



DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA O ABASTECIMENTO PÚBLICO EM DOIS PONTOS DE CAPTAÇÃO NA BACIA DO MONJOLINHO (SÃO CARLOS/SP)

Amanda Menegante Néri¹

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino¹

RESUMO

A qualidade da água de um corpo hídrico pode ser alterada em função de variáveis meteorológicas, como precipitação e temperatura, e por efluentes domésticos e industriais gerados em função do uso e ocupação da terra. Com a preocupação de que as atividades antrópicas podem influenciar na qualidade da água e trazer riscos à saúde, este trabalho teve por objetivo calcular o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o de Contaminação por Compostos Tóxicos (ICT) para diagnosticar a condição deste recurso para o abastecimento humano. Analisaram-se *in situ* e em laboratório variáveis limnológicas da água superficial e subterrânea em dois pontos distintos do Município de São Carlos/SP nos períodos de estiagem e cheia. Tais variáveis correspondentes ao IQA são: turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, pH, condutividade elétrica, resíduos totais, concentração de nitrogênio total e fósforo total e coliformes. Para o cálculo do ICT, as variáveis são: Ni, Fe, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn e Zn, além de fenóis totais e cianetos. Com base nos resultados do IQA (água subterrânea: 88,9 e água superficial: 62,3), verificou-se que a água subterrânea apresentou a melhor qualidade, tanto na cheia como na estiagem. Porém, tanto nas águas subterrâneas quanto as superficiais, observou-se concentrações elevadas de íons metálicos (Ni: 0,11 mg.L⁻¹; Cd: 0,09 mg.L⁻¹; Pb: 0,26 mg.L⁻¹), indicando, assim, a importância de integrar diversos índices para a obtenção de resultados mais precisos sobre o uso potencial do recurso hídrico, visando manter a qualidade na utilização das águas superficiais e subterrâneas para consumo humano, conforme as legislações vigentes.

Palavras-chave: Águas Subterrâneas; Águas Superficiais; Índice de Contaminação por Compostos Tóxicos; Índice de Qualidade da Água.

¹ Depto. de Hidrobiologia – Limnologia, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, SP, Brasil. E-mail para correspondência: cunha_santino@ufscar.br

ABSTRACT

Diagnostic of water quality for public supply: study of two withdraws points in the Monjolinho watershed (São Carlos/SP). The water quality of a water body is modified by weather variables such as rainfall and temperature and by domestic and industrial effluents due to the use and occupation of land. With the concern that human activities may influence the water quality providing risks to human health, this study aimed to estimate the Water Quality Index (WQI) and the Toxic Compounds Contamination Index (TCI) to diagnose the condition of water quality for human use. The limnological variables of surface water and underground were analysed *in situ* and in the laboratory, in two distinct sites in the city of São Carlos/SP during two hydrological periods (drought and flood). The variables corresponding to the WQI were: turbidity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, pH, electrical conductivity, total nitrogen and total phosphorus concentration and coliforms. For the calculation of the TCI, the variables used were Ni, Fe, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn and Zn, total phenolics and cyanide. Based on the results of the WQI (groundwater: 88.9; surface water: 62.3), it was found that groundwater presented the best quality both drought and flood periods. Both groundwater and surface water presented high concentrations of metal ions (Ni: 0.11 mg. L⁻¹; Cd: 0.09 mg. L⁻¹; Pb: 0.26 mg. L⁻¹), indicating the importance of integrating various indexes to obtain more accurate results about the potential use of the water, in order to maintain the quality of both surface water and groundwater for the human use, in accordance with the current legislation.

Key words: Groundwater; Surface Water; Toxic Compounds Contamination Index; Water Quality Index.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à sobrevivência humana, entretanto, com o elevado aumento da urbanização, do crescimento econômico e do aumento das demandas por vários serviços, visando o bem-estar humano, os ambientes aquáticos têm sofrido várias pressões antrópicas como a retirada de água, poluição e contaminação. Dessa forma, há a necessidade da tomada de ações para mitigar os efeitos negativos sobre os corpos de água. Como forma de diagnóstico da qualidade da água, análises físicas, químicas, biológicas e toxicológicas se constituem em um procedimento utilizado para ter conhecimento da situação deste recurso, e, assim, ser uma ferramenta que auxilie a implantação de medidas corretivas. Essas análises visam, também, detectar mudanças no ambiente ou no estado de saúde da comunidade (Brasil, 2006).

Como é possível captar tanto água superficial como subterrânea para o abastecimento público, devemos ter o conhecimento de suas características para garantir a qualidade dessas águas para cada um dos seus usos específicos. As águas subterrâneas geralmente são fontes mais seguras e confiáveis,

por serem mais protegidas da ação antrópica direta em comparação com os sistemas superficiais (Tucci e Cabral, 2003). Um fator determinante da qualidade das águas é a sazonalidade referente ao período hidrológico, ou seja, em períodos de estiagens e de cheias, que podem trazer modificações em suas variáveis limnológicas. Como consequência do escoamento superficial e percolação através do solo da água proveniente das precipitações pluviométricas, os ambientes lóticos podem ter alterações em suas características devido ao carreamento de substâncias particuladas e solúveis (Paes *et al.*, 2011). Portanto, a variação do nível de água provoca uma série de transformações nas características limnológicas dos corpos hídricos (Zillmer *et al.*, 2007). A hipótese que norteou esse estudo baseou-se na premissa de que o ciclo hidrológico atua como uma função de força sobre a qualidade da água superficial e subterrânea. Nesse contexto, os objetivos desse estudo foram analisar as variáveis limnológicas de dois pontos de captação de água situados na bacia hidrográfica do Monjolinho, São Carlos/SP, e calcular o índice de qualidade de água (IQA) e o índice de contaminação por compostos tóxicos (ICT), permitindo, assim, verificar a atual condição de qualidade na utilização desses mananciais para o abastecimento público.

MATERIAL E MÉTODOS

A sub-bacia hidrográfica do rio Monjolinho localiza-se no município de São Carlos, a sudeste do Estado de São Paulo, inserida da bacia hidrográfica do Alto Jacaré-Guaçu. Em seu entorno, ocorre o predomínio de áreas rurais, principalmente com cultura de cana-de-açúcar e pastagem. Esta região possui duas estações hidrológicas bem distintas: uma de estiagem, onde a precipitação média não atinge 30 mm entre os meses de abril a setembro, e outra chuvosa, entre os meses de outubro a março, em que a precipitação média é de 300 mm (Lorandi, 2001; Embrapa, 2011). No município de São Carlos, também se encontra o Aquífero Guarani. Foram realizadas coletas e análises de amostras de água *in situ* e análises laboratoriais das variáveis limnológicas da água em dois pontos de captação de água para o abastecimento (Figura 1). Um dos pontos de coleta localiza-se em uma área urbanizada (22°01'15,85''S 47°53'16,73''W), sendo um poço de captação de água. O outro ponto está localizado em uma área rural, dentro do Parque Ecológico Dr. Antônio Teixeira Vianna (21°59'12,94''S 47°52'33,29''W). Para cada ponto amostral, foram realizadas quatro coletas, contemplando os períodos de estiagem (agosto e setembro/2012; n = 2) e de cheia (janeiro e fevereiro/2013; n = 2). As precipitações pluviométricas médias registradas nesses períodos foram 240 mm na época de cheia e 45 mm na estiagem (INMET, 2013).

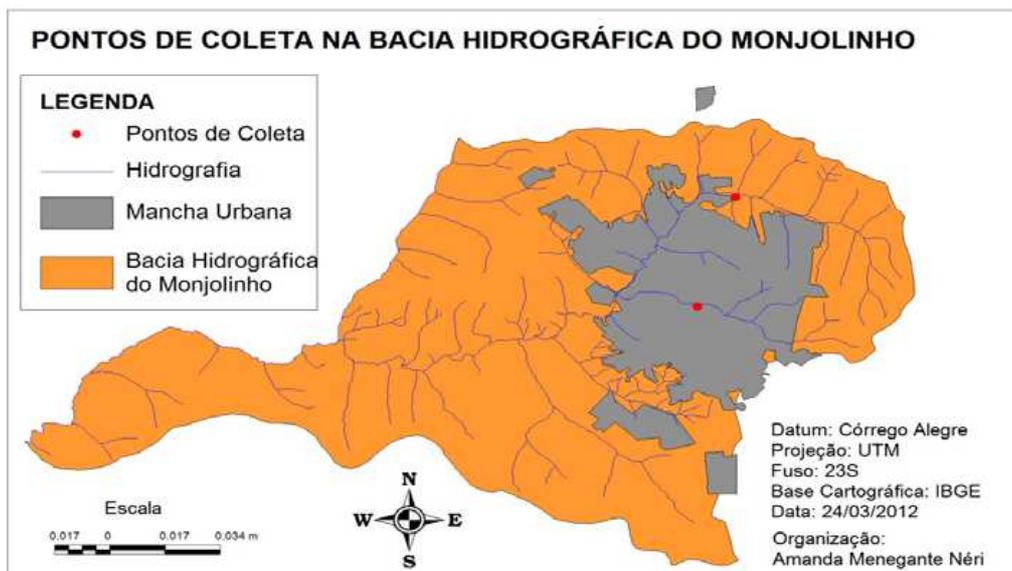


Figura 1. Pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Monjolinho.

As temperaturas do ar e água foram mensuradas *in situ* com a utilização de um termômetro de mercúrio (escala -10 a 110°C). É importante a análise dessa variável, uma vez que seu incremento pode resultar no aumento da velocidade das reações bioquímicas como a decomposição de compostos orgânicos (Perpetuo, 2011). Amostras de água (5 L) no ponto rural foram coletadas manualmente na subsuperfície a cerca de 15 cm de profundidade. Na área urbana, as amostras de água subterrânea (5 L) foram coletadas por bombeamento. Após as coletas, no laboratório, subamostras foram posteriormente distribuídas em frascos apropriados para cada tipo de análise. Para todas as coletas, as análises das variáveis foram realizadas em triplicata para posterior análise estatística. Em laboratório, foram realizadas as análises de turbidez por método nefelométrico com turbidímetro (marca Hach, modelo 2100P). Tanto o oxigênio dissolvido (OD) quanto a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), foram analisados pelo método instrumental polarográfico, utilizando o oxímetro YSI, (modelo 58). A condutividade elétrica (CE) foi medida em condutivímetro (Digimed, modelo DM 3), o pH foi analisado em um potenciômetro (Digimed, modelo DMPH-2), os resíduos totais foram obtidos pelo método gravimétrico e a colimetria foi determinada segundo APHA *et al.* (2012).

As concentrações dos metais Ni, Fe, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn e Zn foram determinadas por espectroscopia de absorção atômica (APHA *et al.*, 2012). As concentrações de fenóis totais foram determinadas por espectrofotometria e cianetos livres por titulometria (APHA *et al.*, 2012). Para o cálculo do IQA e ICT, foram seguidos os protocolos da ANA (2009). No cálculo do IQA, são atribuídos pesos (*w*) às nove variáveis utilizadas (OD; coliformes; DBO; turbidez; resíduos totais;

nitrogênio total; fósforo total; pH; temperatura da água) correspondentes à importância que cada uma apresenta para a qualidade da água. É também atribuído um valor de qualidade (q), obtido através de uma função gráfica de qualidade em função de suas concentrações. Possuindo estes valores, o IQA se faz pelo produtório das variáveis analisadas (Equação 1):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

..... Equação 1

Sua classificação apresenta faixas de qualidade que varia entre os estados brasileiros. No estado de São Paulo, as faixas de qualidade da água vão de ótima (80-100), boa (52-79), razoável (37-51), ruim (20-36), até péssima (0-19).

Já o ICT analisa as concentrações de íons metálicos, além de nitritos, nitratos, fenóis totais e cianetos livres, para comparar com os limites estabelecidos para as classes de enquadramento dos corpos hídricos apresentados na Resolução CONAMA nº 357/05. São consideradas concentrações baixas ≤ 20% dos limites de classe de enquadramento, média entre 20% e 100% e alta > 100%.

O teste estatístico t de *Student* foi aplicado aos valores das variáveis limnológicas determinadas nos dois períodos de coleta (estiagem e cheia). Foram utilizadas imagens de alta definição DigitalGlobe, disponibilizadas pelo Google Earth, resolução de 50 cm datada de 01/05/2012 das áreas estudadas para a identificação dos usos destas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das variáveis limnológicas nos dois períodos hidrológicos das águas superficiais e subterrâneas nos períodos de estiagem (1ª e 2ª coletas) e de cheia (3ª e 4ª coletas) são elencados na tabela 2. A temperatura da água subterrânea mostrou menor amplitude (1°C) que da água superficial (3,5°C), fato decorrente do confinamento das águas no subsolo. As águas subterrâneas apresentaram valores médios de CE mais elevados (65,5 µS.cm⁻¹) que as águas superficiais (15,85 µS.cm⁻¹), indicando uma maior concentração iônica em suas águas provenientes das partículas de solo, sedimentos e de rochas nos quais a água se deslocou ao longo do tempo (Harter, 2003), corroborando com os resultados de Davis e Cornwell (1991) que mostraram concentrações iônicas (como a dureza) das águas subterrâneas maiores do que aquelas em águas superficiais. Com relação à essa variável limnológica, as águas superficiais e subterrâneas mostraram concentrações médias de oxigênio

dissolvido elevadas ($7,41 \text{ mg.L}^{-1}$ e $7,72 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente), sendo que, no período de estiagem, os valores médios destas concentrações foram mais elevados ($8,15 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,22 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) que no período de cheia. Diversos estudos indicaram que as diferenças sazonais influenciam direta ou indiretamente nas variáveis limnológicas (Bleich *et al.*, 2009). Assim como nos estudos de Oliveira *et al.* (2008) e Gonçalves (2012), foi possível observar, comparando os dois períodos hidrológico, que, no caso da água superficial, ocorreu uma relação inversa entre o OD e a temperatura, com concentrações de OD mais elevadas no período de estiagem, em que a temperatura possui valores mais baixos. Além destas duas variáveis, esses autores verificaram que os resíduos totais apresentaram relação direta com a turbidez, estando associados à precipitação pluviométrica, isto é, nos períodos de cheia, ocorre um aumento das concentrações de resíduos totais na água e, conseqüentemente, da turbidez.

Tendência semelhante ao do OD foi observada na relação entre resíduos totais e a turbidez, em que, no período de cheia, ambas as variáveis tiveram seus valores incrementados pelo aumento do escoamento superficial, que carrega material particulado aos corpos de água. Nas estações de cheia, a erosão das margens dos rios pode causar aumento da turbidez, além dos esgotos sanitários e diversos efluentes industriais que também podem causar este aumento (CETESB, 2009). Neste trabalho a turbidez da água subterrânea sempre foi baixa ($< 1 \text{ UNT}$), e da água superficial variou de acordo com o período hidrológico, pois, em épocas de elevadas precipitações pluviométricas, ocorreu um aumento do escoamento superficial, carreando mais material para dentro da calha do córrego. No caso das águas subterrâneas, estas se encontram mais protegidas, não estando sujeitas a interferência direta do escoamento de áreas adjacentes. Os resultados dos resíduos totais (Tabela 2), assim como da CE, foram mais levados nas amostras de águas subterrâneas ($66,6 \text{ mg.L}^{-1}$ na 1ª coleta e $77,0 \text{ mg.L}^{-1}$ na 3ª coleta para resíduos totais; para CE $67,9 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ na 1ª coleta e $69,1 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ na 3ª coleta).

Adicionalmente, o pH das águas superficiais apareceu ácido (mínimo: 5,43 na 3ª coleta e máximo: 6,96 na 2ª coleta). Já a água subterrânea (Tabela 2) apresentou valores ácidos nas 1ª, 3ª e 4ª coletas (6,16; 6,04 e 6,06) e neutros na 2ª coleta (7,25). Esses resultados sugerem uma contribuição dos solos ácidos de cerrado da região de São Carlos. Segundo estudos realizados por Oliveira *et al.* (2008), a redução dos valores de pH nos períodos de cheia pode estar relacionada com o aporte de material lixiviado dissolvido dos solos adjacentes (por exemplo: ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) ao corpo de água. Este resultado também foi apresentado por Maier (1987), no entanto, Carvalho *et al.* (2000) observaram que, com o aumento do volume de chuvas, o pH tende a elevar-se próximo à neutralidade pela maior diluição dos compostos dissolvidos e pelo escoamento mais rápido, devido ao aumento do

volume da água que interfere na acidez da água. Assim, diante dos resultados, é possível observar que as amostras de água coletadas em agosto/2012 (1ª coleta) e fevereiro/2013 (4ª coleta) apresentaram valores (Tabela 2) abaixo daqueles estipulados pela Portaria 2.914 (Brasil, 2011) que recomenda os padrões de potabilidade para água de consumo humano.

As concentrações de DBO_5 foram baixas, variando de $< 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (1ª coleta na água superficial, Tabela 2). O aumento das concentrações de DBO é proveniente de dejetos de origem orgânica e, se estes forem encontrados em grandes quantidades, podem acarretar uma diminuição ou até esgotamento do OD na água, prejudicando a vida aquática. Além disso, nas estações de tratamento de água, de forma aplicada, podem obstruir os filtros de areia utilizados (CETESB, 2009). O carbono orgânico não mostrou nenhum padrão em relação às águas superficiais e subterrâneas, tampouco em função da sazonalidade, isto é, períodos de estiagem e cheia. As concentrações máximas de carbono orgânico na água foram $3,68 \text{ mg.L}^{-1}$ (2ª coleta nas águas subterrâneas).

Dentre as formas inorgânicas de nitrogênio, o nitrato foi o que apresentou as maiores concentrações tanto nas águas superficiais quanto nas subterrâneas (maior concentração na 1ª coleta: $1,69 \text{ mg N.L}^{-1}$). As concentrações de nitrogênio tendem a apresentar maiores valores na época de estiagem, sendo resultante dos processos de decomposição da matéria orgânica devido ao baixo volume de água e diminuição do fluxo hídrico (Oliveira *et al.*, 2008). Esse padrão foi encontrado no presente estudo nas coletas realizadas em agosto e setembro. As concentrações de fósforo foram menores nas águas superficiais ($0,012 \text{ mg P.L}^{-1}$) que nas águas subterrâneas ($0,13 \text{ mg P.L}^{-1}$). Adicionalmente, considerando o período hidrológico de estiagem, foram encontradas as maiores concentrações de P (água superficial: $0,00034$ e $0,05 \text{ mg P.L}^{-1}$ e água subterrânea: $0,0051$ e $0,54 \text{ mg P.L}^{-1}$). Assim, de uma forma geral, em relação aos nutrientes, tanto nitrogênio como fósforo apresentaram uma diminuição de suas concentrações no período de cheia devido ao processo de diluição pelo aumento das precipitações pluviométricas.

Os metais que apresentaram valores acima da legislação CONAMA 357/05 (Brasil, 2005) foram Ni, Cd e Pb (Tabela 2). No período entre setembro/2012 e janeiro/2013, avaliando apenas as variáveis já mencionadas, as concentrações de Fe e Cd aumentaram na água superficial, e, de janeiro a fevereiro, as concentrações elevaram-se para todas estas variáveis (Ni, Fe, Cd, Pb, Cu) nesta água. O aumento nas concentrações de íons metálicos no último mês de análise pode ser explicado pela elevada precipitação pluviométrica de janeiro e fevereiro, onde pode ter ocorrido a lixiviação desses íons nos solos adjacentes às áreas estudadas, acarretando em um aumento na concentração de íons metálicos na água oriundos do solo.

Tabela 2. Valores médios das variáveis limnológicas analisadas nas coletas do período de estiagem (agosto/2012 - 1ª coleta e setembro/2012 - 2ª coleta) e de cheia (janeiro/2013: 3ª coleta e fevereiro/2013: 4ª coleta). ND = não detectado.

Variáveis limnológicas	Período de estiagem				Período de cheia				
	Água superficial		Água subterrânea		Água superficial		Água subterrânea		
	Ago/12	Set/12	Ago/12	Set/12	Jan/13	Fev/13	Jan/13	Fev/13	
T _{ar} (°C)	23,0	18,0	23,0	22,5	19,0	20	28,0	22,0	
T _{água} (°C)	20,0	18,0	23,0	22,0	20,0	21,5	23,0	22,5	
CE (µS.cm ⁻¹)	11,42	17,09	67,94	57,28	18,81	16,09	69,1	67,64	
OD (mg.L ⁻¹)	8,46	7,83	8,09	7,95	6,28	7,09	7,03	7,34	
pH	5,94	6,96	6,16	7,25	5,43	5,91	6,04	6,06	
Turbidez (UNT)	2,42	1,69	0,24	0,37	8,64	8,51	0,41	0,20	
DBO (mg.L ⁻¹)	1,35	0,4	1,22	0,91	<0,03	<0,03	0,38	<0,03	
Resíduos Totais (mg.L ⁻¹)	20,0	17,33	66,7	73,66	29,66	31	77	68,66	
Carbono Orgânico (mg.L ⁻¹)	1,72	2,44	2,4	3,68	0,61	1,43	1,99	0,41	
Série Nitrogenada (mg.L ⁻¹)	NH ₄	0,02	0,04	0,06	0,01	1,5x10 ⁻⁴	4,4x10 ⁻⁴	9x10 ⁻⁶	1x10 ⁻⁵
	NO ₃	0,04	0,09	1,69	1,44	1,8x10 ⁻⁴	2,4x10 ⁻⁴	1,4x10 ⁻³	1,3x10 ⁻³
	NO ₂	1,7x10 ⁻³	1x10 ⁻³	3x10 ⁻⁴	9x10 ⁻⁴	1,2x10 ⁻⁵	2,2x10 ⁻⁶	3x10 ⁻⁶	1,5x10 ⁻⁶
	N _{orgânico}	0,06	0,13	1,76	1,45	3,4x10 ⁻⁴	6,8x10 ⁻⁴	1,4x10 ⁻³	1,3x10 ⁻³
Fósforo (mg.L ⁻¹)	3,4x10 ⁻⁴	0,05	5,1x10 ⁻³	0,54	4x10 ⁻⁵	1,3x10 ⁻⁴	1,6x10 ⁻⁴	2,2x10 ⁻⁴	
Íons metálicos (mg.L ⁻¹)	Ni	0,11	0,14	0,11	0,14	0,09	0,10	0,06	0,09
	Fe	0,48	0,36	0,18	0,20	0,74	2,63	0,14	0,20
	Cd	0,07	0,09	0,07	0,10	0,10	0,11	0,10	0,11
	Pb	0,27	0,32	0,26	0,25	0,15	0,41	0,10	0,39
	Cu	<0,003	<0,003	4x10 ⁻³	<0,003	<0,003	0,02	<0,003	9x10 ⁻³
	Cr	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,01	0,01	5x10 ⁻³	8x10 ⁻³
	Mn	0,01	0,01	7x10 ⁻³	9x10 ⁻³	0,02	0,03	5x10 ⁻³	0,01
	Zn	0,09	0,19	0,09	0,12	0,11	0,11	0,15	0,11
Fenóis (mg.L ⁻¹)	1,1x10 ⁻³	5,7x10 ⁻⁴	1,1x10 ⁻³	5,1x10 ⁻⁴	2,6x10 ⁻⁴	2,7x10 ⁻⁴	2,3x10 ⁻⁴	<0,003	
Cianeto (mg.L ⁻¹)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
Alcalinidade (mg CaCO ₃ . L ⁻¹)	5,2	4,9	11,0	9,0	4,5	14,3	0,76	0,85	
Coliformes Totais (UFC.100ml ⁻¹)	9,8x10 ²	-	Ausente	Ausente	1,3x10 ³	2,4x10 ⁵	Ausente	Ausente	
<i>E. coli</i> (UFC.100ml ⁻¹)	21	1,4x10 ³	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	

Os resultados mostraram que, tanto no período de cheia quanto no de estiagem, as águas apresentaram-se vulneráveis à capacidade de tamponamento (águas superficiais: mínimo 4,5 mg CaCO₃.L⁻¹ e máximo: 14,3 mg CaCO₃.L⁻¹ e águas subterrâneas: 0,76 a 11,0 mg CaCO₃.L⁻¹). As águas subterrâneas mostraram ausência de coliformes (coliformes totais e fecais), diferentemente das águas superficiais, em que se observou a presença de *Escherichia coli* (21 UFC.100 ml⁻¹) na 1ª coleta (agosto/2012). Ainda na água superficial, foi observada uma variação de coliformes totais de 980 UFC.100 ml⁻¹ (1ª coleta) a 2,4 x 10⁵ UFC.100 ml⁻¹ (4ª coleta) nas quatro coletas.

A partir dos resultados obtidos nas análises das variáveis da água (Tabela 2), o IQA foi determinado (Tabela 3). Os valores de IQA variaram de 51,0 (4ª coleta na água superficial) a 89,6 (1ª coleta na água subterrânea). O cálculo do ICT (Tabela 4) mostrou a classificação das variáveis analisadas.

Tabela 3. Resultados dos cálculos do IQA (Índice de Qualidade de Água) para as quatro amostras analisadas durante o ano de 2012 e 2013 nos pontos de água superficial e subterrânea.

Coleta	1ª	2ª	3ª	4ª
Superficial	68,0	Boa	69,0	Boa
Subterrânea	89,6	Ótima	88,1	Ótima

No período de estiagem (1ª coleta), os valores do IQA apresentaram classificação boa para água superficial e ótima para água subterrânea, ocorrendo uma pequena melhora (2ª coleta) na água superficial e uma pequena diminuição na água subterrânea. Neste período, não houve variações nos valores do IQA, tanto para água superficial quanto subterrânea, mantendo, assim, suas classificações.

Na água subterrânea, no período de estiagem e de cheia, não houve diferenças entre os meses amostrados (Tabela 3), resultando em ótima qualidade também nos meses de cheia. A classificação em uma categoria menor para a água superficial em relação à água subterrânea se deve, principalmente, pela presença de coliformes fecais, pois, como discutido anteriormente, a água subterrânea não apresentou resultado positivo desta variável durante o período amostrado.

Tabela 4. Concentrações de íons metálicos, fenóis, cianeto (CN) e nitrogênio das amostras de águas superficial (SUP) e subterrânea (SUB) no ano de 2012 (1ª e 2ª coleta) e 2013 (3ª e 4ª coleta). Em que: (↑) = concentração alta, (•) = concentração média e (↓) = concentração baixa.

Coleta	Ponto	Ni	Fe	Cd	Pb	Cu	CN	Cr	Mn	Zn	Fenóis	Nitrogênio
1ª	SUP	↑	•	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	SUB	↑	↓	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
2ª	SUP	↑	•	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	SUB	↑	↓	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
3ª	SUP	↑	↑	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	SUB	↑	↓	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
4ª	SUP	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	SUB	↑	↓	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓

No período de chuva, houve maiores modificações nas variáveis limnológicas, influenciando diretamente a mudança na classificação da qualidade da água superficial, com um regresso de sua qualidade, passando, em fevereiro, a apresentar uma classificação regular. Isto se deve ao aumento em duas ordens de grandeza na presença de coliformes fecais (Tabela 2). Com este diagnóstico, ficou evidente a grande influência que a variável biológica colimetria apresentou sobre a qualidade da água, mostrando ser até mais influente do que a variável OD, que apresenta no IQA uma ponderação elevada, obtendo uma classificação pouco satisfatória pela grande presença desta, ou elevando sua qualidade para a melhor classificação pela ausência. Foi possível constatar, ainda, que as classificações ótima e boa para ambos os pontos se deveram ao fato das variáveis limnológicas se manterem dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.

Os resultados do ICT no período de estiagem apresentaram, em ambas as coletas (agosto e setembro) e ambos os pontos (superficial e subterrâneo), concentrações de metais acima do permitido pela legislação CONAMA 357 (Brasil, 2005). Tanto na água superficial como na água subterrânea, as variáveis em não conformidade com a legislação foram Ni (valor permitido: 0,025 mg.L⁻¹), Cd (valor permitido: 0,001 mg.L⁻¹) e Pb (valor máximo permitido: 0,01 mg.L⁻¹). O Fe apresentou concentração média na água superficial e baixa na água subterrânea (Tabela 4), referentes às concentrações apresentadas na Tabela 2. As concentrações dos demais metais estiveram abaixo da concentração máxima permitida. Porém, foi possível verificar que, mesmo com a diminuição da concentração de alguns metais, o ICT foi classificado como alto, mostrando uma preocupação com as concentrações elevadas de vários destes metais que podem vir a prejudicar a saúde humana. No período de cheia, os resultados do ICT para ambos os pontos e coletas foram semelhantes ao período de estiagem, apresentando concentrações altas desses mesmos íons. Estes resultados são importantes, uma vez que

as variáveis analisadas não são percebidas visualmente e nem por olfato pela população que a consome. Além disso, a maioria destes metais são cumulativos e persistentes no organismo (Silva *et al.*, 2010). Não foi observado presença de cianetos nas amostras analisadas, entretanto, a observação constante dessa substância deve ser levada em consideração no diagnóstico da qualidade da água.

A Tabela 5 mostra os valores do teste estatístico para as diferenças nas variáveis limnológicas na estação de estiagem e de cheia para a água subterrânea e superficial. Foi possível observar que, para as águas superficiais apenas as variáveis limnológicas como fósforo e nitrogênio total, colimetria, Cr, Cu e Mn não apresentaram diferenças entre os períodos de estiagem e de cheia, indicando uma vulnerabilidade desse manancial em relação às variações ambientais sazonais. Em oposição, nas águas subterrâneas, apenas 13 variáveis (DBO₅, fósforo total, nitrato, nitrogênio total, carbono total, CE, OD, pH, Ni, Fe, Cd, Cu e Mn) apresentaram diferenças entre o ciclo hidrológico, indicando uma menor vulnerabilidade desse manancial de abastecimento público. Nesse caso, com o aumento das precipitações pluviométricas, ocorre a elevação do lençol freático, mudando as características químicas da água. Também é importante considerar os efeitos dos mecanismos de infiltração e percolação da água da superfície do solo como uma pressão sobre a qualidade das águas subterrâneas.

Os mapas dos usos das áreas estudadas (Figuras 2 e 3) auxiliaram na verificação das possíveis atividades que podem influenciar positivamente ou negativamente os resultados das variáveis limnológicas da qualidade da água (Tabela 2).

Tabela 5. Valores de t obtidos da comparação das médias das variáveis limnológicas no período de estiagem e de cheia para a água superficial e subterrânea nos anos de 2012 e 2013 (S* = extremamente significativa, S = significativa e ND = não significativa).

Variáveis	Água superficial	Água subterrânea
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	2,725 (S)	4,407 (S*)
Turbidez (NTU)	48,481 (S*)	0,1784 (NS)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	2,741 (S)	2,000 (NS)
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3,462 (S*)	0,6264 (NS)
Fenol (mg.L ⁻¹)	4,134 (S*)	1,763 (NS)
Amônia (mg.L ⁻¹)	5,005 (S*)	1,933 (NS)
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	1,750 (NS)	33,078 (S*)
Nitrato (mg.L ⁻¹)	4,207 (S*)	14,484 (S*)
Nitrito (mg.L ⁻¹)	6,641 (S*)	1,928 (NS)
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	1,712 (NS)	10,052 (S*)
Coliformes fecais (UFC.100ml ⁻¹)	0,9952 (NS)	0,000 (NS)
Carbono total (mg.L ⁻¹)	2,430 (S)	2,572 (S)
Temperatura água (°C)	3,130 (S)	1,000 (NS)
CE (μS.cm ⁻¹)	2,689 (S)	2,646 (S)
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,973 (S*)	6,317 (S*)
pH	3,986 (S*)	3,559 (S*)
Níquel (mg.L ⁻¹)	37,631 (S*)	39,192 (S*)
Ferro (mg.L ⁻¹)	144,52 (S*)	12,649 (S*)
Cádmio (mg.L ⁻¹)	24,495 (S*)	18,590 (S*)
Chumbo (mg.L ⁻¹)	4,899 (S)	0,7071 (NS)
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,000 (NS)	5,013 (S)
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,000 (NS)	0,000 (NS)
Manganês (mg.L ⁻¹)	1,061 (NS)	4,825 (S)
Zinco (mg.L ⁻¹)	48,191 (S*)	1,524 (NS)

A análise das figuras 2 e 3 permitiu visualizar uma grande diferença em suas estruturas ocupacionais, sendo que a área do ponto de coleta de água superficial é relativamente preservada, enquanto que a área de coleta da água subterrânea situa-se em uma região urbanizada, no centro da malha urbana da cidade de São Carlos. Na figura 2, que aborda a área de captação de água superficial, observaram-se várias áreas verdes, principalmente, pela existência do Parque Ecológico Dr. Antônio Teixeira Vianna, que possui área de preservação ambiental que compreende o manancial do Espreado.

MAPA DE USO E OCUPAÇÃO NO ENTORNO DE 150m DO PONTO DE COLETA - PARQUE ECOLÓGICO

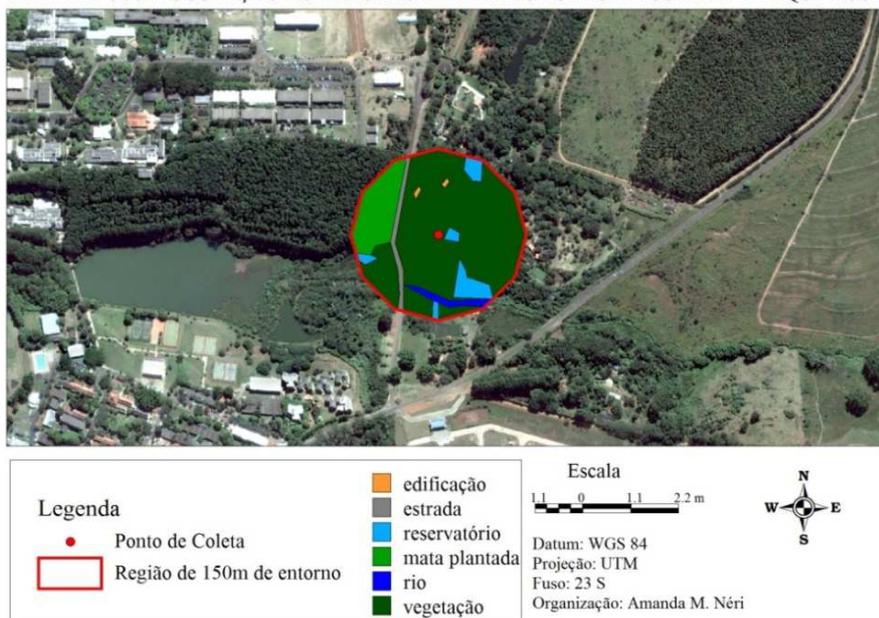


Figura 2. Mapa de uso e ocupação do ponto de coleta de água superficial.

Há, também, áreas de cerrado essenciais para manter uma qualidade adequada da água para o abastecimento, pois a presença da cobertura vegetal, como a presença de mata ciliar, promove a proteção dos recursos hídricos (Donadio *et al.*, 2005) contra processos erosivos e de retenção de nutrientes. No entanto, por ser superficial, sua qualidade é influenciada por diversos fatores ambientais como, por exemplo, a presença dos animais que pode ser uma fonte de coliformes fecais observados neste ponto (Tabela 2).

A área de amostragem das águas superficiais (Figura 2) apresentou grande sombreamento pela vegetação, que proporciona uma baixa temperatura local. Apesar desta presença significativa de vegetação natural na área ao entorno do ponto de coleta, foi possível verificar a ocorrência de atividades antrópicas, como construção de uma canaleta para direcionar a água do Espraiado para a estação de tratamento de água, além das construções de infraestrutura no Parque Ecológico para atender às demandas de visitantes no mesmo. Pela figura 2, verificou-se, ainda, a presença de agricultura, que pode influenciar negativamente a qualidade da água, contaminando-a com substâncias tóxicas usadas nesta atividade (por exemplo, agrotóxicos). A adução destas substâncias pode prejudicar tanto a qualidade das águas superficiais quanto das subterrâneas, pois, na presença de chuvas, os resíduos remanescentes na superfície do solo são carregados pelo fluxo de escoamento superficial até os corpos hídricos mais próximos, e as substâncias que infiltram no solo podem chegar até o lençol freático, contaminando as águas subterrâneas.

Na figura 3, observou-se a grande urbanização na área de coleta de água subterrânea, pois se localiza na região central de São Carlos. O entorno da área de captação apresenta diversos empreendimentos de comércio, o mercado municipal da cidade, um posto de gasolina na quadra ao lado, e várias residências. Além desta infraestrutura bem consolidada, o local apresenta também o córrego do Gregório, canalizado e visivelmente modificado. Uma das maiores influências que pode estar ocorrendo nesta área é a presença do posto de combustível logo ao lado, pois se este estiver com vazamento do tanque pode contaminar a água subterrânea que é captada para uso humano. Esta hipótese é levantada, pois uma das maiores fontes de contaminação do solo, ar, água superficial e subterrânea que são relatadas é pelo vazamento de combustível líquido em tanques, contendo substâncias químicas e tóxicas.

MAPA DE USO E OCUPAÇÃO NO ENTORNO DE 150 m DO PONTO DE COLETA URBANO

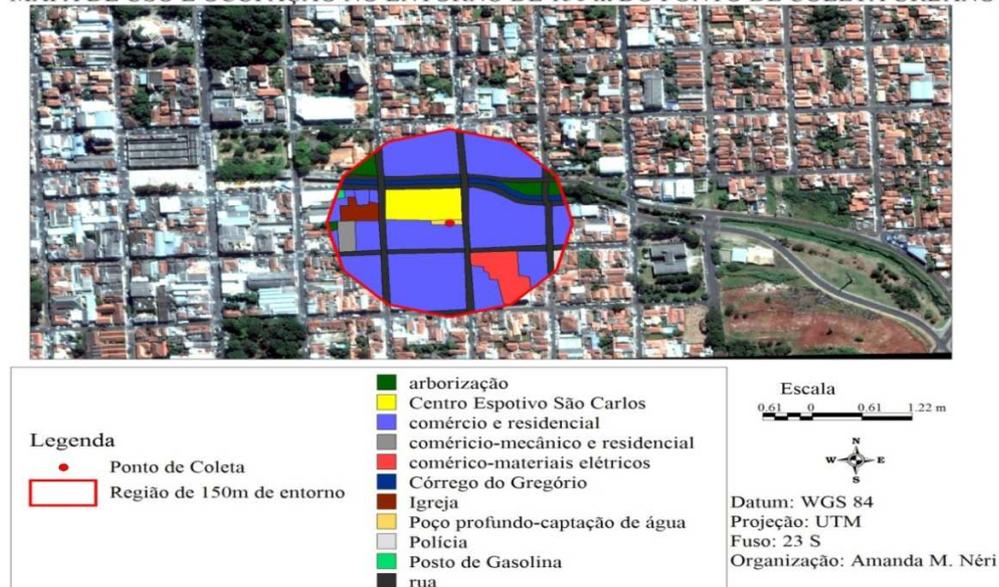


Figura 3. Mapa de uso e ocupação do ponto de coleta de água subterrânea.

A microbacia na qual o ponto de captação de águas subterrâneas está inserido possui 30 postos de gasolina, 146 tanques de armazenamento subterrâneos, com um volume total de 2.315.000 litros de combustível. O risco foi maior considerando-se que cerca de 60% das estações de gás na bacia do rio Gregório estavam operando há mais de 15 anos e, também, devido às características geológicas dos solos (permeabilidade do solo e do nível de corrosão) onde foram localizados (Moschini *et al.*, 2005).

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos do ICT que considerou as concentrações de íons metálicos indicaram uma classificação inadequada para a qualidade de água das áreas analisadas (Ni: 0,11 mg.L⁻¹; Cd: 0,09 mg.L⁻¹; Pb: 0,26 mg.L⁻¹). Apesar de ambos os pontos amostrados nas duas épocas do ano (estiagem e cheia) apresentarem uma classificação média do IQA como boa (62,3) para a água superficial e ótima (88,9) para a água subterrânea, os resultados do ICT indicaram a importância de integrar diversos índices para a obtenção de resultados mais precisos sobre o uso potencial do recurso hídrico, visando manter a qualidade na utilização das águas superficiais e subterrâneas, sobretudo para mananciais utilizados para consumo humano. Também foi possível concluir que, para as águas superficiais, apenas as variáveis limnológicas como fósforo e nitrogênio total, colimetria, Cr, Cu e Mn não apresentaram diferenças entre os períodos de estiagem e de cheia, indicando uma vulnerabilidade desse manancial em relação às variações ambientais sazonais. As diferenças entre períodos de cheia e estiagem foram amenizadas para a qualidade da água subterrânea, indicando uma menor vulnerabilidade desse manancial de abastecimento público.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem a concessão da bolsa de iniciação científica PIBIC – UFSCar (CNPq (processo nº 122781/2012-0) e a FAPESP (Processo nº 2010/15728-1) pelo auxílio concedido para a realização desse estudo.

REFERÊNCIAS

- ANA, Agência Nacional de Águas. 2009. Indicadores de qualidade – índice de qualidade das águas. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndexQA.aspx>>. Acesso em: 16 dez. 2011.
- APHA, American Public Health Association. 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA, AWWA, WPCF, 1193p.
- BLEICH, M. E.; SILVA, C. J.; ROSSETE, A. N. 2009. Variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso. **Biotemas**, **22**(2):161-171.
- BRASIL. 2011. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914/GM de 12 de dezembro de 2011. Disponível em: < http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 24 maio 2012.

BRASIL. 2006. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 284p.

BRASIL. 2005. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 10 maio 2012.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Revista Química Nova**, **23**(5):618-622.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2009. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 43p.

DAVIS, M.; CORNWELL, D. 1991. **Introduction to Environmental Engineering**. New York: McGraw-Hill Inc., 822p.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Revista Engenharia Agrícola**, **25**(1):115-125.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2011. Embrapa Pecuária Sudeste. Dados Meteorológicos. Disponível em: <<http://www.cppse.embrapa.br/dados-meteorologicos>>. Acesso em: 02 abr. 2012.

GONÇALVES, J. C. S. I. et al. 2012. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Revista Ambi-Água**, **7**(3):141-154.

HARTER, T. 2003. **Groundwater quality and groundwater pollution**. Division of Agriculture and Natural Resources. Oakland: University of California, Publication 8084.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Gráficos. 2013. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/sim/gera_graficos.php?chklist=&UF=sp&mostrar=&imgmap=.%2Fimgs%2Fmapas%2Fest_sp.gif&Data=06%2F2013&Data2=2013>. Acesso em: 26 jun. 2013.

LORANDI, R. et al. 2001. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da bacia do Córrego do Monjolinho (São Carlos, SP). **Revista Brasileira de Cartografia**, **53**:111-117.

MAIER, M. H. 1987. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55'–48°55'W; 22°30'–21°55'S – Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, **39**(2):164-185.

MOSCHINI, L. E.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. 2005. Environmental diagnosis of risk areas related to gas stations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **48**(4):657-666.

- OLIVEIRA, L. C. et al. 2008. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco verdadeiro. **Revista Engenharia Agrícola**, 28(4):770-781.
- PAES, B. L.; SFEIR, T. A.; PIASKIWSKI, T. C. 2011. **Análise da qualidade das águas superficiais dos rios Atuba, Iraí e Pequeno e a influência da precipitação em parâmetros limnológicos**. Monografia (Graduação em Tecnologia em Processos Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 84p.
- PERPETUO, E. A. 2011. Parâmetros de caracterização da qualidade das águas e efluentes industriais. Disponível em: <<http://www.cepema.usp.br/wp-content/uploads/2011/06/8-Par%C3%A2metros-decaracteriza%C3%A7%C3%A3o-da-qualidade-das-aguas-e-efluentes-industriais.pdf>>. Acesso em: 21 jun. 2013.
- SILVA, F. B. B. et al. 2010. Estudo preliminar das concentrações de metais traço, em águas subterrâneas na região metropolitana do Recife – Pernambuco de acordo com a Portaria MS Nº 518/GM de 25 de março de 2004. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2010, São Luís, p. 1-12.
- TUCCI, C. E. M.; CABRAL, J. J. S. P. 2003. **Qualidade da água subterrânea**. Porto Alegre, Recife: IPH, UFRGS, CT, UFPE, 53p.
- ZILLMER, T. A.; VARELLA, R. F.; ROSSETE, A. N. 2007. Avaliação de algumas características físico-químicas da água do Ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina – MT. **Holos Environment**, 7(2):123-138.