



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Aplicação de indicadores ambientais para análise da água em bacias hidrográficas

Darllan Collins da Cunha e Silva ¹, José Luiz Albuquerque Filho ², Renan Antrizani de Oliveira ³, Roberto Wagner Lourenço ⁴

¹Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp). E-mail: darllanamb@yahoo.com.br; ² Pesquisador do Departamento de Hidrogeologia do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT). E-mail: albuzelu@ipt.br; ³Mestrando em Processos Tecnológicos e Ambientais pela Universidade de Sorocaba (Uniso). E-mail: renan_antrizani@hotmail.com; ⁴ Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), campus de Sorocaba. E-mail: robertow@sorocaba.unesp

Artigo recebido em 03/12/2016 e aceito em 24/02/2017

RESUMO

Indicadores ambientais são importantes mecanismos para a divulgação de informações sólidas e resumidas sobre o estado da água que é um dos recursos naturais de maior importância, cuja qualidade e quantidade disponível depende do uso do solo e manejo antrópico. Portanto, nesse estudo elaborou-se um Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN) que integrou informações do estado da água na bacia hidrográfica do rio Una, utilizando em seu cálculo, bases científicas, parâmetros de qualidade da água e técnicas de geoprocessamento. É possível adaptá-lo as condições financeiras e disponibilidade de informações da área de estudo. A partir dos resultados obtidos, foi possível verificar que valores inadequados do IQAN concentram-se ao sul da bacia hidrográfica e são influenciados pelos baixos valores do OD, uma vez que, é a variável que apresenta o maior peso nesse estudo. Além do OD há outros parâmetros que apresentam valores fora dos limites legais como o fosfato e pH que se encontram ao sul da bacia hidrográfica e colaboraram para baixar ainda mais os valores do IQAN. Estes valores abaixo do esperado são justificados pelas péssimas condições de saneamento básico presentes na área de estudo e pelas atividades agrícolas que utilizam fertilizantes e se encontram em regiões com alta declividade e sem matas ciliares, o que favorece o carreamento de sedimentos para os cursos de água estudados. Palavras-chave: Geoprocessamento, índice, recurso hídrico.

Application of environmental indicators for water analysis in watershed

ABSTRACT

Environmental indicators are important mechanisms to report solid and summarized information about the state of water that is one of the most important natural resources, whose quantity and quality depends on the use of soil and anthropic management. Therefore, in this study was elaborated a Normalized Water Quality Index (IQAN) that integrated information about the water conditions in the Una River Watershed, using in your calculation, scientific bases, water quality parameters and geoprocessing techniques. It is possible to adjust financial conditions and information availability in the study area. Based on the results obtained, was possible to verify that IQAN values are concentrated in the south of the watershed and are influenced by the low values of dissolved oxygen (DO), since this variable has the greatest weight in this study. Besides the DO, are other parameters that present values outside the legal limits as the phosphate and pH found in the south of the watershed and collaborated to lower the IQAN values. These values below expectations are justified by the poor sanitation conditions present in the study area and the agricultural activities using fertilizers in regions with high declivity without riparian forests, which favors the sediment transport to the water courses studied. Keywords: Geoprocessing, index, water resource.

Introdução

As reflexões sobre a sustentabilidade tiveram início na década de 70 a partir dos impactos ambientais sobre os recursos naturais causados pelas atividades antrópicas, resultando em diversos debates no âmbito global. A partir desses debates,

o conceito de sustentabilidade foi discutido amplamente em várias dimensões que envolvem o ser humano, sua conduta e necessidades (Miranda e Teixeira, 2004; Pompermayer et al., 2007).

Para tanto, a avaliação da sustentabilidade em um determinado local necessita do

agrupamento de diferentes informações que possam refletir o grau de sustentabilidade em que se encontra o local. Portanto, a elaboração de ferramentas que possam apoiar essa avaliação se faz necessária, como a geração de indicadores e índices ambientais capazes de avaliar e monitorar as tendências de desenvolvimento sustentável, o que possibilita a construção de metas para a melhoria dos sistemas ambientais estudados (Miranda e Teixeira, 2004).

Além disso, os indicadores e índices ambientais são importantes mecanismos para a comunicação de informações resumidas ou para a provisão de bases sólidas sobre o estado da água aos responsáveis por sua gestão, contribuindo para uma relação sustentável entre os compartimentos social, econômico e ambiental (Deponti et al., 2002; Moller, 2015). Portanto, os indicadores de qualidade da água são considerados importantes mecanismos de suporte à tomada de decisões envolvendo questões ambientais.

Segundo Carvalho e Curi (2013) a formulação de uma metodologia baseada em índices e indicadores focados na caracterização de sistemas hídricos, baseado na Teoria de Apoio à Decisão, pode contribuir para a melhoria da gestão desses recursos.

Vários estudos foram realizados em busca de um índice ou indicador de qualidade da água que pudesse refletir o quão sustentável é o sistema hídrico de uma determinada região, como os de Pompermayer et al. (2007) que propuseram o uso de indicadores ambientais associado às técnicas de análise multicritério como instrumento de auxílio à gestão de recursos hídricos, enquanto que, Guimarães e Magrini (2008) propuseram um sistema de indicadores de desenvolvimento

sustentável aplicado à bacias hidrográficas do Brasil. Já Carvalho e Curi (2013) propuseram uma metodologia baseada no uso da análise multicritério capaz de identificar a situação hidroambiental de municípios paraibanos.

Visto os estudos anteriores e a necessidade de gerar um índice de sustentabilidade da água aplicado às bacias hidrográficas foi proposto nesse estudo a construção de um Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN) enfocando alguns parâmetros físicos da bacia hidrográfica e físico-químicos da água que possam refletir o grau de qualidade das águas, isto é, fornecer um retrato momentâneo da bacia hidrográfica na medida em que a qualidade e oferta da água dependem do estado em que se encontram as matas ciliares e a preservação da vegetação nativa.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

A área de estudo utilizada para este estudo foi a bacia hidrográfica do rio Una localizada no município de Ibiúna/SP (Figura 1). O município de Ibiúna está inserido na Região Metropolitana de Sorocaba (RMS) e possui uma população de 73.309 habitantes com 55,7% dos habitantes residentes na zona rural, segundo dados publicados pela Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados referentes ao ano de 2014 (SEADE, 2015). Os rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim desembocam no reservatório de Itupararanga, principal manancial de captação de água para o município de Sorocaba e região, além de irrigar centenas de propriedades agrícolas nos arredores e ser um reservatório com geração de energia elétrica (Silva, 2016).

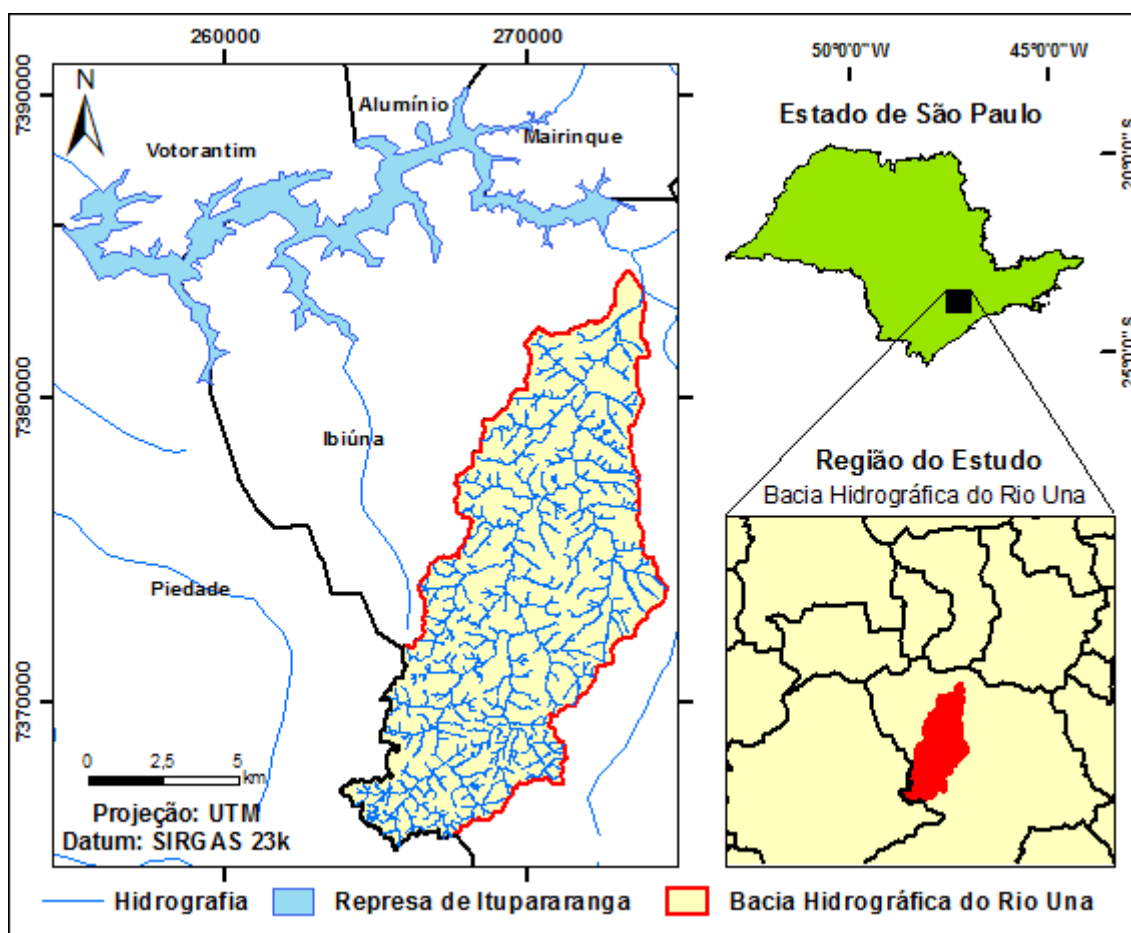


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Una. Fonte: Silva et al. (2016).

Já o clima predominante nesta bacia hidrográfica é do tipo Cwb, isto é, com verão chuvoso e inverno com estiagem, segundo a classificação de Köppen, enquanto que, a vegetação original é a ombrófila densa montana (Sales, 2015).

Distribuição dos pontos de amostragens

Os pontos de amostragens de água foram distribuídos na bacia hidrográfica do rio Una de forma a atender algumas condições que são importantes para identificar se o uso do solo e a supressão das matas ciliares no entorno dos rios interferem na qualidade da água e sucessivamente na sustentabilidade desse corpo hídrico ao longo dos anos. Para isso, foi adotada distância mínima de 30 m prevista no Código Florestal de 1965 a partir das margens dos corpos hídricos para manutenção da qualidade da água, uma vez que, os cursos de água presentes na bacia hidrográfica apresentam menos de 10 m de largura.

Determinada a largura mínima de mata

ciliar desejável no entorno dos cursos de água da Bacia Hidrográfica, foram selecionadas as áreas que atendessem aos seguintes critérios: uma alta perda de solo (superior a 50 ton.ha⁻¹.ano⁻¹); ausência de matas ciliares; e que fossem áreas com presença de propriedades agrícolas com culturas de curto período ou áreas urbanas devido ao potencial de carga poluidora proveniente destes tipos de uso da terra.

Em cada sub-bacia hidrográfica foi selecionado como ponto de amostragem a área com maior mata ciliar desmatada e outro no exutório visando identificar a qualidade de água que é transportada para a sub-bacia hidrográfica subsequente. Portanto, foram escolhidos 21 pontos amostrais que estão distribuídos ao longo da bacia hidrográfica (Figura 2). Somente a sub-bacia hidrográfica de número 10 que teve um único ponto amostral, visto que sua área de mata ciliar desmatada encontra-se próximo ao seu exutório e não há nenhuma outra área com mata ciliar desmatada nessa sub-bacia hidrográfica.

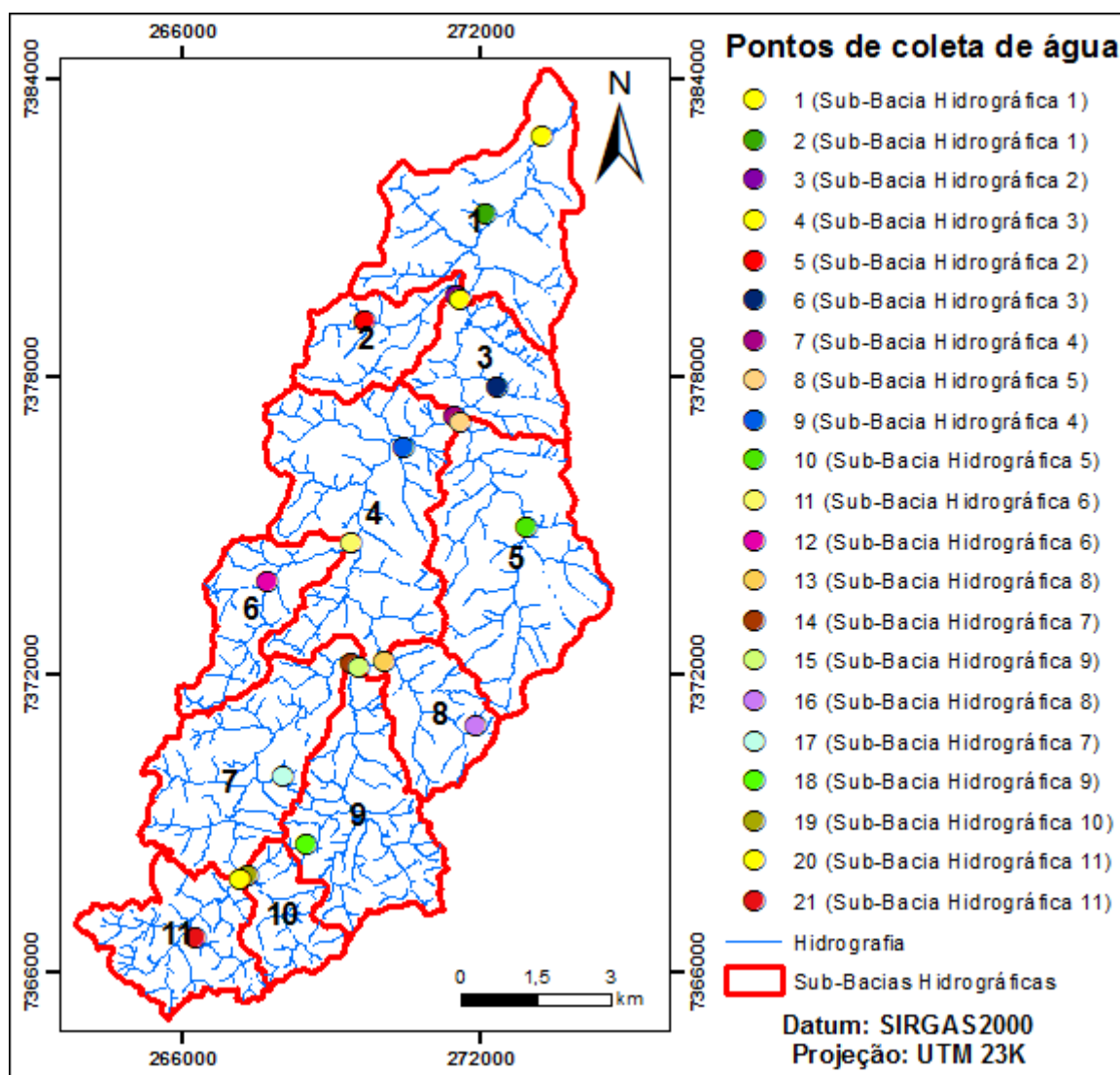


Figura 2. Localização dos pontos de coleta de água.

A coleta e os parâmetros utilizados para avaliação da qualidade da água

A amostragem, tanto para o levantamento *in situ* dos parâmetros físico-químicos quanto para as análises químicas efetuadas em laboratório, foram realizadas nos dias 27 de julho de 2015. Nesse processo foi utilizado um GPS de navegação da marca Garmim modelo *Etrex Vista* para localização e locomoção na bacia hidrográfica.

A coleta e análises dos parâmetros de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (TU) e nitrato (NO_3^-) efetuaram-se no campo. As medidas de CE, OD e NO_3^- foram obtidas pela Sonda Multiparâmetros Hanna HI 9829, o pH da água foi medido pelo potenciômetro digital PH-1900 da Instrutherm, enquanto que, o parâmetro turbidez foi obtido através do turbidímetro da Quimis Q279P.

As amostras de água bruta para as análises químicas laboratoriais de Fosfato (PO_4^{3-}), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e

Resíduos Sólidos Totais (RST) foram coletadas aproximadamente a 10 cm da superfície com o auxílio de um balde de inox com capacidade 10 L e armazenadas em frascos de polietileno novos, com capacidade volumétrica de 1 L, sendo respeitados os procedimentos básicos de coleta, preservação e tempo de validação das amostras (Brandão et al., 2011).

Para a análise da DBO foi utilizado o método de Winkler (iodométrico) e determinado a $\text{DBO}_5, 20^\circ\text{C}$, enquanto que, os valores de Fosfato (PO_4^{3-}) para cada ponto amostrado foram obtidos pelo espectrofotômetro Hach DR 3900 a partir do preparo do branco e das amostras de Fosfato (PO_4^{3-}) conforme o *Persulfate Method* – 4500 NC.

Para a análise de resíduos sólidos totais foram pesados beakers vazios em uma balança analítica da marca Shimadzu AUY220. A partir disso, foi adicionado 100 mL de água de cada ponto de amostragem em cada becker e transportados para uma estufa climatizada a 100°C até evaporação completa da água, resfriados a

temperatura ambiente e pesados novamente para a determinação da massa de resíduos sólidos totais presentes nas amostras coletadas. Em função da massa aferida no início e final do processo, foi possível calcular a concentração de resíduos sólidos totais por volume de amostra coletada, resultando no valor de Sólidos Totais (ST).

Padronização dos parâmetros indicadores da qualidade da água do IQAN

Para a construção do Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN) foram padronizados os valores encontrados dos parâmetros de qualidade da água para que variassem de 0 a 1.

Para isso, baseou-se nos indicadores de qualidade (q_i) estabelecidos no índice de qualidade de águas (IQA) desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF) e no IQA adaptado da NSF pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB (Brown et al., 1970; CETESB, 2015).

Para estabelecer a correlação entre os valores amostrados com os indicadores de qualidade (q_i) estabelecidos pela NSF e CETESB adaptou-se o Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA) proposto pelo IGAM (2005), pois os valores de q_i variam de 0 a 100 e neste estudo varia de 0 a 1.

Para o cálculo do indicador de qualidade do parâmetro oxigênio dissolvido (q_{OD}) foi utilizada a Equação (1) a partir dos dados de concentração de saturação do oxigênio em porcentagem (OD).

$$q_{OD} = \begin{cases} a - b + c & \text{para } OD \leq 100\% \\ d & \text{para } 100\% < OD \leq 140\% \\ 0,47 & \text{para } OD > 140\% \end{cases} \quad (1)$$

Onde:

$$\begin{aligned} a &= (\text{sen}(0,01396 \times OD + 0,0873))^2 \\ b &= [(\alpha - 0,018 \times OD + 6,86) \times \beta] \\ \alpha &= 2,5 \times \text{sen}\left(\frac{\pi}{56} \times (OD - 27)\right) \\ \beta &= 0,01 \times \text{sen}\left(\frac{\pi}{85} - (OD - 15)\right) \\ c &= 0,12 \times (e^{0,1 \times OD - 6,5} + e^{6,5 - 0,1 \times OD})^{-1} \\ d &= \frac{(\gamma + \delta + 49,8817148572)}{100} \\ \gamma &= -0,00777142857142832 \times (OD)^2 \\ \delta &= 1,27854285714278 \times OD \end{aligned}$$

A Equação (2) foi utilizada para o cálculo do q_{pH} do parâmetro potencial hidrogeniônico (pH) como é mostrado a seguir:

$$q_{pH} = \begin{cases} 0,02 & \text{para } pH \leq 2,0 \\ f \div 100 & \text{para } 2,0 < pH \leq 6,9 \\ g \div 100 & \text{para } 6,9 < pH \leq 7,1 \\ h \div 100 & \text{para } 7,1 < pH \leq 12,0 \\ 0,03 & \text{para } pH > 12,0 \end{cases} \quad (2)$$

Onde:

$$\begin{aligned} f &= \varepsilon - \zeta \times pH^3 - 0,091252 \times pH^4 \\ \varepsilon &= -37,1085 + 41,91277 \times pH \\ \zeta &= 15,7043 \times pH^2 + 2,417486 \times pH^3 \\ g &= \eta - 68,4561 \times pH^2 + \iota - 1,59165 \times pH^4 \\ \eta &= -4,69365 - 21,4593 \times pH \\ \iota &= 21,638886 \times pH^3 \\ h &= \theta - \vartheta \times pH^3 - 0,810613 \times pH^4 \\ \theta &= -7.698,19 + 3.262,031 \times pH \\ \vartheta &= 499,494 \times pH^2 + 33,1551 \end{aligned}$$

Para cálculo do indicador de qualidade da DBO (q_{DBO}) foi utilizada a Equação (3).

$$q_{DBO} = \begin{cases} j \div 100 & \text{para } DBO \leq 30 \text{ mg. L}^{-1} \\ 0,02 & \text{para } DBO > 30 \text{ mg. L}^{-1} \end{cases} \quad (3)$$

Onde:

$$\begin{aligned} j &= 100,9571 - 10,7121 \times \kappa \times \lambda \times \xi \times DBO^4 \\ \kappa &= DBO + 0,49544 \\ \lambda &= DBO^2 - 0,011167 \\ \xi &= DBO^3 + 0,0001 \end{aligned}$$

Para o parâmetro de Fosfato (PO_4^{3-}), o indicador de qualidade de fosfato (q_{PO_4}) foi calculado segundo a Equação (4):

$$q_{PO_4} = \begin{cases} \varpi & \text{para } PO_4^{3-} \leq 10 \text{ mg. L}^{-1} \\ 0,05 & \text{para } PO_4^{3-} > 10 \text{ mg. L}^{-1} \end{cases} \quad (4)$$

Onde:

$$\varpi = 0,797 \times (PO_4^{3-} + 0,821)^{-1,15}$$

O indicador de qualidade do parâmetro turbidez (q_{Tu}) foi calculado a partir da Equação (5):

$$q_{Tu} = \begin{cases} k \div 100 & \text{para } Tu \leq 100NTU \\ 0,05 & \text{para } Tu > 100NTU \end{cases} \quad (5)$$

Onde:

$$\begin{aligned} k &= 90,37 \times \Pi \times \cos(\Gamma) + 10,22 \times \Delta \\ \Pi &= e^{(-0,0169 \times Tu)} - 15 \\ \Gamma &= 0,0571 \times (Tu - 30) \\ \Delta &= e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8 \end{aligned}$$

A Equação (6) foi utilizada para o cálculo do q_{ST} do parâmetro Sólidos Totais (ST) como é mostrado a seguir:

$$q_{ST} = \begin{cases} m \div 100 & \text{para } ST \leq 500 \text{ mg. L}^{-1} \\ 0,30 & \text{para } ST > 500 \text{ mg. L}^{-1} \end{cases} \quad (6)$$

Onde:

$$m = \frac{133,17}{e^{(0,0027 \times ST)}} - \frac{53,17}{e^{(0,0141 \times ST)}} + (\Sigma)$$

$$\Sigma = \frac{-6,2 \times \text{sen}(0,0146 \times ST)}{e^{(0,00462 \times ST)}}$$

O parâmetro nitrato (NO₃⁻) presente nos corpos de água na forma de íon foi utilizado para calcular o indicador de qualidade do nitrato (q_{NO₃⁻}) a partir dos valores máximos permitidos (VMP) para potabilidade da água de consumo humano estabelecido pela Portaria n.º. 2.914/11 do Ministério da Saúde e pela Norma Técnica Especial (NTA) 60 do Decreto Estadual n.º. 12.486/78 que aprova Normas Técnicas Especiais Relativas a Alimentos e Bebidas (SÃO PAULO, 1978; BRASIL, 2011).

Este parâmetro foi estudado devido ao uso de fertilizantes compostos por nitrogênio na agricultura local e porque o excesso de íon nitrato em água potável pode causar em recém-nascidos a síndrome do bebê azul; e em adultos, ser um dos responsáveis pela causa de câncer de estômago e aumento da probabilidade de câncer de mama em mulheres (Baird e Cann, 2011).

Para calcular o indicador de qualidade do nitrato (q_{NO₃⁻}) foram atribuídos valores aos limites estabelecidos pela Portaria n.º. 2.914/11 e pelo Decreto Estadual n.º. 12.486/78 conforme pode ser visto na Tabela 1 (SÃO PAULO, 1978; BRASIL, 2011).

Tabela 1. Atribuição de valores aos limites máximos permitidos pela legislação

Parâmetro (NO ₃ ⁻)	Concentração (mg.L ⁻¹)	q _{NO₃⁻} (Valores fixados)
Legislação Federal	10 ⁽¹⁾	0,5
Legislação Estadual Paulista	5 ⁽²⁾	1,0

(¹) Portaria 2.914/11 (limite máximo permitido para abastecimento público de água)
 (²) Decreto 12.486/78 (limite máximo permitido para águas de fonte e consumo particular)

A partir dos valores estabelecidos na Tabela 1 foi ajustada uma equação linear para calcular o q_{NO₃⁻} nesse intervalo a partir dos valores amostrados em campo para o NO₃⁻ (mg.L⁻¹) e estabelecido novas sentenças como pode ser visto na Equação (7).

$$q_{NO_3^-} = \begin{cases} 1 & \text{para } NO_3^- \leq 5 \text{ mg.L}^{-1} \\ Y & \text{para } 5 \text{ mg.L}^{-1} < NO_3^- \leq 10 \text{ mg.L}^{-1} \\ 0 & \text{para } NO_3^- > 10 \text{ mg.L}^{-1} \end{cases} \quad (7)$$

Onde:

$$Y = 1,5 - 0,1 \times NO_3^-$$

A condutividade elétrica é outro parâmetro físico-químico de extrema importância no que concerne às águas utilizadas para consumo humano e para indicar a qualidade da água. Está relacionado com a presença dos íons dissolvidos na água, tais como Na, Ca, K, etc.

Portanto, quanto maior a concentração desses íons dissolvidos, maior o valor da condutividade elétrica (Silva et al., 2008; Castro et al., 2014).

Assim a condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, representando uma medida indireta da concentração de poluentes (USEPA, 1997; CETESB, 2015).

Segundo a CETESB (2015), níveis superiores a 100 µS.cm⁻¹ indicam ambientes impactados, enquanto que, a USEPA (1997) cita que o intervalo de 150 µS.cm⁻¹ a 500 µS.cm⁻¹ é o mais adequado à diversidade de peixes e macroinvertebrados em águas doces.

Fundamentado nos limites propostos pela CETESB e USEPA, pois não há limite estabelecido pela legislação brasileira, foram atribuídos valores ao indicador de qualidade da condutividade elétrica (q_{CE}) como pode ser visto na Tabela 2.

Tabela 2. Atribuição de valores aos limites da CETESB e USEPA para cálculo do q_{CE}

Parâmetro (CE)	Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	q _{CE} (Valores fixados)
CETESB (2015)	100	1,0
USEPA (1997)	500	0,5

A partir dos valores estabelecidos na Tabela 2 foi ajustada uma equação linear para calcular o q_{CE} nesse intervalo a partir dos valores amostrados em campo para a CE ($\mu S.cm^{-1}$) e estabelecido novas sentenças como pode ser visto na Equação (8).

$$q_{CE} = \begin{cases} 1 & \text{para } CE \leq 100 \mu S.cm^{-1} \\ \Phi & 100 \mu S < CE \leq 500 \mu S.cm^{-1} \\ 0 & \text{para } CE > 500 \mu S.cm^{-1} \end{cases} \quad (8)$$

Onde:

$$\Phi = 1,125 - 0,00125 \times CE$$

Quantificação do peso de cada parâmetro de qualidade da água que compõe o IQAN

Para quantificar o peso de cada parâmetro de qualidade da água do Índice de Qualidade da Água Normalizado (IQAN) foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Esse método permite estabelecer uma estrutura de valores entre as variáveis a partir de sua comparação par a par, pois permite dividir o indicador em variáveis de menor importância, enquanto mantém, ao mesmo tempo, a participação dessas variáveis menores na decisão

global, auxiliando assim no processo de tomada de decisão (Saaty, 1991).

O emprego deste método nesse estudo deve-se à sua simplicidade, à minimização dos critérios subjetivos para a ponderação entre as variáveis e ao fato de ser consagrado em vários estudos científicos recentes que abordam direta ou indiretamente a qualidade da água, como os realizados por Do et al. (2013) que aplicou o método AHP para projetar a frequência necessária de amostragem para o monitoramento da qualidade da água de rios, por Chowdary et al. (2013) que utilizou o método AHP com SIG para priorização de microbacias que necessitam de gestão quanto a produção de sedimentos e por Carbajal-Hernández et al. (2013) que utilizou o método AHP para desenvolver um novo Índice de Qualidade da Água focado no monitoramento de fazendas de camarão com vistas a detectar a má qualidade da água e prevenir os possíveis efeitos negativos ao meio ambiente.

As comparações pareadas das variáveis do IQAN foram realizadas com base em uma escala de prioridades padrão, própria da AHP, como pode ser visto na Tabela 3.

Tabela 3. Escala de comparações da AHP, utilizada no julgamento da análise pareada.

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Elemento ligeiramente mais importante	O julgamento favorece levemente uma atividade em relação à outra
5	Elemento medianamente mais importante	O julgamento favorece fortemente uma atividade em relação à outra
7	Elemento fortemente mais importante	O julgamento favorece muito fortemente uma atividade em relação à outra
9	Elemento absolutamente mais importante	Maior grau de certeza de favorecimento de uma atividade sobre a outra
2,4,6,8	Valores intermediários entre julgamentos	Condição intermediária entre duas definições

Fonte: Adaptado de Saaty (1991) e Paula e Cerri (2012).

Foi gerada uma matriz de comparação expressa por meio da relação de importância de uma determinada variável (linha) frente à outra variável (coluna). Caso a variável linha fosse mais importante que a variável coluna na matriz, atribuiu-se um peso após julgamentos com valor que varia de 1 até 9 (Tabela 3). Caso contrário, atribui-se um peso com valor abaixo de 1 até 1/9. Esses julgamentos foram tomados em função dos pesos atribuídos aos parâmetros do IQA adotado pela CETESB. Para isso, utilizou-se a relação entre o maior e menor peso conforme é mostrado na

Equação (9), enquanto que, o parâmetro de condutividade elétrica foi considerado de baixa importância e igual ao valor do peso da turbidez e resíduos totais, visto que não há limite estabelecido na legislação, já para o parâmetro de nitrato medido *in situ* no curso de água adotou-se a classe de importância igual à do Fósforo Total e Nitrogênio Total presentes no IQA adotado pela CETESB.

$$J \cong \left(\frac{W_{maior} - W_{menor}}{0,2} \right) \times 100 \quad (9)$$

Onde:

J é o valor do julgamento;

w_{maior} é o valor do peso do parâmetro de maior valor;

w_{menor} é o valor do peso do parâmetro de menor valor;

0,2 representa uma constante que equivale a 0,2 unidades de peso do IQA adotado pela CETESB.

Após os julgamentos, essas variáveis foram expressas numa matriz quadrada 8 x 8 denominada de matriz de comparação.

Para achar o peso normalizado (p) de cada variável foi necessário calcular antes, a matriz ponderada, que consiste na divisão de cada elemento da coluna pela soma dos valores da própria coluna da matriz de comparação. Os valores obtidos a partir deste procedimento fazem com que a soma de cada coluna da matriz ponderada seja igual a um (1).

Após a elaboração da matriz ponderada obteve-se os pesos normalizados para cada variável do IQAN através do cálculo da média dos valores de cada linha da matriz ponderada.

Em seguida foi calculado o índice de consistência (IC), a partir do autovalor máximo

(λ_{max}) e do número de variáveis analisadas (neste caso n = 8) pela Equação 10.

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (10)$$

De acordo com Saaty (1991), o autovalor máximo (λ_{max}) é calculado pela multiplicação da matriz de comparação (A) pela matriz de pesos normalizados (p), dividindo-se o resultado (Ap) pelo vetor de pesos normalizados (p).

Se o índice de consistência for menor do que 0,1; então há consistência para prosseguir com os cálculos do AHP, caso contrário, recomenda-se que os julgamentos sejam refeitos até que haja consistência.

Além do IC, foi utilizado a Razão de Consistência (RC) para averiguar a consistência dos valores obtidos para os pesos de cada variável. A RC é calculada dividindo-se o IC pelo Índice Randômico (IR) tabulado (Tabela 4), o qual varia de acordo com o tamanho “n” da amostra. Segundo Saaty (1991), são considerados consistentes os julgamentos que apresentem uma RC menor que 10%.

Portanto, foram avaliados dois indicadores (IC e RC) de consistência dos pesos calculados.

Tabela 4. Índice Randômico, definido em função do número de elementos comparados (n)

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IR	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de Saaty (1991).

Após os cálculos dos pesos pelo método AHP e dos valores das variáveis integrantes do IQAN, foi calculado o valor final do IQAN para cada um dos 21 pontos amostrais presentes na área de estudo através da Equação (11):

$$IQAN = \sum_{i=1}^8 Var(i) \times p(i) \quad (11)$$

Onde:

Var(i) são as variáveis dos q_i para um determinado ponto amostral;

p(i) são os valores dos pesos normalizados dos q_i calculados pelo método AHP;

Após o cálculo do IQAN para cada ponto amostral foi calculado o valor do IQAN por Sub-Bacia Hidrográfica.

Para isso, nas Sub-Bacias Hidrográficas que apresentavam dois valores do IQAN foi

implementada a Equação (12) que pondera os valores de IQAN de cada Sub-Bacia Hidrográfica pela área de mata ciliar vegetada e desmatada com presença de agricultura de curto período ou área urbana com alta perda de solo (> 50 ton.ha⁻¹.ano⁻¹) no entorno de 30 m das margens dos cursos da água presentes em cada Sub-Bacia Hidrográfica do rio Una.

$$IQAN_{sub} = \frac{IQAN_{Desm} \times A_{Desm} + IQAN_{Exu} \times A_{Verd}}{A_{Desm} + A_{Verd}} \quad (12)$$

Onde:

IQAN_{sub} é o valor de IQAN por Sub-Bacia Hidrográfica;

IQAN_{Desm} é o valor de IQAN calculado para o ponto amostral que apresenta área desmatada, agricultura de curto período ou área urbana com alta perda de solo;

$IQAN_{Exu}$ é o valor de IQAN calculado para o ponto amostral localizado no exutório das Sub-Bacias Hidrográficas;

A_{Desm} é a área (em ha) de mata ciliar sem cobertura vegetal com presença de agricultura de curto período ou área urbana com alta perda de solo;

A_{Verd} é a área (em ha) de mata ciliar com cobertura vegetal.

Os valores finais do IQAN para cada Sub-Bacia Hidrográfica foram geocodificados no ArcGIS 10.1 para gerar o mapa de distribuição dos valores do IQAN.

Como o IQAN utiliza o método AHP para quantificar o peso de cada variável estudada, este índice possibilita que outros parâmetros possam ser adicionados para compô-lo, possibilitando uma análise mais complexa em casos que tenham dados disponíveis ou financiamento que contemplem análises com custo mais elevado.

Resultados e discussão

A Tabela 5 apresenta os valores amostrados em campo relativo aos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Una, bem como os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005), pela CETESB (2015) para a Condutividade Elétrica e pelo Decreto Estadual nº. 12.486/78 (SÃO PAULO, 1978) para a concentração de NO_3^- . Cada ponto amostrado está identificado e georreferenciado como pode ser visto na Figura 2.

Assim, é possível comparar e verificar se algum parâmetro de qualidade da água estudado encontra-se acima do permitido pela legislação ou acima da concentração estipulada por órgãos ambientais. O curso d'água principal (rio Una), segundo a CETESB (2015), é classificado como um rio classe 2, assim todos os cursos d'água da presente bacia foram avaliados segundo esta classificação.

Tabela 5. Valores dos parâmetros amostrados em campo relativos à qualidade da água

Legislação e Padrões	6 a 9 ⁽²⁾	<100 μ S.cm ⁻¹⁽³⁾	>5mg.L ⁻¹⁽²⁾	<5mg.L ⁻¹⁽²⁾	<100UNT ⁽²⁾	-	<5mg.L ⁻¹⁽¹⁾	<0,1mg.L ⁻¹⁽²⁾
Pontos	pH	CE	OD	DBO	TU	ST	NO ₃ ⁻	PT
1	6,61	106*	4,64*	2,01	3,77	104	0,70	0,20*
2	6,84	93	6,67	2,49	5,45	83	0,39	0,15*
3	6,76	108,1*	4,30*	0,71	4,28	83	0,00	0,20*
4	7,18	84	7,29	2,87	2,98	71	0,20	0,13*
5	6,71	114*	3,00*	1,16	5,85	110	0,25	0,21*
6	8,31	100*	3,95*	0,68	4,02	58	1,30	0,05
7	8,78	46	4,32*	0,45	6,32	34	1,10	0,11*
8	8,83	48	4,95*	0,56	8,22	24	0,69	0,08
9	8,15	37	3,52*	0,53	5,83	33	0,71	0,07
10	7,94	47	2,58*	1,11	18,90	70	1,10	0,18*
11	6,05	41	5,80	0,11	7,07	74	0,81	0,11*
12	4,65*	72	2,43*	1,94	10,00	105	0,50	0,28*
13	6,53	55	5,76	0,77	3,41	75	0,21	0,17*
14	6,26	30	5,38	0,54	4,50	59	0,67	0,11*
15	5,63*	42	5,40	0,92	6,59	65	0,27	0,39*
16	5,49*	43	5,07	0,80	5,69	66	0,64	0,09
17	4,78*	52	2,46*	2,18	9,92	77	0,10	0,39*
18	5,70*	27	5,10	0,03	3,41	53	0,60	0,12*
19	5,05*	30	4,49*	1,22	5,50	83,2	0,18	0,13*
20	5,41*	37	4,88*	1,52	4,71	55	0,29	0,13*
21	5,53*	104*	4,71*	1,42	8,74	67	0,46	0,13*

(*) Não atendeu aos limites de qualidade da água

Fonte: São Paulo (1978)⁽¹⁾, CONAMA (2005)⁽²⁾ e CETESB (2015)⁽³⁾

Para comparar os valores obtidos de Fosfato (PO_4^{3-}) em campo com os valores de Fósforo Total (PT) obtidos pela CETESB foi necessário dividir o Fosfato (PO_4^{3-}) por 3,066 para convertê-lo em Fósforo Total (PT). Ressalta-se que o parâmetro Sólidos Totais (ST) não apresenta padrão de concentração previsto na CONAMA 357/05.

Os parâmetros de pH, OD e PT apresentaram valores acima do permitido pela CONAMA 357/05, especialmente o fósforo que apresentou em 81% dos pontos, valores acima do permitido, fato que pode estar relacionado a presença de atividades agrícolas que utilizam fertilizantes, uma vez que, há uma predominância de culturas agrícolas de hortaliças na bacia hidrográfica do rio Una. Além disso, alguns desses pontos favorecem o carreamento de sedimentos ricos em fósforo, já que o estudo sobre a presença e variabilidade do fósforo no solo mostrou que há altas concentrações deste, especialmente nas áreas agrícolas. O parâmetro de CE também apresentou valores acima do limite sugerido pela CETESB (2015), especialmente nos pontos que coincidem com baixo OD.

Quanto ao pH, percebe-se que há uma predominância de valores ácidos acima do permitido na parte sul da bacia hidrográfica. Esses pontos apresentaram também valores acima do permitido, tanto para OD quanto para o PT,

indicando que a presença de atividades antrópicas (agricultura) nessa área pode estar impactando a qualidade da água nessa região.

O OD apresentou ao longo de toda a bacia hidrográfica valores abaixo do permitido pela legislação, especialmente nas áreas agrícolas que apresentam alta perda de solo, indicando que o carreamento de sedimentos para os cursos de água impactam, pois a matéria orgânica presente no solo consome oxigênio na sua degradação, entre outras substâncias presentes no solo.

O ponto de amostragem localizado no exútorio da sub-bacia hidrográfica de número 1 coincide com um ponto de amostragem da CETESB denominado de BUNA02900 (Código: 00SP10345BUNA02900). Neste ponto, a CETESB efetua desde 2005 análises de qualidade da água nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro.

A partir disso, foram compilados todos os relatórios de análise da água e gerado uma tabela com os valores médios amostrados de 2005 a 2014, isto é, dos últimos 10 anos para verificar a sazonalidade e comparar os valores dos parâmetros amostrados para a construção do IQAN. A Tabela 6 apresenta os valores médios dos últimos 10 anos dos parâmetros analisados pela CETESB nos meses de análises, bem como parâmetros estatísticos básicos para verificar a variabilidade bimestral dos dados.

Tabela 6. Valores médios dos parâmetros analisados pela CETESB de 2005 a 2014.

Parâmetros	Janeiro	Março	Maió	Julho	Setembro	Novembro	Média	Desvio Padrão	CV
pH	6,48	6,59	6,66	6,67	6,55	6,60	6,59	0,06	1%
CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	116,59	163,10	220,09	216,92	259,24	299,31	212,54	59,77	28%
DBO (mg.L^{-1})	2,84	2,85	2,78	2,36	4,17	2,77	2,96	0,57	19%
NO_3^- (mg.L^{-1})	0,23	0,45	0,85	0,74	0,75	0,48	0,58	0,22	37%
ST (mg.L^{-1})	112,20	119,85	132,63	137,32	171,45	189,12	143,76	27,56	19%
TU (NTU)	35,00	23,75	9,02	23,35	17,23	18,65	21,17	7,88	37%
OD (mg.L^{-1})	1,72	2,38	3,22	3,79	2,96	1,84	2,65	0,74	28%
PT (mg.L^{-1})	0,16	0,16	0,20	0,21	0,23	0,23	0,20	0,03	16%

Fonte: CETESB (2015).

O pH foi o único parâmetro que não apresentou variação sazonal, como pode ser visto pelo coeficiente variação (CV) na Tabela 6, entretanto, outros parâmetros apresentaram grande variação sazonal, especialmente o NO_3^- e a TU.

A DBO, em específico, apresentou uma variação de 19% devido ao fato do valor aferido no ano de 2011 ter sido igual a 10 mg.L^{-1} , isto é, um

valor bem atípico dos verificados normalmente que não excedem a 6 mg.L^{-1} (CETESB, 2015).

Baseando-se na classificação proposta por Gomes (2009) de CV para ensaios agrícolas, pode-se classificar o CV do pH como baixo (<10%), enquanto que, o CV dos parâmetros de PT, ST e DBO de médio (10-20%) e de alto (20-30%) o CV do CE e do OD. Já o CV dos parâmetros NO_3^- e da TU são classificados como muito alto (>30%).

Os parâmetros TU e NO₃ são fortemente influenciados pela sazonalidade, onde a TU é mais alta em épocas chuvosas devido ao aumento de sedimentos que chegam aos cursos de água, enquanto que, o NO₃ é maior em épocas secas, pois chove menos então favorece a maior concentração de NO₃ nos cursos de água.

Os valores dos parâmetros aferidos em campo, em comparação, com os valores médios

obtidos pela CETESB em 2014, estão bem próximos, como pode ser visto na Tabela 7. Para comparar os valores obtidos de Fosfato (PO₄³⁻) em campo com os valores de Fósforo Total (PT) obtidos pela CETESB foi necessário dividir o Fosfato (PO₄³⁻) por 3,066 para convertê-lo em PT.

Tabela 7. Comparação entre os parâmetros analisados pela CETESB e aferidos em campo

Responsável pela análise	pH	CE (uS.cm ⁻¹)	OD (mg.L ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	TU (NTU)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)
Aferido em campo	6,61	106	4,64	104	0,2	3,77	0,7	2,01
CETESB	6,6	292,7	3,2	182,7	0,2	12,3	0,7	2,1

Fonte: CETESB (2015).

Os únicos parâmetros que apresentaram valores bem diferentes dos aferidos em campo foram o CE, ST e TU os quais são fortemente influenciados pela sazonalidade. Dentre os parâmetros aferidos em campo e valores médios obtidos pela CETESB, o OD e PT são os que estão em desacordo com os valores estipulados pela CONAMA 357/05, enquanto que, a CE está, em ambas as análises, acima do sugerido pela CETESB (2015).

Quando se compara os valores obtidos para a qualidade da água à um estudo semelhante realizado por Oliveira et al. (2010) na bacia hidrográfica do Rio Salitre (BA) que buscou verificar a influência do uso do solo na qualidade da água é possível observar que os dados encontrados para a bacia hidrográfica do Rio Una estão menores para todos os parâmetros. Se comprado ao estudo de Schneider et al. (2011) que

correlacionaram o uso do solo com a qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Pirapó (PR) é possível observar novamente que os parâmetros estão abaixo ou próximos aos encontrados neste estudo, com exceção ao OD que neste estudo encontrou-se dentro dos valores estabelecidos pela legislação brasileira.

Isto demonstra que mesmo com valores acima do permitido por lei para alguns parâmetros, essa bacia hidrográfica apresenta um estado de degradação da qualidade da água que pode ser classificado como regular.

A Figura 3 mostra o mapa com os valores dos indicadores qNO₃⁻, qCE e qDBO que compõe o IQAN da Bacia Hidrográfica do Rio Una por Sub-Bacias Hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015).

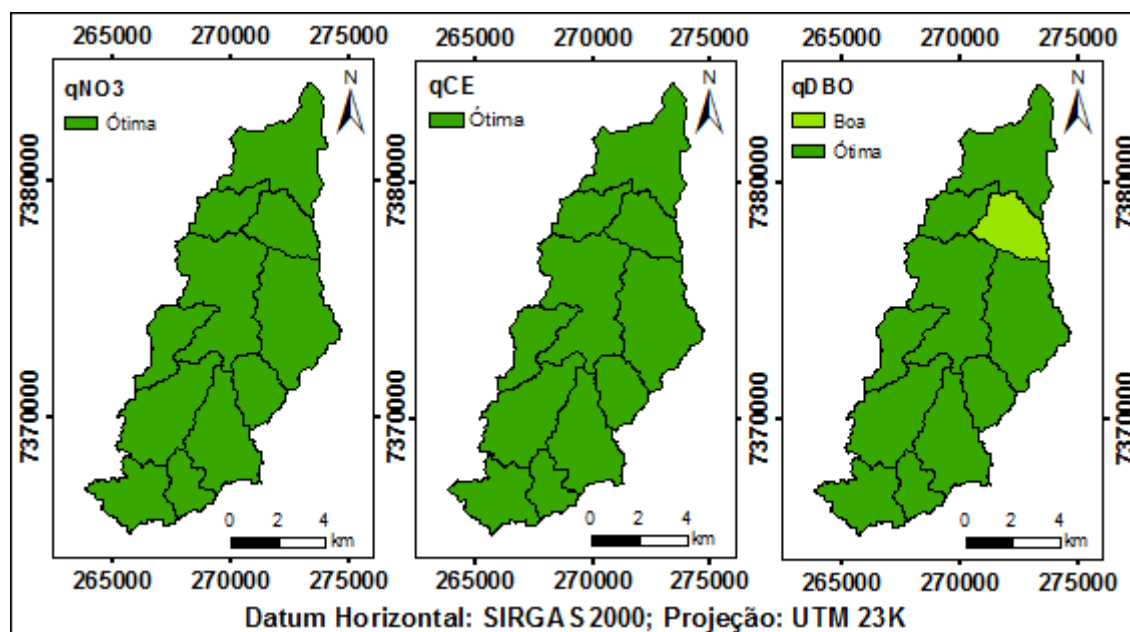


Figura 3. Distribuição dos valores de $q_{NO_3^-}$, q_{CE} e q_{DBO} por sub-bacias hidrográficas.

Todos os valores $q_{NO_3^-}$ e q_{CE} variaram de 0,99 a 1, ou seja, os valores para esses dois indicadores foram excelentes. Os valores para o q_{DBO} variaram entre 0,79 a 0,96, sendo que a sub-bacia hidrográfica classificada com qualidade boa apresentou o valor de 0,79 que é um valor de transição entre as classes de boa e ótima e, portanto,

pode-se dizer que os valores para esse indicador estão muito bons.

A Figura 4 mostra o mapa dos indicadores q_{pH} , q_{Tu} e q_{ST} que compõe o IQAN dividido por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015).

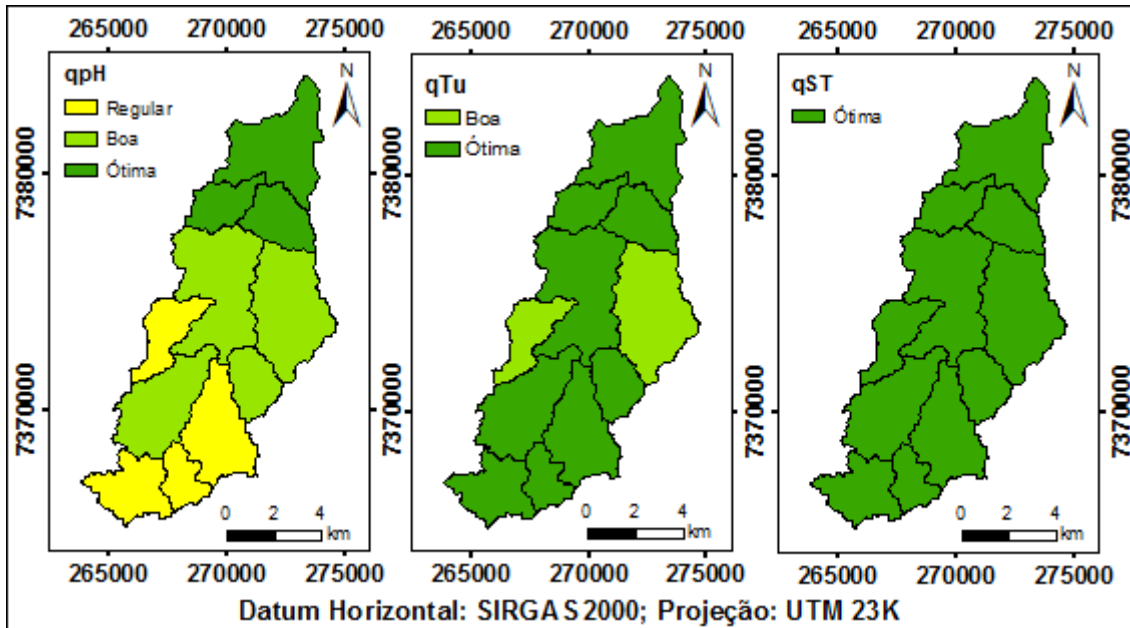


Figura 4. Distribuição dos valores de q_{pH} , q_{Tu} e q_{ST} por sub-bacias hidrográficas.

Os valores encontrados para os indicadores de q_{Tu} e q_{ST} estão muito bons, sendo que o indicador q_{Tu} variou de 0,71 a 0,89, enquanto que, os valores encontrados para o q_{pH} variaram bastante, apresentando valores insatisfatórios, já que os valores para o parâmetro pH estavam fora dos limites aceitáveis.

A Figura 5 mostra o mapa com os valores dos indicadores q_{OD} e q_{PO_4} que compõe o IQAN da bacia hidrográfica do rio Una por sub-bacias hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015).

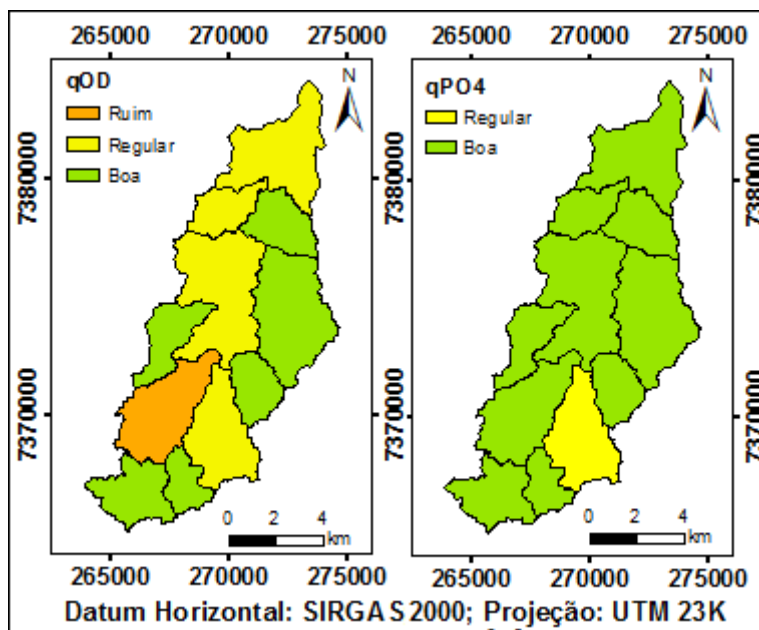


Figura 5. Distribuição dos valores de q_{OD} e q_{PO_4} por sub-bacias hidrográficas.

Os valores encontrados para o indicador q_{OD} variam de 0,32 a 0,68 e uma das suas Sub-Bacias Hidrográficas localizada ao sul apresentou um valor classificado como ruim, refletindo os valores encontrados para OD que estavam abaixo do permitido pela legislação, enquanto que, o indicador q_{PO_4} , apesar de apresentar concentrações acima do permitido por lei, não teve nenhuma sub-bacia hidrográfica classificada como ruim como o parâmetro de OD, isto evidencia a relevância do OD em comparação aos outros parâmetros.

Para quantificar o peso de cada variável do IQAN foi aplicado o método proposto por Saaty (1991) de Análise Hierárquica de Processos (AHP).

Para tanto, foi estabelecida uma matriz de comparação pareada entre as oito variáveis componentes do IQAN por comparações par a par, a partir do julgamento da intensidade de importância de cada variável em função dos pesos adotados pela CETESB (2015) e calculados por meio da Equação (9), conforme é apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Matriz de comparações pareadas das variáveis componentes do IQAN

Variáveis do IQAN	q_{OD}	q_{pH}	q_{DBO}	q_{PO_4}	$q_{NO_3^-}$	q_{ST}	q_{Tu}	q_{CE}
q_{OD}	1	3	4	4	4	5	5	5
q_{pH}	1/3	1	2	2	2	3	3	3
q_{DBO}	1/4	1/2	1	1	1	2	2	2
q_{PO_4}	1/4	1/2	1	1	1	2	2	2
$q_{NO_3^-}$	1/4	1/2	1	1	1	2	2	2
q_{ST}	1/5	1/3	1/2	1/2	1/2	1	1	1
q_{Tu}	1/5	1/3	1/2	1/2	1/2	1	1	1
q_{CE}	1/5	1/3	1/2	1/2	1/2	1	1	1

A Tabela 9 apresenta os pesos normalizados para cada uma das variáveis componentes do IQAN, bem como o valor calculado do autovalor máximo (λ_{max}) utilizado na obtenção do índice de consistência (IC).

O valor do IC calculado para avaliar a consistência dos pesos atribuídos às variáveis componentes do IQAN pelo método da AHP foi de 0,01, isto é, dez vezes abaixo de 0,1 e, portanto, há consistência nos valores obtidos.

Tabela 9. Pesos normalizados das variáveis componentes do IQAN

Variáveis do IQAN	Pesos normalizados (p)	Ap	Ap/p
q_{OD}	0,36	2,92	8,18
q_{pH}	0,17	1,40	8,12
q_{DBO}	0,10	0,81	8,04
q_{PO_4}	0,10	0,81	8,04
$q_{NO_3^-}$	0,10	0,81	8,04
q_{ST}	0,06	0,45	8,04
q_{Tu}	0,06	0,45	8,04
q_{CE}	0,06	0,45	8,04
Média (λ Max)			8,07

Para reforçar ainda mais a avaliação da consistência dos dados, foi calculado a razão de consistência (RC) e o valor obtido foi de 0,007, ou seja, bem abaixo de 0,1, indicando que os pesos normalizados calculados para o IQAN apresentam consistência. A variável que apresentou maior peso foi o q_{OD} com valor igual a 0,36; enquanto que, as variáveis q_{ST} , q_{Tu} e q_{CE} apresentaram os menores

pesos com valor igual a 0,06 como pode ser visto na Tabela 9.

A Figura 6 mostra o mapa com a distribuição dos valores do IQAN por sub-bacias hidrográficas divididos por classes baseadas na classificação do IQA da CETESB (2015) e com os valores do IQAN apresentados no interior de cada sub-bacia hidrográfica.

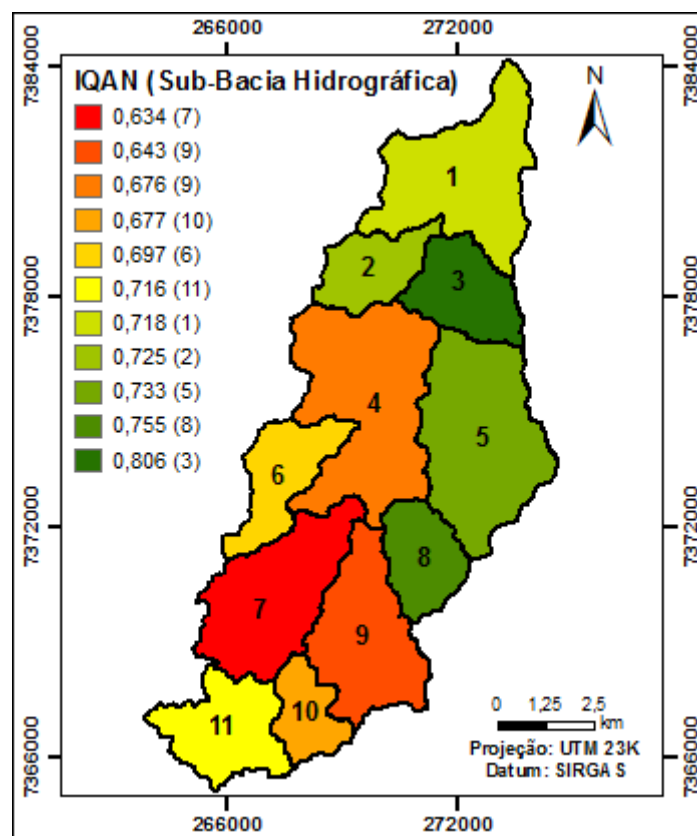


Figura 6. Mapa da distribuição dos valores do IQAN.

Os valores encontrados para o IQAN variaram bastante e os menores valores estão localizados na região sul da bacia hidrográfica influenciados pelos baixos valores do OD, uma vez que, é a variável que apresenta o maior peso, entretanto, os valores regulares encontrados para o fosfato e pH ao sul da bacia hidrográfica colaboraram para baixar ainda mais os valores do IQAN.

As variáveis com menores pesos foram as que apresentaram os melhores resultados, entretanto, colaboraram para melhorar os valores do IQAN, uma vez que, não há presença de valores classificados como regulares ou ruins.

Estes valores abaixo do esperado são justificados pelas péssimas condições de

saneamento básico presentes na área de estudo e pelas atividades agrícolas que utilizam fertilizantes e não são orientadas ou supervisionadas por nenhum órgão público.

A área urbana do município que se localiza ao norte da Bacia Hidrográfica (Figura 7) em comparação a área rural apresentou os melhores valores de IQAN, justificável pelo acesso da população às melhores condições de saneamento básico e a ausência de atividades agrícolas que são uma grande fonte difusa de emissão de poluentes provenientes dos agroquímicos utilizados e são responsáveis pelo carreamento de sedimentos devido à erosão hídrica dos solos.

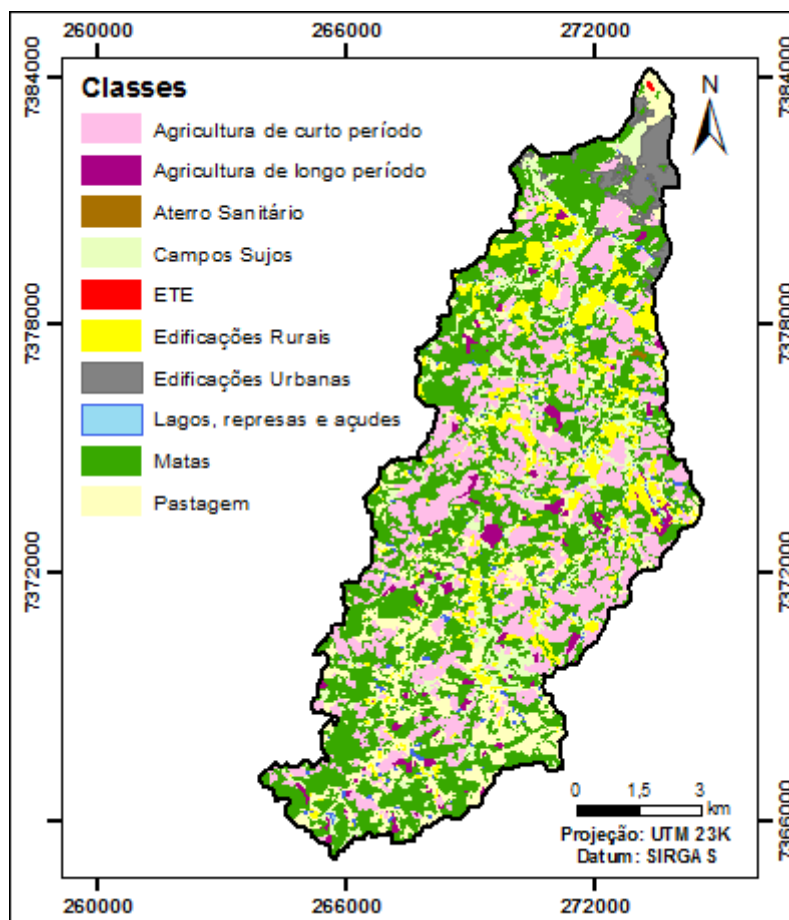


Figura 7. Mapa de uso e ocupação do solo e cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio Una.

Fonte: Silva et al. (2016).

De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento apenas 18,2% da população total do município é atendida com esgotamento sanitário, enquanto que, a população residente na área urbana tem 100% de seu esgoto sanitário ligado à rede coletora, o que diminui a chances de contaminação dos recursos hídricos (IBGE, 2012; SNIS, 2015). Segundo dados do IBGE (2012) na área agrícola da bacia hidrográfica

há presença de fossas rudimentares, isso corrobora para aumentar a chance de contaminação da água nessas áreas.

Esse é um tópico muito relevante para ser explorado pelos gestores do município nos próximos anos visando à redução da degradação dos corpos hídricos e também diminuição da incidência de doenças de veiculação hídrica.

Conclusão

Através das informações levantadas neste estudo, pode-se concluir que o IQAN é uma importante ferramenta que provém da agregação de vários parâmetros físico-químicos da água que são fortemente influenciados pela escolha dos pontos de amostragem da água definidos em função do manejo do solo e condições da mata ciliar.

Um aspecto bastante positivo do IQAN é que podem ser adicionados mais indicadores para compô-lo, pois a sua metodologia de construção possibilita que novos parâmetros sejam agregados, casos os mesmos estejam disponíveis para o acesso de gestores públicos e privados que desejam trabalhar esse índice.

Esse indicador permite interpretar numericamente a realidade do estado da água, a partir da análise de parâmetros de qualidade da água e, portanto, é uma alternativa rápida, simples e válida para avaliar o estado da água de uma bacia hidrográfica, além de poder servir como um instrumento de tomada de decisão para gestores públicos e interessados nessa questão.

Agradecimentos

A Fundação de Apoio ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (FIPT) pelo apoio financeiro desta pesquisa.

Referências

- Baird, C., Cann, M., 2011. Química Ambiental, 4 ed. Bookman, Porto Alegre.
- Brandão, C.J., Botelho, M.J.C., Sato, M.I.Z., Lamparelli, M.C., 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, 1 ed. ANA, Brasília.
- BRASIL, 2011. Portaria nº. 2914, de 12 de dezembro.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., Tozer, R.G., 1970. A water quality index – do we dare? *Water & Sewage Works* 117, 339-343.
- Carbajal-Hernández, J.J., Sánchez-Fernández, L.P., Villa-Vargas, L.A., Carrasco-Ochoa, J.A., Martínez-Trinidad, J.F., 2013. Water quality assessment in shrimp culture using an analytical hierarchical process. *Ecological Indicators* 29, 148-158.
- Carvalho, J.R.M., Curi, W.F., 2013. Construção de um índice de sustentabilidade hidro-ambiental através da análise multicritério: estudo em municípios paraibanos. *Sociedade & Natureza* 25, 91-105.
- Castro, J.S.O., Resque Júnior, B.T.B., Pontes, A.N., Morales, G.P., 2014. Potabilidade das águas subterrâneas para o consumo humano na área do polo industrial de Barcarena-Pará. *Enciclopédia Biosfera* 10, 2921-2934.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2015. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo de 2005 a 2014. Disponível: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso: 10 dez. 2015.
- Chowdary, V.M., Chakraborty, D., Jeyaram, A., Murthy, Y.K., Sharma, J.R., Dadhwal, V.K., 2013. Multi-criteria decision making approach for watershed prioritization using analytic hierarchy process technique and GIS. *Water Resources Management* 27, 3555-3571.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução CONAMA nº. 357/05. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. SEMA, Brasília.
- Deponti, C.M., Eckert, C., Azambuja, J.L.B., 2002. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável Porto Alegre* 3, 44-52.
- Do, H.T., Lo, S., Thi, L. A. P., 2013. Calculating of river water quality sampling frequency by the analytic hierarchy process (AHP). *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 909-916.
- Gomes, F. P., 2009. Curso de Estatística Experimental, 15 ed. FEALQ, Piracicaba.
- Guimarães, L.T., Magrini, A.A, 2008. A proposal of indicators for sustainable development in the management of river basins. *Water Resources Management* 22, 1191-1202.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Base Estatcart de Informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por Setor Censitário. IBGE, Rio de Janeiro. CD-ROM.
- IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2005. Sistema de Cálculo de Índice de Qualidade de Água (SCQA) - Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA). IGAM, Belo Horizonte.
- Miranda, A.B., Teixeira, B.A.N., 2004. Indicadores para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 9, 269-279.
- Moller, A.P., 2015. Environmental Indicators of Biological Urbanization. In: Armon, R.H.,

- Hänninen, O. (Eds.), *Environmental Indicators*. Springer, Netherlands, pp. 421-432.
- Oliveira, C.N.; Campos, V.P.; Medeiros, Y.D.P., 2010. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. *Química Nova* 33, 1059-1066.
- Paula, B.L.D., Cerri, L.E.D.S., 2012. Aplicação do processo analítico hierárquico (AHP) para priorização de obras de intervenção em áreas e setores de risco geológico nos municípios de Itapecerica da Serra e Suzano (SP). *Geociências* 31, 247-257.
- Pompermayer, R.S., Paula Júnior, D.R., Netto, O.M.C., 2007. Análise multicritério como instrumento de gestão de recursos hídricos: o caso das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 12, 117-127.
- Saaty, T.L., 1991. *Método de Análise Hierárquica*. 1 ed. McGraw-Hill Publisher, São Paulo.
- Sales, J.C.A., 2015. Metodologia para identificação de áreas de risco e prioritárias para conservação da avifauna na Bacia Hidrográfica do rio Una, Ibiúna/SP. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Sorocaba, 131 p.
- SÃO PAULO, 1978. Decreto n°. 12.486, 20 de outubro.
- Schneider, R.M., Freire, R., Cossich, E.S., Soares, P.F., de Freitas, F.H., Tavares, C.R.G., 2011. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum. Technology* 33, 295-303.
- Silva, A.E.P., Angelis, C.F., Machado, L.A.T., Waichaman, A.V., 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazonica* 38, 733-742.
- Silva, D.C.C., Albuquerque Filho, J.L., Sales, J.C.A., Lourenço, R.W., 2016. Uso de indicadores morfométricos como ferramentas para avaliação de bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Geografia Física [online]* 9. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5935/1984-2295.20160043>. Acesso: 25 set. 2016.
- SNIS. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento, 2015. Série Histórica. 2013. Disponível: <http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso: 26 set. 2015.
- USEPA, US Environmental Protection Agency, 1997. Water Quality Conditions. in: *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. EPA 841-B-97-003. US Environmental Protection Agency, Washington.