



Sociedade & Natureza

ISSN: 1982-4513

Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Geografia,
Programa de Pós-Graduação em Geografia

Garcia, Joice Machado; Mantovani, Paloma; Gomes, Raissa Caroline;
Longo, Regina Márcia; Demanboro, Antônio Carlos; Bettine, Sueli do Carmo
Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos

Sociedade & Natureza, vol. 30, núm. 1, 2018, Janeiro-Abril, pp. 228-254

Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Geografia, Programa de Pós-Graduação em Geografia

DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v30n1-2018-10>

Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=321363034010>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais informações do artigo
- Site da revista em redalyc.org

UFGV
redalyc.org

Sistema de Informação Científica Redalyc

Rede de Revistas Científicas da América Latina e do Caribe, Espanha e Portugal

Sem fins lucrativos acadêmica projeto, desenvolvido no âmbito da iniciativa
acesso aberto

Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos

Environmental degradation and water quality in urban rivers springs

Joice Machado Garcia¹
Paloma Mantovani²
Raissa Caroline Gomes³
Regina Márcia Longo⁴
Antônio Carlos Demanboro⁵
Sueli do Carmo Bettine⁶

Resumo

A qualidade de um curso hídrico está diretamente relacionada às alterações verificadas na bacia hidrográfica. O uso e ocupação do solo exercem fundamental influência no escoamento superficial para estes cursos, podendo alterar sua qualidade e quantidade. O distrito de Barão Geraldo (Campinas/SP) faz parte parcialmente da bacia do Ribeirão das Pedras, que nasce entre o Alto Taquaral e o Jardim Primavera, e que, após passar pela sede do distrito, desemboca na margem esquerda do rio Anhumas. Este, por sua vez, desemboca na margem esquerda do rio Atibaia, importante rio do estado de São Paulo. Este trabalho visou avaliar os impactos ambientais nas nascentes da bacia do Ribeirão das Pedras, a fim de se verificar a qualidade das mesmas por meio da Matriz de Leopold e Índice de Qualidade de Águas (IQA). Por meio de imagens de satélite, carta topográfica e visitas a campo localizaram-se treze nascentes distribuídas ao longo da bacia, sendo aplicado o IQA em seis nascentes principais. A análise do IQA permitiu a classificação de 5 das 6 nascentes como “BOA”, ainda que as mesmas apresentassem irregularidades para alguns parâmetros. Verificou-se pela matriz, que o parâmetro mais impactante nas nascentes era o não cumprimento do raio de mata ciliar, indicando que as medidas a serem tomadas preferencialmente neste momento dizem respeito à sua recuperação.

¹ Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUCC, São Paulo, Brasil
joice_garcia@hotmail.com

² Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUCC, São Paulo, Brasil
mantovanipaloma@gmail.com

³ Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, São Paulo, Brasil. raissa.gomes@unesp.br

⁴ Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUCC, São Paulo, Brasil
regina.longo@puc-campinas.edu.br

⁵ Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUCC, São Paulo, Brasil
demanboro@puc-campinas.edu.br

⁶ Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUCC, São Paulo, Brasil
bettine@puc-campinas.edu.br

Recebido em: 04/05/2017; Aceito em: 19/04/2018

Palavras Chave: Recursos hídricos. Matriz de avaliação de impacto. Ribeirão das Pedras.

Abstract

The quality of a watercourse is directly related to changes in the river basin. The use and occupation of the soil exert a fundamental influence on the surface runoff for these courses, being able to alter its quality and quantity. The district of Barão Geraldo (Campinas/ SP) is part of the Ribeirão das Pedras basin, which is born between Alto Taquaral and Jardim Primavera, and which, after passing through the district headquarters, flows into the left bank of the Anhumas river. This, in turn, ends at the left bank of the Atibaia river, an important river in the state of São Paulo. This work aimed to evaluate the environmental impacts in the springs of the Ribeirão das Pedras basin, in order to verify their quality through the Leopold Matrix and the Water Quality Index (IQA). Through satellite images, topographic charts and field visits, thirteen springs were distributed along the basin, and the IQA was applied to six main springs. The IQA analysis allowed the classification of 5 of the 6 springs as "GOOD", even though they presented irregularities for some parameters. It was verified by the matrix that the most striking parameter in the springs was the non-compliance of the ray of riparian forest, indicating that the measures to be taken preferably at this moment are related to its recovery.

Keywords: Water resources. Impact Assessment Matrix. Ribeirão das Pedras.

Introdução

As bacias hidrográficas são formadas nas regiões mais altas do relevo delimitadas por divisores, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático (UNIARA, 2007). As nascentes podem ser conceituadas de várias formas: manifestações superficiais de lençóis subterrâneos; descarga superficial natural de água grande o suficiente para formar pequenos córregos; ou um ponto onde a água subterrânea emerge na superfície (FELIPPE, 2009).

Em áreas urbanas, as bacias hidrográficas se constituem como a mais adequada unidade de planejamento para o uso e exploração de recursos naturais, pois seus limites são imutáveis dentro do horizonte de planejamento urbano, facilitando o acompanhamento das alterações

naturais ou introduzidas pelo homem. Assim, o disciplinamento do uso e da ocupação da bacia é o meio mais eficiente de controle dos recursos hídricos (VAEZA *et al.*, 2010).

No contexto das áreas urbanizadas, o conceito de “serviços ambientais” perde vitalidade frente a necessidade de utilização do espaço para fins de moradia, atividades econômicas, sociais e culturais. Entretanto, quando tal necessidade de uso provoca alterações nas condições ambientais, prejudicando a qualidade de uso destes espaços, surge a necessidade de se identificar e agir no sentido de restaurá-las por meio da recuperação dos processos naturais intrínsecos a estes ambientes, e que se constituem na sua função natural, sem deixar de se considerar o grau de consolidação e a qualidade do espaço urbano (BRASÍLIA, 2016).

Considera-se impacto ambiental as alterações das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente, e a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986).

Por consequência do impacto ambiental, tem-se a degradação ambiental: alteração adversa das características do meio ambiente (BRASIL, 1981). Estas alterações precisam ser avaliadas, pois apresentam variações, podendo ser positivas ou negativas, grandes ou pequenas. Para esta avaliação, empregam-se diversos métodos, sendo um deles a matriz de avaliação. Inicialmente proposta por Leopold em 1971, esta matriz é um método que tem por objetivo facilitar a visualização e atribuição de valores sobre os impactos nos diferentes elementos do meio, além de propor uma visualização geral dos possíveis impactos sobre os componentes (AMORIM e CORDEIRO, 2004). Ribeiro *et al* (2012) e Zangirolami *et al* (2015) adaptaram a matriz de avaliação de impacto para áreas florestadas urbanas.

Para a avaliação dos danos promovidos às nascentes é viável a utilização de índices ambientais a fim de se monitorar alterações no meio. Diante desta situação, utilizou-se o Índice de Qualidade das Águas (IQA) proposto em 1970 nos Estados Unidos pela *National Sanitation Foundation*. Desde 1975 é utilizado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) e atualmente é o principal índice de qualidade da água do país.

Assim, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os principais impactos ambientais que estão promovendo alteração na qualidade das águas nas nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras no município de Campinas/SP.

Material e métodos

Área de estudo

Localizada a noroeste do município de Campinas, SP, a bacia do Ribeirão das Pedras, delimitada pelas coordenadas 22°47'10" e 22°52'20" S, e 47°07'15" e 46°02'15" O abrange uma área aproximada de 29,7 km², onde residem aproximadamente 36 mil habitantes.

O município de Campinas/SP, por sua proximidade com o Trópico de Capricórnio e sua altitude (500 - 1.100 m) possui clima tipicamente subtropical. Segundo Damame (2016), o clima local é tido como mesotérmico com verões quentes e invernos secos. É ainda fortemente influenciado pela massa Equatorial Continental, Tropical Atlântica e Polar Atlântica. A pluviometria média varia entre 35,4 mm (junho) a 180,3 mm (janeiro), sendo o total anual médio de 1424,5 mm. O solo é em sua maioria Latossolo Vermelho Escuro álico textura argilosa (80%) e o restante (20%), Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico textura médio-argilosa com inserções de solos hidromórficos. A ocupação da área de drenagem se dá por 52,6% de construções, 33,7% para fins agrícolas e 12,2% áreas vegetadas.

Quanto à administração dos recursos hídricos, a bacia do Ribeirão das Pedras pertence à Bacia do Médio Tietê, composta pela bacia

hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ); Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRH) número 5.

Análise dos impactos ambientais

A identificação e avaliação dos impactos foi estabelecida a partir da Matriz de Leopold e modificada por Ribeiro *et al.* (2012) e Zangirolami (2015): identificou-se a temporalidade das consequências dos impactos (passado, atual e/ou futuro), a incidência de ocorrência (direta ou indireta), e a abrangência de suas consequências (pontual, local ou regional).

A classificação do impacto foi realizada de acordo com quatro indicadores (Severidade/ Significância/ Probabilidade/ Reversibilidade) estabelecidos por Ribeiro *et al.* (2006). A ponderação consistiu em apresentar uma situação analítica que se baseia em um sistema de resultados numéricos; assim, quando a classificação de um impacto apresentar-se significativa, deve ser direcionada ao mesmo maior atenção no plano de recuperação.

A interpretação da qualidade ambiental das nascentes foi realizada por meio da análise das condições do ambiente em torno das mesmas. Estabeleceu-se um limite máximo e mínimo para discussão dos resultados das matrizes: o máximo, de 225 pontos, é referente ao valor máximo de cada linha da matriz (75) vezes três nascentes analisadas. O mínimo, de 48 pontos, é referente ao valor mínimo de cada matriz (16) vezes três nascentes analisadas.

Algumas nascentes (P02, P03, P04, P07, P10, P11, P13), por estarem dentro de áreas particulares não puderam ser avaliadas. Desta forma, a abordagem metodológica aplicada foi adaptada de Sardinha, Conceição e Godoy (2010). Para quantificação de cada impacto, aplicou-se um índice de análise ambiental simplificado, ainda segundo mesmo autor. De acordo com a condição verificada para cada impacto, atribuiu-se uma pontuação de 0 a 2, sendo o primeiro representativo de mínimo grau de impacto e o último, alto grau. Após atribuição, somaram-se os valores de cada nascente, gerando

uma escala de 0 a 10, de forma que os pontos classificados com valor entre 0 e 3 classificam-se como área pouco impactada, de 4 a 6, moderadamente impactada e de 7 a 10, impacto alto ou preocupante.

Análise de Qualidade da Água e cálculo do IQA

As análises físico-químicas da água foram realizadas em triplicata, sendo a amostragem realizada no mês de julho de 2016 nos pontos 1, 5, 6, 8A, 8B e 12 cujo qual o acesso foi possível. Analisaram-se os parâmetros: oxigênio dissolvido (oxímetro – CETESB, 2011), pH (potenciômetro – BRASIL, 2009), temperatura da água (oxímetro – BRASIL, 2009), turbidez (turbidímetro – BRASIL, 2009), DBO(5,20) (oxímetro e incubação – APHA, 2005), sólidos totais (gravimetria – APHA, 2005), fósforo total (método do ácido ascórbico – APHA, 2005), nitrogênio total (digestão e destilação – Kjeldahl – APHA, 2005) e coliformes termotolerantes (método dos tubos múltiplos – BRASIL, 2009). O procedimento foi realizado de acordo com as técnicas descritas pela CETESB (2015). A análise foi feita com base nos parâmetros que influenciam no IQA, sendo este calculado posteriormente pelo produtório ponderado das variáveis que o integram, através da seguinte fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}; \quad \text{sendo} \quad \sum_{i=1}^n w_i = 1$$

onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas (número entre 0 e 100);

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração (número entre 0 e 100);

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, atribuído em função da sua importância para a qualidade (número entre 0 e 1),

n = número de variáveis constituintes do IQA.

Os nove parâmetros utilizados para o cálculo do IQA (oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, temperatura, fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio, resíduos totais e turbidez), em sua maioria indicadores de contaminação pelo lançamento de esgotos domésticos e seus

respectivos pesos estão descritos na CETESB (2015). A avaliação final é expressa numericamente por valores que variam na escala de 0 a 100. Para cada conjunto de valores há uma qualificação específica, que varia de acordo com os estados brasileiros, e pode ser representada na forma de cores conforme CETESB (2015).

A facilidade de interação com o público leigo e a representação de diversas variáveis em um número são vantagens do IQA. No entanto, a desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais (PIASENTIN, 2009), além de apresentar limitações, uma vez que o mesmo não analisa parâmetros importantes para o abastecimento, tais como metais pesados e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água.

Análise dos dados

A análise exploratória dos resultados foi constituída de valores médios, mínimos e máximos, além do coeficiente de variação e do desvio padrão. Os dados foram submetidos a análise de variância no software Assistat 7.7 e quando o valor do teste F indicou efeito significativo foi utilizado o teste de Tukey ($p < 0,05$) visando verificar diferenças significativas dos parâmetros físico-químico-biológicos da água.

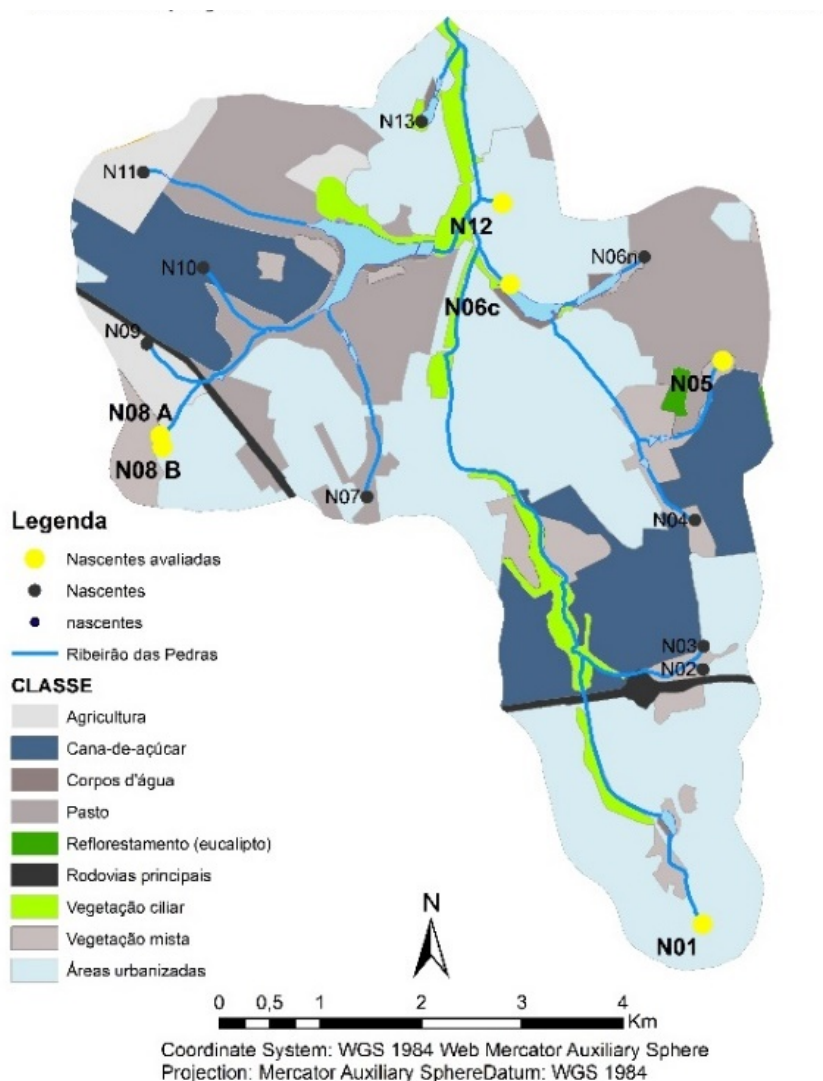
As médias foram confrontadas com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas superficiais. Escolheu-se para comparação dos resultados a classe mais restritiva (Classe 1), que inclui águas cujo uso pode ser destinado ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas. Os valores obtidos para o IQA foram comparados com os limites estabelecidos pela CETESB (2015).

Resultados e discussão

Avaliação dos impactos ambientais

A identificação e o mapeamento das nascentes foi feita utilizando imagens de satélite, cartas topográficas e visitas aos locais, sendo identificadas, desta forma, 13 nascentes (Figura 1), cujas coordenadas são apresentadas na Tabela 1:

Figura 1. Localização e uso e ocupação do solo das nascentes avaliadas no Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.



Fonte: org. dos autores, 2017.

Tabela 1. Coordenadas de localização das nascentes do Ribeirão das Pedras.

Ponto	Coordenada de localização	
	Lat. (S)	Long. (O)
01	22°51'45.60"	47° 3'24.68"
02	22°50'30.43"	47° 3'24.64"
03	22°50'23.61"	47° 3'24.38"
04	22°49'55.31"	47° 3'21.47"
05	22°48'59.32"	47° 3'18.32"
06	22°48'28.63"	47° 3'43.47"
07	22°49'39.49"	47° 5'12.34"
08	22°49'23.80"	47° 6'19.16"
09	22°48'54.30"	47° 6'22.95"
10	22°48'31.19"	47° 6'5.85"
11	22°48'18.78"	47° 5'32.50"
12	22°48'12.84"	47° 4'28.99"

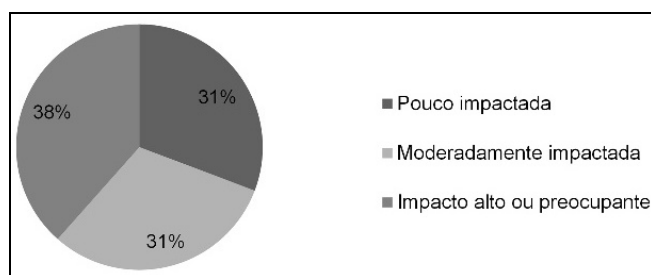
Fonte: org. dos autores, 2017.

Entre os anos de 2009 e 2014 as áreas urbanas passaram a ocupar uma maior porção nas áreas em estudo, havendo uma diminuição nas áreas rurais. Segundo Damame (2016) o crescimento da malha urbana se dá sobre os principais tipos de solo da bacia (Argissolos e Latossolos), ricos em nutrientes, o que é essencial para o bom estabelecimento da vegetação nativa, além de ter elevada importância agrícola, principalmente na produção de alimentos.

Ainda segundo mesmo autor, o percentual de uso rural decaiu de forma acentuada de 77% em 1962, para 29% em 2014, revelando substituição das áreas rurais por urbanas. A proporção de área vegetada subiu entre 2009 e 2014, pois levou-se em consideração as áreas de mata ciliar, que foram restauradas por planos de ação da prefeitura de Campinas desde 2009. Também se considerou como áreas vegetadas pastos sujos, localizados no interior das áreas de pecuária, devido a sua cobertura e importância na infiltração de água no solo e recarga de aquíferos e as áreas abandonadas do ponto de vista agrícola.

Seguindo metodologia definida por Sardinha, Conceição e Godoy (2010) foi possível observar o grau de impacto sofrido por cada nascente (Figura 2).

Figura 2. Porcentagem de impacto ambiental para as nascentes avaliadas no Ribeirão das Pedras - Campinas/SP. .



Fonte: org. dos autores, 2017.

A análise dos dados permitiu observar que 38% das nascentes apresentaram alto ou preocupante nível de impacto e 31% apresentou impacto moderado, sendo assim 69% de nascentes consideravelmente impactadas. Na análise do raio de mata ciliar, fundamental para preservação de qualquer corpo hídrico, verificou-se que somente em um ponto (P08A) o limite do Código Florestal (BRASIL, 2012) foi respeitado. Concomitantemente, esta foi a nascente que apresentou o menor resultado na aplicação da avaliação de impacto simplificada, justamente por estar inserida em uma unidade de conservação – ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico) - Mata de Santa Genebra.

Segundo Etto *et al.* (2013) a cobertura vegetal na Bacia do Ribeirão das Pedras vem sofrendo fortes pressões antrópicas, o que é refletido de forma direta na cobertura vegetal das áreas das nascentes, impactando a qualidade das águas dos locais envolvidos.

Com relação aos aspectos vegetativos, foram avaliados seis possíveis impactos nas nascentes, e os resultados obtidos são apresentados na Figura 3a. O impacto ambiental mais significativo no aspecto vegetativo é a

ausência de raio ciliar, com 275 pontos. A mata ciliar é aquela que margeia os corpos d'água, tendo comumente porte arbóreo, e sua remoção causa prejuízos incontestáveis para a natureza de modo geral. A sua manutenção é fundamental para a preservação do rio e do solo do entorno, bem como para melhorar a capacidade de infiltração, além de exercer a transpiração, contribuindo para evapotranspiração e consequentemente para a manutenção do ciclo da água (VAZ; ORLANDO, 2012).

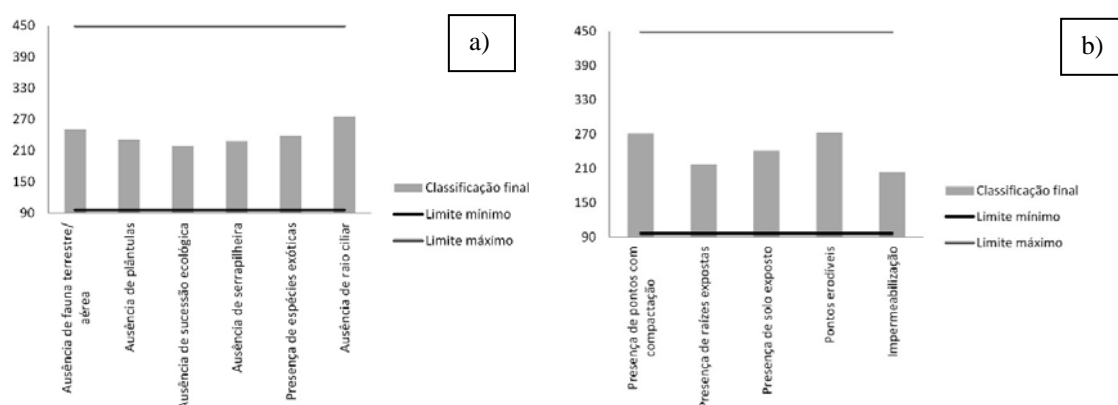
A alta pontuação com relação à ausência de raio ciliar, neste caso, se dá principalmente pela localização das nascentes antropizadas, as quais tiveram suas matas ciliares completamente prejudicadas pela urbanização. A eficiência ambiental das matas ciliares é extremamente importante, pois hidrologicamente, exercem ação de proteção física contra a poluição da água (MARTINS *et al.*, 2014).

Com relação à caracterização do solo (Figura 3b), a presença de pontos erodíveis, com 272 pontos caracteriza-se como o impacto mais significativo, seguido pela presença de pontos com compactação, com 270 pontos. Consideram-se pontos erodíveis aqueles onde é possível notar o desgaste das camadas superficiais do solo, geralmente associados a canais de escoamento de água. Estes devem passar por manutenção periódica de forma a evitar o avanço dos processos erosivos (VIANA; ROCHA, 2009).

Na compactação do solo há aumento de massa por unidade de volume resultando em aumento na densidade, na resistência à penetração de raízes e na microporosidade, o que contribui para a redução da porosidade total e da macroporosidade e, consequentemente, pode causar modificações na retenção de água do solo decorrentes das alterações sofridas na distribuição de poros. Portanto, as mudanças desses parâmetros físicos em razão do sistema de manejo do solo podem implicar em alterações físicas que determinam condições ideais ou limitantes ao desenvolvimento vegetal (LIMA; PETTER; LEANDRO, 2015). A alta pontuação dos respectivos impactos deve-se principalmente à ausência da mata ciliar no entorno das

nascentes, como citado anteriormente, deixando o solo exposto à ação da chuva e fluxo de pessoas, possibilitando a compactação de maneira contínua e constante.

Figura 3. a) Aspecto vegetativo e b) Caracterização do solo nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.



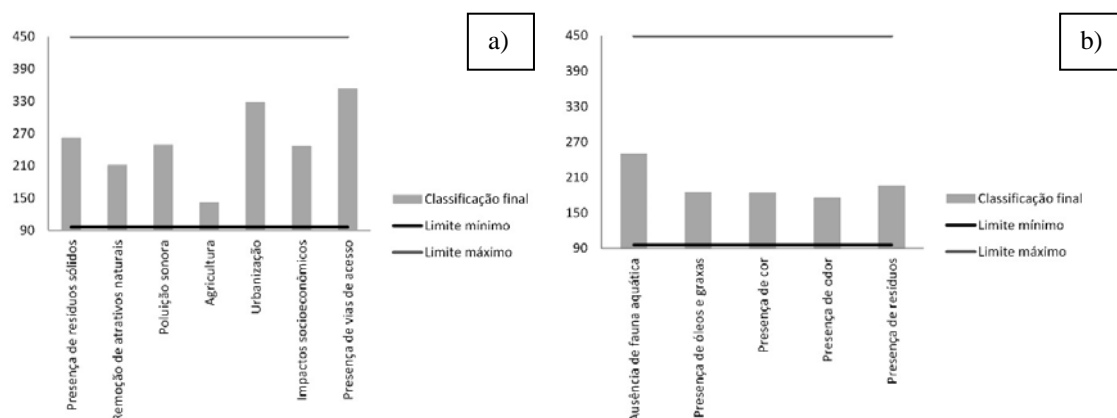
Fonte: org. dos autores, 2017.

Em relação à intervenção antrópica, foram avaliados sete impactos (Figura 4a), sendo a presença de vias de acesso, com 353 pontos o mais agravante, seguido da urbanização, com 328 pontos, uma vez que os dois impactos estão conectados.

A composição do sistema natural é tão complexa que qualquer alteração em suas características pode afetar as interações dos elementos ecossistêmicos. De maneira geral, o município de Campinas/SP vem sofrendo sensíveis modificações na sua cobertura vegetal original em função da expansão acentuada na sua malha urbana (RIBEIRO *et al.*, 2015). Neste sentido, vários podem ser os resultados do processo de ocupação dos habitats naturais, inclusive impactos ambientais negativos, como intensificação do processo erosivo, alterações na hidrologia e declínio da biodiversidade. A situação se agrava com a ocupação de regiões localizadas em mananciais,

pois as bacias mais impactadas são aquelas que sofrem processo de ocupação acelerada e não planejada (FENGLER *et al.*, 2015).

Figura 4. a) Intervenção antrópica; b) Qualidade da água nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.



Fonte: org. dos autores, 2017.

As altas pontuações foram causadas principalmente pelo fato das nascentes constituírem uma bacia hidrográfica relativamente urbanizada, onde mesmo as nascentes consideradas preservadas contam com a existência de vias de acesso.

Em relação à qualidade da água (Figura 4b), o impacto mais significativo diz respeito à ausência de fauna aquática. Por se tratar de nascentes, era esperado este resultado. Com exceção deste parâmetro, não foi verificado em quaisquer nascentes a presença de óleos e graxas. A nascente 5, por estar ao lado de uma estrada de terra apresentou coloração amarelada. As nascentes 6, 8A, 8B e 12, por estarem inseridas ou próximas de um ambiente urbano, apresentaram resquícios de resíduos.

A Figura 5 sintetiza os principais impactos verificados em campo por nascente.

Figura 5. Principais impactos nas nascentes localizadas no Ribeirão das Pedras – Campinas/SP.

	Impactos
P01	Ausência de raio ciliar; presença de pontos com compactação; pontos erodíveis; poluição sonora, urbanização; impactos socioeconômicos e presença de vias de acesso
P05	Ausência de raio ciliar; presença de vias de acesso
P06	Presença de pontos com compactação; pontos erodíveis, poluição sonora; urbanização; impactos socioeconômicos e presença de vias de acesso
P08A	Presença de vias de acesso
P08B	Urbanização
P12	Presença de resíduos sólidos; urbanização; presença de vias de acesso

Fonte: org. dos autores, 2017.

Parâmetros físico-químicos e biológicos da água

A Tabela 2 apresenta a estatística descritiva dos parâmetros analisados para a discussão da qualidade da água nas nascentes do Ribeirão das Pedras em Campinas/SP.

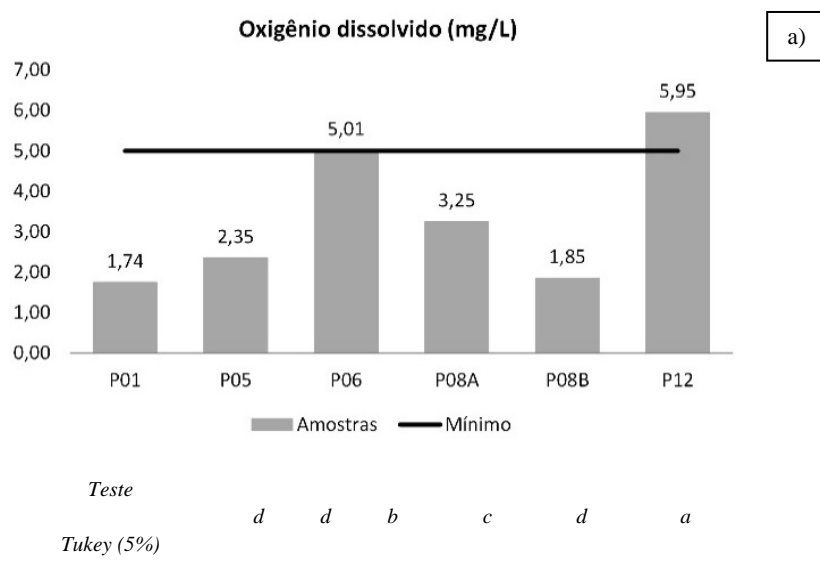
Tabela 2. Estatística descritiva de amostras de água coletada nas nascentes localizadas no Ribeirão das Pedras – Campinas/ SP.

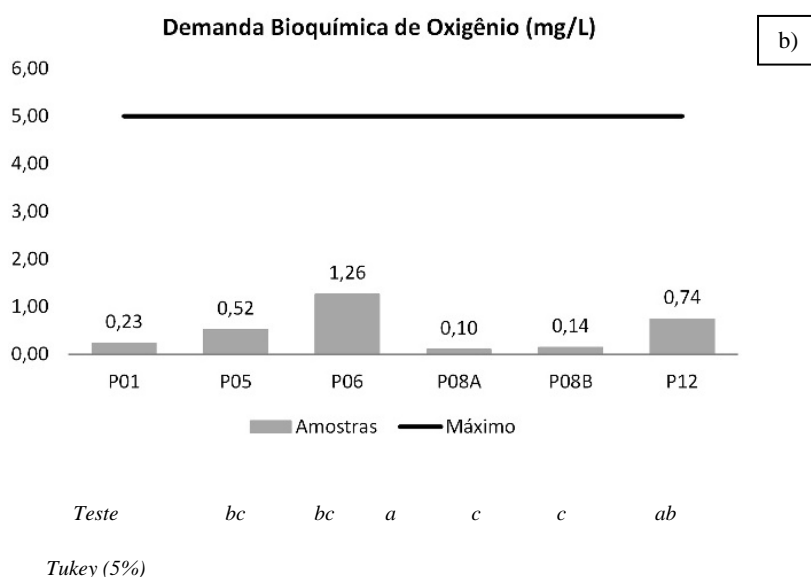
<i>Parâmetro</i>	<i>Média (M)</i>	<i>Menor valor (mín)</i>	<i>Maior valor (máx)</i>	<i>Desvio Padrão</i>	<i>CV (%)</i>
<i>OD (mg/L)</i>	3,34	1,62	6,31	1,60	47,9
<i>DBO (mg/L)</i>	0,54	0,01	1,5	0,42	77,1
<i>pH</i>	7,04	5,3	9,0	1,03	14,1
<i>Turbidez (NTU)</i>	3,56	0,02	15,17	5,31	149
<i>Temp. (°C)</i>	19,67	17,9	20,7	0,62	3,2
<i>Cond. Elétrica (us/cm)</i>	118,8	29,4	199,9	37,6	42,4
<i>P- total (mg/L)</i>	0,045	.0327	.0709	0,011	23,8
<i>Sólidos Totais (mg/L)</i>	206,6	20	760	213,74	103,4
<i>N-total (mg/L)</i>	21,49	0,1	81,29	26,12	121,5
<i>Coliformes term.</i>	4	2	6	1,0	42,8

Fonte: org. dos autores, 2017.

O oxigênio dissolvido (OD) é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de OD, pois este é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Em contrapartida, águas límpidas tendem a apresentar OD mais elevado, exceto em casos em que condições naturais, como espessura da lâmina de água, temperatura e pressão causem baixos valores deste parâmetro (BRASÍLIA, 2016). As reações bioquímicas que utilizam o oxigênio aumentam com a elevação da temperatura, portanto, o nível de OD tende a ser mais crítico no verão, onde sua solubilidade em água diminui e, principalmente em águas eutrofizadas, seu consumo aumenta (PIASENTIN, 2009). A Figura 6a apresenta os valores observados nas nascentes para teor de oxigênio dissolvido.

Figura 6. a) Teor de oxigênio dissolvido (mg/L); b) Demanda Bioquímica de Oxigênio nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.





*Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo Teste Tukey 5%
 Fonte: org. dos autores, 2017.

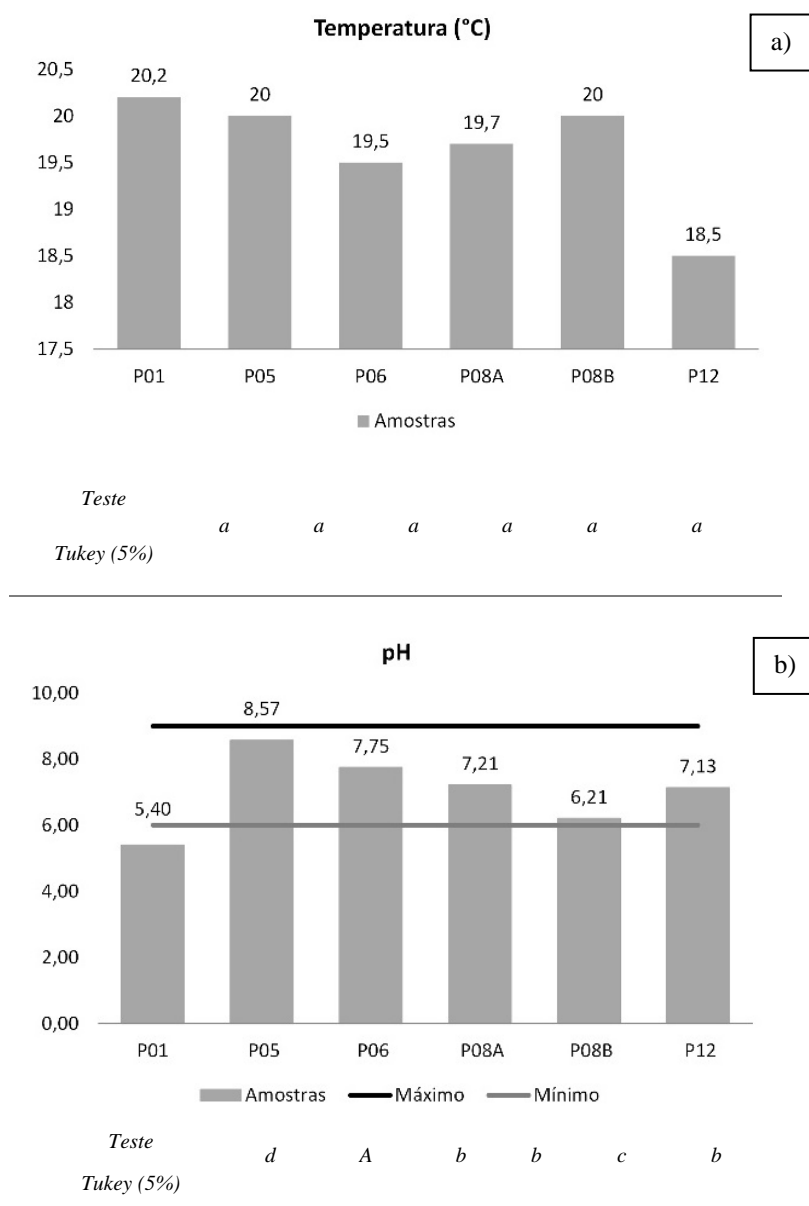
As nascentes avaliadas possuíam baixa espessura de lâmina de água, o que diminui a concentração de OD. Desta forma, somente as nascentes P06 e P12 atenderam à condição mínima de OD exigida pela legislação (CONAMA 357/2005 e Decreto 8468/1975).

Os valores encontrados para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) estão apresentados na Figura 6b. Este parâmetro representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água através da decomposição microbiana aeróbia (ANA, 2015). Altas taxas de DBO indicam lançamento de cargas orgânicas, e corrobora para diminuição do valor de OD (XAVIER, 2005). Os valores encontrados para a DBO estão de acordo com a legislação, respeitado o limite máximo de consumo de 5 mg/L em 5 dias a 20°C, sendo o maior valor encontrado no ponto P06 (1,26 mg/L) e o menor no ponto P08A (0,10).

Com relação à temperatura, sabe-se que este é um dos parâmetros físicos mais importantes nos estudos dos ecossistemas aquáticos, uma vez que influencia diretamente a cinética dos processos metabólicos oxidativos vitais, como a respiração e solubilidade dos gases dissolvidos (QUEIROZ,

2003). Despejos industriais ou altas cargas orgânicas elevam a temperatura da água e também diminuem a quantidade de oxigênio, modificando toda a vida aquática. Todas as nascentes avaliadas apresentaram valores de temperatura entre 18 e 21°C, sendo este valor isento de qualquer preocupação, assim como mostra a Figura 7a.

Figura 7. a) Temperatura (°C); b) pH nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.



*Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo Teste Tukey 5%
 Fonte: org. dos autores, 2017.

Em relação ao pH, sabe-se que valores elevados estão associados a presença de bicarbonatos e carbonatos, além disso, períodos prolongados de estiagem podem contribuir para o aumento do pH. O pH da água influencia de modo direto a manutenção da vida aquática, sendo que o seu controle em águas para abastecimento é necessário, pois afeta o processo de tratamento e pode contribuir para a corrosão de estruturas. Esta corrosão pode adicionar constituintes para a água, tais como ferro e chumbo. Elevadas concentrações de matéria orgânica diminuem o pH, aumentando a acidez do corpo d'água (PIASENTIN, 2009).

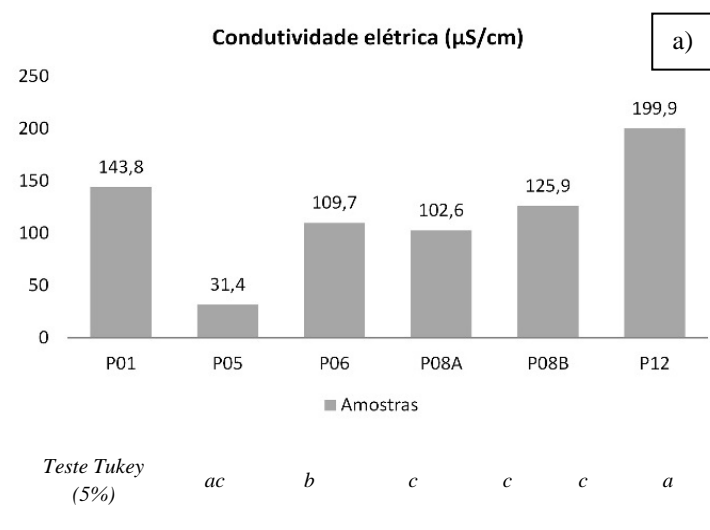
A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece que para a proteção da vida aquática o pH deve estar entre 6 e 9. Desta maneira apenas a nascente P01 apresentou valores inferiores ao limite estabelecido pela legislação. A nascente P05 apresentou valores superiores e diferença significativa em relação aos demais, sendo que as outras apresentaram valores próximos à neutralidade, explicitadas na Figura 7b. Marmontel e Rodrigues (2015), e Donadio *et al.* (2005) observaram valores próximos a neutralidade em solo com vegetação natural: quanto menor a flutuação nos valores de pH, melhor a manutenção da vida aquática (SILVA, 2007).

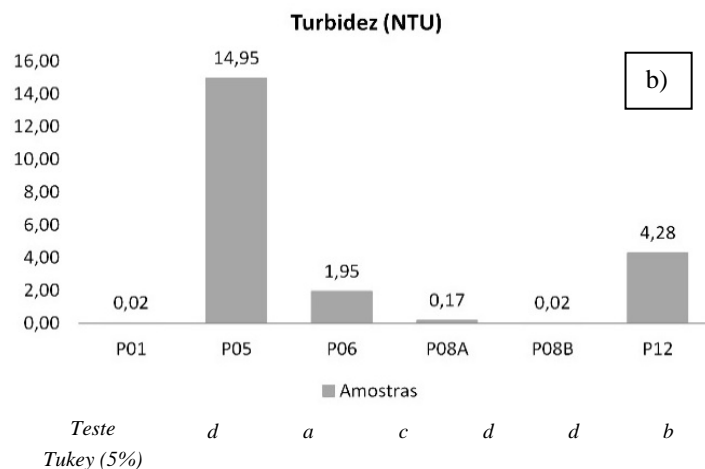
A condutividade elétrica está relacionada à concentração de íons dissolvidos no corpo de água, portanto, quanto maior a concentração desses íons, maior o valor da condutividade elétrica (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, 2016). A resolução 357/05 do CONAMA não preconiza limites aceitáveis de condutividade, e, portanto, seu parâmetro não é considerado no cálculo do Índice de Qualidade de Águas. Segundo Lôndero *et al.* (2016), somente alguns países ou regiões determinaram limites para a condutividade, variando de 500µS/cm (ANZECC, 2010) a 800µS/cm (KPDES, 2010), tidos como o máximo aceitável antes que o meio seja considerado como de caráter salino e impróprio à vida aquática.

A Figura 8a apresenta os valores obtidos para condutividade. Considerando os valores obtidos para as nascentes avaliadas, todos se encontram bastante abaixo da faixa “permitida” pelas legislações estrangeiras.

A turbidez indica o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Esta atenuação ocorre pela absorção e espalhamento da luz causada por sólidos em suspensão. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas (SÃO PAULO, 2009). Nas nascentes analisadas a turbidez apresentou valores abaixo do limite de 100 NTUs estabelecido pela legislação em todos os pontos, como explicitado na Figura 8b. Porém o P05 apresentou os maiores valores. Medeiros *et al.* (2013) observaram que a qualidade da água em bacias hidrográficas é alterada em função dos processos erosivos que transportam sedimentos ao curso d'água, elevando dessa forma a turbidez, sendo tais problemas solucionados pelo ordenamento do uso, da ocupação e do manejo dos solos que a compõe.

Figura 8. a) Condutividade elétrica; b) Turbidez nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.





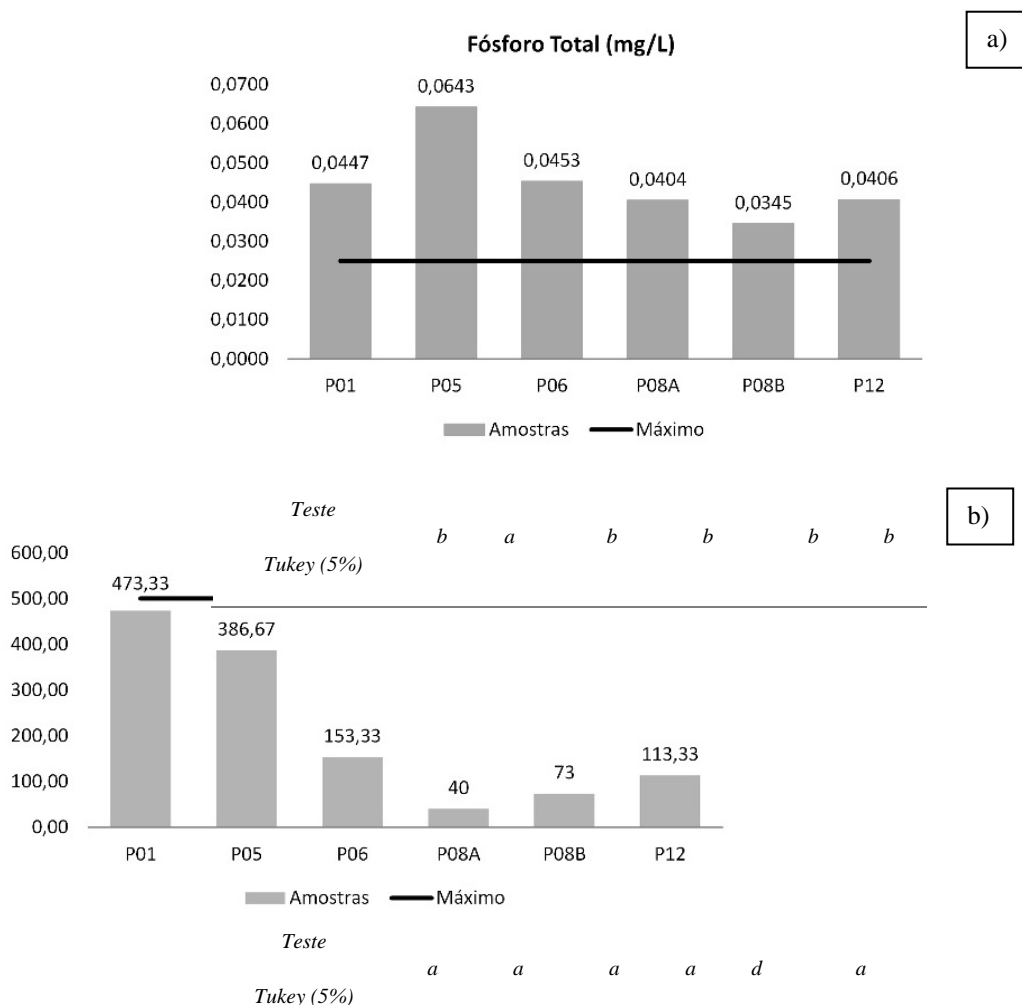
*Médias

mesma letra não diferem significativamente pelo Teste Tukey 5%

Fonte: org. dos autores, 2017.

seguidas pela

O fósforo é um importante nutriente para os processos biológicos e em excesso pode causar a eutrofização das águas. Sua presença em águas naturais é devido principalmente às descargas de esgotos sanitários e efluentes industriais, bem como pela drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas (SÃO PAULO, 2009). Adotando como referência o valor limite permitido pelo CONAMA 357/2005 de 0,025 mg/L, observa-se na Figura 9a que todas as nascentes apresentam concentrações superiores à permitida, causadas provavelmente pelo lançamento de matéria orgânica, seja ela de efluentes industriais, esgotos domésticos ou até mesmo matéria orgânica natural proveniente da decomposição da vegetação ao redor.

Figura 9. a) Teor de fósforo; b) Sólidos totais nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.

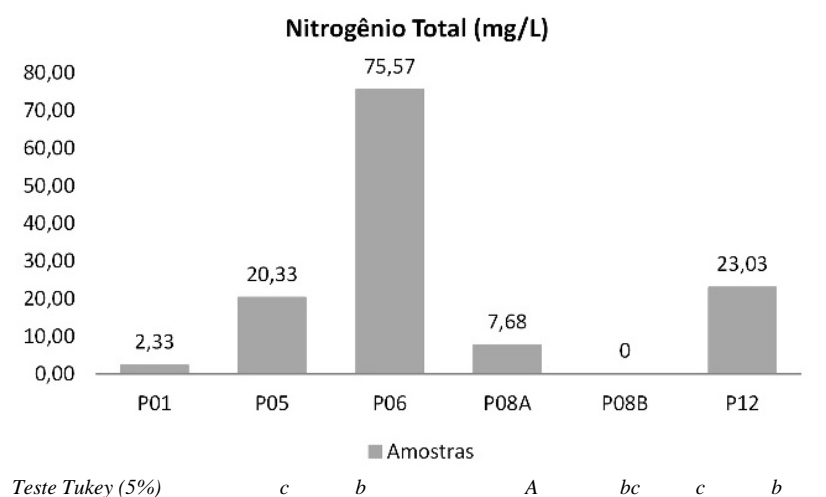
*Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo Teste Tukey 5%
 Fonte: org. dos autores, 2017.

A concentração de sólidos totais, quando em excesso nos leitos dos corpos d'água, pode causar assoreamento do mesmo. Os valores encontrados relacionam-se diretamente com os valores de fósforo total, de forma que, quanto maior a concentração de fósforo total, maior a concentração de sólidos totais. No entanto, todos os valores enquadraram-se dentro do exigido pela legislação, de 500 mg/L, conforme pode ser verificado na Figura 9b e as nascentes não apresentaram diferenças significativas ($< 0,05$). Gomes *et al.* (2016) analisando a concentração de sólidos totais ao longo do

curso do Ribeirão das Pedras observaram uma maior concentração de sólidos em épocas de chuva, embora todos os pontos amostrados apresentassem valores abaixo do permitido pela legislação.

A concentração de nitrogênio total foi superior à permitida em legislação. Os valores elevados foram encontrados nos pontos P01 – 2,3 mg/L; P05 – 20,33 mg/L; P06 – 75,57 mg/L; P08A – 7,68 mg/L; P08B – 0 mg/L e P12 – 23,032 mg/L e estão exibidos na Figura 10, apontando desta forma que as águas vem sofrendo influência do uso e ocupação das áreas de seu entorno. A única nascente que apresenta teor de nitrogênio dentro do permitido é a nascente P08B, localizada dentro da Mata de Santa Genebra, sendo que os valores encontrados não diferiram significativamente das nascentes localizadas no P01 e P08A. O uso e ocupação da bacia podem estar interferindo de forma direta com as alterações encontradas para os teores de nitrogênio total.

Figura 10. Teor de nitrogênio total nas nascentes do Ribeirão das Pedras - Campinas/SP.



*Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo Teste Tukey 5%
 Fonte: org. dos autores, 2017.

Em relação à presença de coliformes termotolerantes, o resultado obtido para as nascentes avaliadas apresentaram-se baixos (<2 N.M.P), sendo que as nascentes não diferiram estatisticamente entre si. A aplicação deste tipo de análise é necessária para avaliação das condições sanitárias da água, e para isso, utilizam-se bactérias que atuam como indicadores de poluição fecal. A presença de coliformes na água indica poluição, com risco potencial da presença de organismos patogênicos (SIQUEITA *et. al*, 2010). Segundo Barros *et al.* (2015) as elevadas concentrações bacterianas possuem uma relação direta com os elevados valores de turbidez, cor e cloro residual. Laroche *et al.* (2010) observaram que os parâmetros como pH, temperatura e turbidez influenciam o crescimento populacional bacteriano.

Índice de Qualidade da Água (IQA)

Após a plotagem do resultado de cada parâmetro em seu gráfico relativo, e tendo em mãos um valor (Q) entre 0 e 100, multiplicou-se este valor por seu peso correspondente, obtendo desta forma um índice para cada parâmetro. A somatória dos índices corresponde ao IQA de cada ponto analisado. De forma geral, as nascentes apresentaram-se preservadas e classificaram-se dentro dos limites esperados, segundo Figura 11.

Figura 11. Interpretação dos resultados do IQA nas nascentes do Ribeirão das Pedras-Campinas/SP.

Nascente	IQA	Interpretação
P01	69	“BOA”
P05	67	“BOA”
P06	74	“BOA”
P08A	80	“ÓTIMA”
P08B	77	“BOA”
P12	76	“BOA”

Fonte: org. dos autores, 2017.

As condições de preservação do ambiente em que estão inseridas as nascentes bem como o nível de antropização ao redor das mesmas são fatores preponderantes na avaliação de impacto ambiental, fatores também observados por Damame *et al.* (2016). Apesar de ter apresentado alterações em alguns parâmetros componentes do IQA (como nitrogênio elevado e baixo OD), as nascentes ainda se caracterizam com boa qualidade, o que já era esperado por se tratar de nascentes preservadas. Em situações onde a interferência antrópica é mínima, como é o caso da Mata de Santa Genebra, melhor a qualidade da água entre as nascentes. Gomes *et al.* (2016) também observaram valores de IQA classificados como “bom” ao longo do curso do Rio das Pedras

Conclusão

Os resultados obtidos no presente trabalho permitiram concluir que apesar das nascentes da bacia do Ribeirão das Pedras estarem inseridas dentro de centros urbanos e sofrerem constantemente com a pressão antrópica, a qualidade de água das mesmas mostrou-se boa, relevando assim a possibilidade de uso para abastecimento após o devido trabalho.

Os impactos mais significantes são decorrentes da aproximação e intervenção antrópica nas mesmas e ausência da mata ciliar, acarretando em alterações nos parâmetros do IQA, tais como teor de nitrogênio e fósforo. As nascentes que se apresentaram mais degradadas são as nascentes P01 e P05, onde a intervenção antrópica é maior. Em contrapartida, as nascentes que apresentaram melhores resultados tanto na avaliação de impacto quanto no IQA foram as nascentes 8A e 8B por estarem inseridas dentro de uma área de preservação ambiental e com intervenção antrópica mínima (Mata de Santa Genebra).

Dessa forma, para que os impactos sejam diminuídos, propõe-se a elaboração de um programa permanente de educação ambiental com

contínuo acompanhamento da população e planejamento urbano voltado para o desenvolvimento sustentável, a fim de mitigar os impactos já verificados e atenuar os que possam vir a ocorrer.

Agradecimentos

À FAPESP pelo apoio financeiro. Ao CNPq, Capes e FAPIC/PUC pelas bolsas concedidas.

Referências

AMORIM, L. M.; CORDEIRO, J. S. **Impactos ambientais provocados pela ocupação antrópica de fundos de vale**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2004.

ANA - Agência Nacional de Águas. Portal da Qualidade das águas. **Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Disponível em: < <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx> >. Acesso em: 05 dez. 2015.

BARROS, L. S. S. *et al.* Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n.3, Porto Alegre, p.668-679, 2015.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 02 de Setembro de 1981. Seção 1, p.16509.

_____. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.

_____. Resolução nº 001, de 23 de Janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a Avaliação de Impacto Ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 de fevereiro de 1986. Seção 1, p.2548-2549.

DAGNINO, R. S. **Riscos ambientais na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras, Campinas / São Paulo**. 2007. 137 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

DAMAME, D. B. **Vulnerabilidade ambiental e atributos do solo nas sub bacias do Rio das Pedras e Baixo Anhumas- Campinas/SP**. 2016. 137 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sistemas de Infraestrutura Urbana, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2016.

_____. *et al.* **Variation of the anthropic vulnerability in Ribeirão das Pedras watershed in Campinas/SP - Brazil**. Geophysical Research Abstracts., v.17, 2015.

DONADIO, N. M. M. *et al.* Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia**, v. 25, n.1, p 115-125, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013>

ETTO, T. L. *et al.* Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas-SP. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rarv/v37n6/08.pdf> >. Acesso em: 16 abr. 2016.

FELIPPE, M. F. **Caracterização e tipologia de nascentes em unidades de conservação de Belo Horizonte – MG com base em variáveis geomorfológicas, hidrológicas e ambientais**. 2009. 277 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia e Análise Ambiental, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

FENGLER, F. H. *et al.* Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 4, p.402-408, abr. 2015. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v19n4/1415-4366-rbeaa-19-04-0402.pdf> >. Acesso em: 03 mar. 2017.

GOMES, Raissa C. *et al.* Water quality index in an Urban Watershed. **International Journal Of Sustainable Development And Planning**, [s.l.], v. 11, n. 6, p.1037-1043, 2016.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (Paraná) (Org.). **Avaliação Ambiental Integrada - Bacia do Rio Piquiri**: Diagnóstico Rec. Hídricos e Ecossistemas Aquáticos II. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/EIA_RIMA/baciapiquiri/g_V_Diagnostico_Rec_Hidricos_e_Ecossistemas_Aquaticos_II.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2016.

LAROCHE, *et al.* Transport of antibiotic-resistant *Escherichia coli* in a public rural karst water supply. **Journal of Hydrology**, v. 392, p.12-21, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.022>

LIMA, L. B.; PETTER, F. A.; LEANDRO, W. M. Desempenho de plantas de cobertura sob níveis de compactação em Latossolo Vermelho de Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 19, n. 11, p.1064-1071, 2015.

MARTINS, M. R. S. *et al.* Educação ambiental: um exemplo de cidadania presente no centro sócio cultural “José Bahia” no município de São Mateus-ES. In: **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, 2014, Belo Horizonte: IBEAS, 2014. p. 1 - 6.

MARMONTEL, C. V. F., RODRIGUES, V. A. Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n.2, p.171-181, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.082014>

MEDEIROS, R.B. *et al.* Implicações da vulnerabilidade ambiental na qualidade das águas superficiais da Bacia do Córrego das Antas, Tupi Paulista/SP. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n.2, p34-50, 2013.

PIASENTIN, A. M. **Índice de Qualidade da Água - IQA da bacia contribuinte do reservatório Tanque Grande, município de Guarulhos, SP**. 2009. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Análise Geoambiental, Universidade Guarulhos, Guarulhos, 2009.

QUEIROZ, A. M. **Caracterização limnológica do lagamar do Cauípe – Planície Costeira do município de Caucaia – CE**. 2003. 204 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza, CE, 2003.

RIBEIRO, A. I. *et al.* Diagnóstico de uma área compactada por atividade minerária, na floresta amazônica, empregando métodos geoestatísticos à variável resistência mecânica à penetração do solo. **Acta Amazônica**, v. 36, n.1, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000100010>

_____. Proposta de diagnóstico ambiental de uma área degradada no Parque Estadual do Juquery, Franco da Rocha, SP. In: **Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental**, 3., 2012, Goiânia. Anais... Goiânia: IBEAS, 2012.

RIBEIRO, F. H. S. *et al.* Urban expansion evaluation from orbital images. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 194, p.143 - 152, 2015. <https://doi.org/10.2495/SC150131>

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB, 2009.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; GODOY, L. H. Índice simplificado na avaliação de impacto ambiental nos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Meio, Leme, São Paulo, Brasil. **Augmdomus**, La Plata, v. 6, dez. 2010.

SILVA, K.C. **Qualidade da água ao longo do rio Capivara no município de Botucatu – SP**, 2007. Dissertação (Mestrado) Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

UNIARA. **O conceito de bacia hidrográfica e importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local**. Araraquara: *Uniara*, v. 20, 2007.

VAEZA, R. F. *et al.* Uso e Ocupação do Solo em Bacia Hidrográfica Urbana a Partir de Imagens Orbitais de Alta Resolução. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 1, p.23-29, 2010.

VAZ, L.; ORLANDO, P. H. K. Importância das matas ciliares para manutenção da qualidade das águas de nascentes: Diagnóstico do ribeirão Vai-Vem de Ipameri-GO. **Encontro Nacional de Geografia Agrária**, Uberlândia, out. 2012. Universidade Federal de Uberlândia (UFU).

VIANA, F. M. F.; ROCHA, C. H. B. **Impactos ambientais em unidades de conservação**. 2009. 25 f. Monografia (Especialização) - Curso de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.

XAVIER, C. F. **Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná**. 2005. 167 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

ZANGIROLAMI, G. F. *et al.* Proposta de recuperação ambiental do entorno da Mata do Quilombo (Campinas/ SP). In: **Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental**, 6., 2015, Porto Alegre. Anais... . Porto Alegre: IBEAS, 2015.