésticos em poços sobre área de restinga. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 5, n. 1, p. 89-102, 2011.
- DE ALMEIDA, J.R.; ORSOLON, A.M.; MALHEIROS, T.M.; PEREIRA, S.R.B.; AMARAL, F.; SILVA, D.M. **Planejamento ambiental – caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum. Uma necessidade, um desafio.** Ed. Thex Ltda: Biblioteca Estácio de Sá, Rio de Janeiro, 1993. 154p.
- DELPLA, I.; JUNG, A. V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. **Environment International**, v. 35, n.8, p. 1225-1233, 2009.
- FROTA JUNIOR, J. J.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; BEZERRA, A. M. E.; SOUZA, B. F. S. Influencia antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu (CE). **Ciência Agrônômica**, v.38, n.2, p. 142-148, 2007.
- GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, n. 1, ano 2, p.1-9, 2003.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo 2010.** Disponível no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 15 maio 2012.
- LATUFF, M. O. Diagnóstico das águas superficiais do córrego São Pedro, Juiz de Fora-MG. **Geografia**, v.13, n.1, p.21-55, 2004.
- LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade da água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n.3, p. 219-228, 2005.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas: Átomo, 2010. 494p.
- LIMA, J.E.F.W. **Recursos hídricos no Brasil e no mundo.** Documentos: 33. Embrapa Cerrados. Planaltina, 2001, 46p.
- MACHADO, P. L. O. A.; BERNARDI, A. C. C.; VALENCIA, L. I. O.; MOLIN, J. P.; GIMENEZ, L. M.; SILVA, C. A.; ANDRADE, A. G.; MADARI, B. E.; MEIRELLES, M. S. P. Mapeamento da condutividade elétrica e relação com a argila de Latossolo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, n.6, p.1023-1031, 2006.
- MANSOR, M. T. C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p.715-723, 2006.
- MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Perfil espacial e temporal de poluentes nas águas da represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 32, n.6, p.1436-1441, 2009.
- MELO, J. G.; VASCONCELOS, M. B.; ALVES, R. S.; SOARES, N. C. Problemas de manejo de águas subterrâneas em ambientes urbanos: o caso do município de Natal, RN. In: **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.** Maceió – AL, 2011.
- MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.
- MUCHIMBANE, A. B. D. A. **Estudo dos indicadores de contaminação das águas subterrâneas por sistemas de saneamento "in situ" Distrito Urbano 4, cidade de Maputo - Moçambique.** 2010. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- NAGALLI, A.; NEMES, P. D. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v.7, n.2, p. 131-144, 2009.
- NAIME, R.; FAGUNDES, R. S. Controle da Qualidade da Água do Arroio Portão –Portão, RS. **Pesquisas em Geociências**, v.32, n.1, p.27-35, 2005.
- NASCIMENTO, S.A.M.; BARBOSA, J.S.F. Qualidade da água do aquífero freático no alto cristalino de Salvador, bacia do rio Lucaia, Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 35, n.4. p.543-550, 2005.
- PELLIZZARO, P. C.; HARDT, L.P.A.; BOLLMANN, H. A.; HARDT, C. Urbanização em áreas de mananciais hídricos: estudo de caso em Piraquara, Paraná. **Cadernos Metrôpoles**, v. 19, p. 221-243, 2008.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Relatório de qualidade das águas superficiais.** Apêndice C. Significado ambiental e sanitário das

variáveis de qualidade. São Paulo, 2011. 36p.

SILVA, R. C. A.; ARAÚJO, T. M.
Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência & Saúde Coletiva**, v.8, n.4, p.1019-1028, 2003.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Aplicação do método da carga máxima total diária (CMTD) para a amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia, SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n.2, p. 160-168, 2007.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S.
Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques - case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n.1-2, p.355-374, 2005TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v.22, n. 63, p.97- 112, 2008.

UNITED STATES. **Environmental Protection Agency-EPA; Emission Inventory Improvement Program. Volume II: Introduce to the Stationary Point Souce Emission Inventory Development**, 1997.

Disponível em:

http://www.epa.gov/ttn/chief/eiip/techreport/volume02/ii01_may2001.pdf. Acesso em: 20 julho 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

Recebido em: fev/2013

Aprovado em: jun/2014