



MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO PIRACICABA, BACIA DO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL

Marluce Teixeira Andrade Queiroz ¹Leonardo Ramos Paes de Lima ²Gabriela Von Rückert Heleno ³Lucas Barbosa Alvim ⁴Maria Angela de Barros Correia Menezes ⁵Valéria de Oliveira Fernandes ⁶

RESUMO: Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do rio Piracicaba que percorre a região industrial do Vale do Aço, localizado na porção do médio rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Foram realizadas análises para mensuração dos parâmetros clássicos para o Índice de Qualidade da Água (IQA), bem como nas comunidades de plâncton e perifíton cianobactérias. Dados físico-químicos foram obtidos para as amostras em três pontos de coleta, sendo em Jaguaraçu (PC1), Ipatinga (PC2) e Santana do Paraíso (DO1). A seleção de estações de amostragens procurou evidenciar as consequências inerentes às atividades econômicas na área do estudo e também garantir o acesso em períodos de seca e chuva. Constatou-se a prevalência de resultados, apontando IQA aceitável (57,94%) e ruim (42,06%). Além disso, as baixas concentrações de clorofila-a (<1 µg.L⁻¹), em amostras de água em ambientes monitorados indicaram que, como esperado para rios, o fitoplâncton não foi significativo. No entanto, os resultados evidenciaram um aumento da comunidade de cianobactérias em PC2 denotando relação com a maior quantidade de nutrientes dissolvidos naquela localidade e com o menor fluxo de água. Os resultados demonstraram a degradação da qualidade da água, possivelmente, devido ao modelo de exploração econômica na região de estudo.

PALAVRAS-CHAVE: Rio Piracicaba, Qualidade da água, Cianobactérias, Medidas Mitigadoras.

¹ Graduada em Engenharia Elétrica (PUC-MG), especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho (PUC-MG), especialização em Engenharia Sanitária e Ambiental (UNIVALE), mestrado em Engenharia (UNILESTE), doutorado na área de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (DESA/UFMG) - marluce.queiroz@bol.com.br

² Graduado em Bacharelado e Licenciatura em Química pela Universidade Federal de Viçosa, mestrado em Agroquímica pela Universidade Federal de Viçosa e doutorado em Bioquímica Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa - leonardo.lima@p.unileste.edu.br

³ Graduada em Ciências Biológicas, mestrado e doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG) - gruckert@p.unileste.edu.br

⁴ Graduado em Engenheiro Químico (UNILESTE). MBA em Gestão de Projetos - l.barbosa.alvim@gmail.com

⁵ Graduada em Engenharia Química, Pós-Doc em Ciências e Técnicas Nucleares, doutorado em Química (Inorgânica) e mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares pela UFMG, especialização em Técnicas Nucleares (NUCLEBRÁS/UFMG) - menezes@cdtn.br

⁶ Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos - valeriaoliveirafernandes@bol.com.br

1 INTRODUÇÃO

Ambientes lóticos apresentam grande variabilidade e complexidade em seus componentes bióticos e abióticos retratando o dinamismo desses ecossistemas (ALMEIDA et al., 2015). Esses sistemas hídricos são fundamentalmente estruturados pelo regime climático, ambiente físico (luz, temperatura, correnteza e habitat), químico (carbono orgânico, carbono inorgânico, oxigênio e nutrientes), biológico (herbivoria, bovinos, competição) que interagem com repercussões no desempenho ambiental (AGOSTINHO et al., 2013).

O equilíbrio dinâmico do ecossistema sofre a transcendência das ações antrópicas e desse modo repercute na qualidade da água. Os efeitos adversos são associados à introdução de substâncias estranhas ao seu uso que conferem certo grau de poluição ao corpo hídrico. Exemplificando, lançamento de esgotos sanitários sem tratamento e/ou tratados de forma inadequada, deposição de resíduos sólidos e efluentes industriais em galerias destinadas à circulação da água pluvial, córregos e valetas expostas, dentre outros (MACHADO et al., 2014). Tais condições contribuem para o incremento de substâncias orgânicas nas águas, cuja decomposição se faz com o significativo consumo do oxigênio dissolvido, ameaçando a sobrevivência de diversos espécimes (GERMAN et al., 2007). Reforça-se que tais condições podem também afetar o fluxo normal do corpo hídrico em direção à sua foz. Os efeitos da supressão da mata ciliar e urbanização proporciona o aumento da velocidade das águas pluviais contribuindo para intensificação dos processos erosivos, do tipo laminar, ravina e voçoroca, transportando quantidades expressivas de sedimentos que, por sua vez, causam assoreamento e a ocorrência de cheias mais frequentes no rio (PINHEIRO et al., 2018).

Considerando a complexidade inerente à avaliação da qualidade da água e a relevância desse recurso para a sustentação da vida no planeta, o presente estudo pretende contribuir com informações sobre o rio Piracicaba na Bacia Hidrográfica do rio Doce em Minas Gerais, Brasil. Trata-se de corpo aquático submetido à degradação dos seus parâmetros físico-químicos em função do desmatamento (LOPES et al., 2008) e intensa exploração econômica (QUEIROZ et al., 2015).

De modo geral, esse estudo se propõe a analisar os reflexos na qualidade da água do rio Piracicaba em função dos processos poluidores. Destaca-se que foram selecionadas estações de amostragens à jusante das descargas dos efluentes domésticos, águas residuais industriais, carga difusa urbana e agrícola em estações de amostragens inseridas no Vale do Aço. Trata-se de região que alcança repercussão internacional por sediar grandes empresas, tais como, Cenibra (Belo Oriente), Aperam South America (Timóteo) e Usiminas (Ipatinga), todas com um crescente volume de produtos exportados, e sendo o segundo maior pólo urbano-industrial do estado mineiro (S. COSTA et al., 2014).

A relevância desse estudo se relaciona com o diagnóstico da qualidade da água do rio Piracicaba abrangendo localidades distintas em relação à rede de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e permitindo classificar o corpo hídrico segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n°357/2005. Além disso, a análise dos dados constitui-se em subsídio para proposição das principais medidas de contenção.

2 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O rio Piracicaba é considerado o principal formador do rio Doce sendo integrante da Bacia do Médio rio Doce, abrangendo em sua área de influência o Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Trata-se de um corpo aquático e de uma bacia de captação submetido à degradação decorrente

do conjunto expressivo e diversificado de atividades econômicas com uso intenso de recursos naturais (siderurgia, celulose e mineração), concentração urbana e maciço reflorestamento de Eucalyptos destinado à produção de carvão vegetal e celulose (CARVALHO et al., 2012). As principais classificações geológicas do solo e sedimento são Podzólicos Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo que são acentuadamente drenados ocorrendo principalmente nos planaltos dissecados. Estes agrupamentos apresentam, na região, solos com baixa saturação de bases (distróficos) e alta saturação com alumínio (álícos), sendo que os últimos são predominantes em função da sua formação a partir de rochas gnáissicas, leuco e mesocráticas, sobretudo de caráter ácido, magmáticos charnoquitos, xistos e de depósitos argilo-arenosos (LOPES et al., 2008). As características litológicas e hidrológicas assim como a distribuição e incidência de processos supérgenos podem causar a remoção e/ou concentração dos metais tóxicos repercutindo na qualidade da água (MAILLARD et al., 2013).

Este estudo foi realizado em três pontos situados no Médio rio Doce, sendo dois na sub-bacia do rio Piracicaba e um na calha central do rio Doce. Todos os pontos de monitoramento se localizam na região do Vale do Aço e sua localização buscou avaliar os efeitos da industrialização sobre o rio Piracicaba e deste sobre o rio Doce. Desta forma, há um ponto à montante do Vale do Aço (PC1) e dois à jusante do Vale do Aço (PC2 e DO1) (Figura 1). Além dos aspectos quanto à posição relativa às atividades do Vale do Aço, os pontos de coleta (Tabela 1) foram selecionados de acordo com a facilidade de acesso em períodos de seca e de chuva.



Figura 1: Imagem de satélite com a localização dos pontos de monitoramento no Médio Rio Doce, região do Vale do Aço – MG

Tabela 1 - Localização dos pontos de coleta nos ambientes lóticos no Datum SAD69

Ponto	Município	Curso d'água	Latitude	Longitude
PC1	Jaguaraçu	Piracicaba	S 19° 33' 41"	O 42° 42' 47"
PC2	Ipatinga	Piracicaba	S 19° 29' 28"	O 42° 31' 01"
DO1	Santana do Paraíso	Doce	S 19° 28' 49"	O 42° 28' 41"

2.2 AMOSTRAGENS E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

Em relação aos pontos de coleta, vários aspectos devem ser destacados. O PC1 (Figura 2A) se posicionou no Rio Piracicaba à cerca de 400 metros da rodovia BR 381, no povoado conhecido como Lagoa do Pau no município de Jaguaraçu. Nas margens detectou-se presença de mata ciliar rasteira e gramíneas, pasto com criação de gado em uma margem e na outra uma linha ferroviária. O PC2 (Figura 2B) encontra-se na foz do rio Piracicaba após o lançamento de efluente tratado da empresa USIMINAS. A estação de amostragens se localizou a jusante da região do Vale do Aço, no município de Ipatinga. Neste ponto, observou-se mata ciliar com vegetação de grande porte. O DO1 (Figura 2C) localiza-se no rio Doce à jusante da confluência com o rio Piracicaba, especificamente na divisa entre os municípios de Santana do Paraíso e Caratinga, na ponte metálica. Nessa localidade observou-se vegetação fechada e de grande porte em uma das margens, porém ocorreu queimada ao longo do monitoramento; a outra margem possui vegetação rasteira e a maior parte da margem com formações constituídas por bancos de areia explicitando condições interferentes no equilíbrio dinâmico da corrente líquida.



Figura 2: Vista local dos pontos de coletas. A – PC1, B – PC2, C – DO1

As coletas de água e perifiton foram realizadas nos 3 pontos amostrais ao longo de 2 dias consecutivos, entre 20 e 28 dias corridos da última coleta em campo. O intervalo entre as amostragens foi definido de acordo com o período necessário para a colonização do perifiton, de forma a completar um estágio de sucessão entre as coletas e formar uma comunidade madura (MOULTON et al., 2015).

Desta forma, as coletas foram realizadas uma vez a cada mês de agosto de 2012 a julho de 2013, sendo recolhidas amostras de água superficial e perifiton diretamente do rio Piracicaba. Em relação à água, as amostras foram obtidas com auxílio de frasco em polietileno a cerca de 1m da margem. Quanto ao perifiton este foi coletado a partir de substratos artificiais constituídos de lâminas de acetato, os quais foram colocados a cerca de 20 cm de profundidade na água entre 20 a 28 dias antes do dia da coleta.

Para padronizar os procedimentos em campo e evitar interferências nos dados coletados, primeiramente foram medidos os parâmetros *in situ* através da sonda multiparâmetros Hanna 9828, sendo: pH, temperatura da água (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$), sólidos totais dissolvidos (mg/L) e oxigênio dissolvido (mg/L). Logo após foram coletadas amostras de água para análise quantitativa. As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno e colocadas em uma caixa térmica com gelo para conservação em período adequado visando à confiabilidade dos resultados.

Uma fração da amostra de água foi filtrada em filtros GF3 Macherey-Nalgen® pré-muflados, para análise de sólidos totais suspensos, e outra fração em filtros GF5 Macherey-Nalgen® para se obter amostra filtrada. Nesta amostra filtrada foram avaliados os parâmetros de cor verdadeira (Hz) e ortofosfatos (mg/L), realizados no mesmo dia da coleta; amônia (mg/L), nitrato (mg/L) e nitrito (mg/L) que foram realizados em dias posteriores – para tal, as amostras eram congeladas. Uma fração da água bruta, ou seja, sem filtrar, foi armazenada para as análises de turbidez (NTU) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5) realizadas no mesmo dia da coleta, enquanto que nitrogênio total (NTotal(mg/L) e fósforo total (PTotal(mg/L) foram analisados em dias posteriores, tendo sido as amostras congeladas para evitar quaisquer perdas dos nutrientes.

Parte da água bruta foi fixada com solução de lugol para quantificação da comunidade de cianobactérias planctônicas. A comunidade perifítica foi obtida por meio da remoção da mesma das lâminas de acetato com auxílio de estilete e escova e jatos de água. Foram obtidas amostras de 3 lâminas para as análises de: avaliação qualitativa da comunidade, avaliação quantitativa da comunidade, concentração de clorofila-a, matéria orgânica e inorgânica, além de metais. A análise quantitativa das comunidades de cianobactéria e fitoperifítica seguiu o método de sedimentação em câmaras, com contagem em campos aleatórios utilizando microscópio invertido até que a espécie mais abundante atingisse, no mínimo, 100 indivíduos. Os resultados da análise quantitativa de cada táxon foram expressos em células/mL (SIGEE, 2005; SLÁDECKOVÁ, 1991; UTERMÖHL, 1958).

Os procedimentos realizados em laboratório para análises de macro elementos na água seguiram as metodologias listadas no Quadro 1.

Quadro 1 - Métodos analíticos utilizados para mensuração dos parâmetros ambientais em amostras de água do rio Piracicaba, MG, Brasil

Parâmetro Ambiental	Método Analítico
Clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) Coliformes termotolerantes (E. coli)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21 ^a ed., 2005, 10200 H Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21 ^a ed., 2005 método do substrato cromogênico-fluorogênico

Condutividade ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Sonda Multip. HANNA 9858
Cor ($\text{mg Pt}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotômetro MERCK, Nova 400, método 032
DBO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Oxitop
N total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21ª ed., 2005, 4500-N C /4500-NO3 E
N-amoniacoal ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21ª ed., 2005, 4500-NH3 F
NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21ª ed., 2005, 4500-NO2 B
NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21ª ed., 2005, 4500-NO E
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Sonda Multip. HANNA 9858
P total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21ª ed., 2005, 4500-P E
P-solúvel reativo - PO_4^{3-} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	MERCK, 1.14848.0001
pH	Sonda Multip. HANNA 9858
Sólidos Totais Dissolvidos - STD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Sonda Multip. HANNA 9858
Sólidos Totais Suspensos - STS ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Standard Methods WEF, AWWA, APHA, 21ª ed., 2005, 2540 D
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Sonda Multiparâmetros. HANNA 9858
Turbidez (UNT)	Espectrofotômetro MERCK, Nova 400, método 077

2.3 TRATAMENTO DOS DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os dados foram inseridos em um banco digital e organizados em gráficos e tabelas. Médias aritméticas e desvios padrão foram obtidos para todo o conjunto de dados de cada ponto amostral. Além disto, foram obtidos os valores máximos e mínimos do período monitorado.

Para a obtenção das médias e desvios padrões bem como para os testes estatísticos, os valores abaixo do limite de detecção dos métodos (N.D.) foram considerados como igual a zero. Os achados foram comparados aos padrões permissíveis para águas superficiais classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008) para os parâmetros descritos na Tabela 2. Os ambientes foram considerados classe 2, uma vez que os mesmos ainda não foram enquadrados pelo órgão ambiental competente, conforme previsto no artigo 42 da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Tabela 2 - Padrões CONAMA 357/2005 para águas superficiais classe 2

Parâmetro	Padrão
Clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	30
Cor ($\text{mg Pt}\cdot\text{L}^{-1}$)	75
N-amoniacoal ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3,7 (pH \leq 7,5); 2,0 (7,5<pH<8,0); 1,0 (8,0<pH<8,5); 0,5 (pH \geq 8,5)
NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1
NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	10
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5
P total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,1 (lótico) ou 0,03 (lêntico)
pH	6 a 9
Sólidos Totais Dissolvidos - STD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	500
Turbidez (UNT)	100

Fonte: IGAM, 2015.

Para avaliar a qualidade da água foi estimado o Índice de Qualidade da Água (IQA) pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integrem o índice como se observa na equação 1:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}$$

Fórmula 1: Expressão para cálculo do IQA

O IQA corresponde ao produto ponderado dos parâmetros físico-químicos da água correspondente às variáveis que integram o índice como se observa na equação 1 e apresentados na Tabela 3 e na Tabela 4.

Tabela 3 - Pesos dos parâmetros físico-químicos para o índice de qualidade

Parâmetro	Peso (wi)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes fecais	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Nitrato	0,10
Fosfato	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Resíduos Totais	0,08
TOTAL	1

Fonte: IGAM, 2015.

Tabela 4 - Classificação do Índice de Qualidade da água

Categoria (IQA)	Ponderação	Cor Indicadora
Excelente	90 < IQA ≤ 100	Azul Escuro
Bom	70 < IQA ≤ 90	Verde Claro
Médio	50 < IQA ≤ 70	Amarelo
Ruim	25 < IQA ≤ 50	Laranja
Muito Ruim	0 ≤ IQA ≤ 25,10	Vermelho

Fonte: IGAM, 2015.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 QUALIDADE DA ÁGUA

Os resultados relativos à qualidade da água mostram diferenças significativas entre os pontos de coleta, principalmente para condutividade elétrica (CE), nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), nitrato (N-NO₃), nitrogênio total (N-total), fósforo total (P-total), cor verdadeira, turbidez (NTU) e sólidos totais dissolvidos (STD) e em sólidos totais suspensos (STS). Tais variáveis mostram estreita interação, uma vez que os processos de decomposição de material em suspensão produzem formas dissolvidas que compõem os sólidos dissolvidos, incluindo nutrientes, e os íons responsáveis pela condução elétrica. Além disso, a concentração de sólidos em suspensão mostra correlação positiva com a turbidez. Amaral et al. alertam para modificação relativa às condições de iluminação das águas e o alcance da radiação luminosa, influenciando a fotossíntese e crescimento das plantas aquáticas e do plâncton, especialmente em águas paradas ou com baixa velocidade de escoamento.

Quanto à temperatura da água, PC1 apresentou temperatura média cerca de 1 °C abaixo dos pontos PC2 e DO1, exibindo temperatura máxima de 27,64 °C. Dos pontos monitorados, a temperatura nunca excedeu os 30° C e sempre se encontrou acima dos 20° C, faixa que não seria limitante ao crescimento da biota. No geral, a temperatura oscilou de acordo com as mudanças climáticas, exibindo temperaturas mais amenas nos períodos secos (agosto, setembro, abril, maio, junho e julho) e valores incrementados nos períodos chuvosos (outubro a março) conforme apresentado na Figura 3.

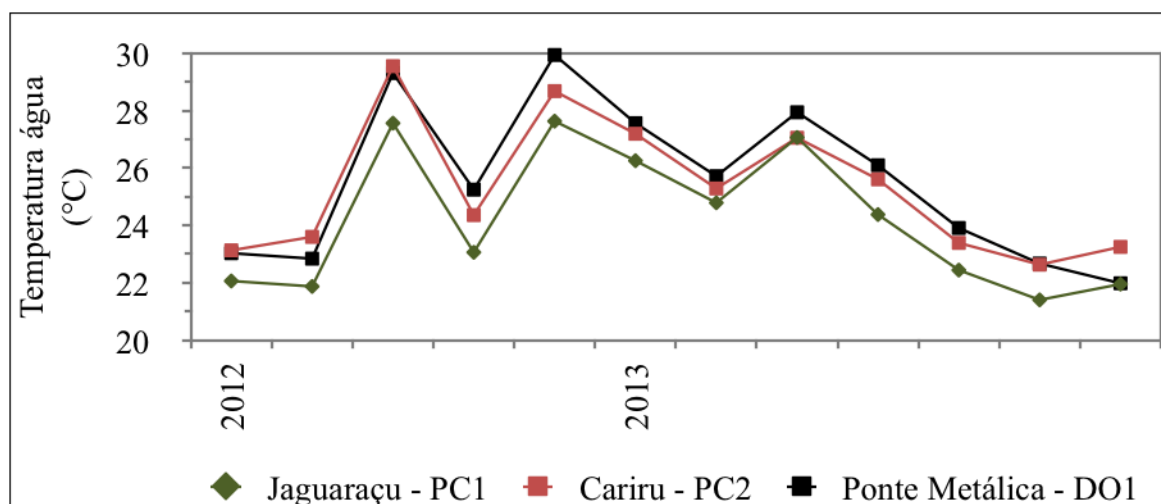


Figura 3: Temperatura da água nas estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

O pH mostrou valores dentro dos limites propostos pelo CONAMA e CERIG/COPAM, entre 6 e 9, com valores médios próximos do neutro. No ponto DO1, no Rio Doce, os valores mostraram tendência para alcalinização das águas (Figura 4).

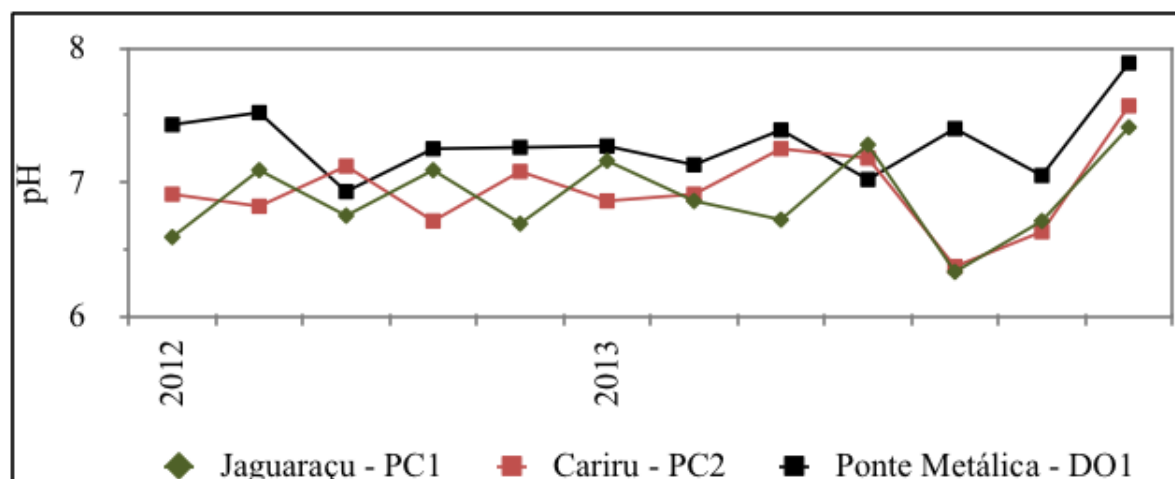


Figura 4: pH da água nas estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

Os valores de condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, nitrogênio e fósforo indicaram a disponibilidade de nutrientes no ambiente lótico. Apenas P-total apresentou resultados acima do Valor Máximo Permitido (VMP) conforme CONAMA 357/2005 correspondente a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que estes geralmente ocorreram no período chuvoso, com um pico em novembro em DO1 sofreu diluição após o desague no Rio Doce (Figura 5), Além do maior valor registrado em DO1, no geral, PC2 apresentou concentrações mais elevadas de P-total comparado aos outros pontos, seguido por DO1, que ao diluir estes nutrientes, colocam os valores a níveis aceitáveis. Nos corpos d'água, a disponibilidade de fósforo resulta principalmente da lixiviação do solo e decomposição de matéria orgânica. Pode ser resultado da ação antrópica, como o uso de fertilizantes nas plantações e o despejo de efluentes industriais e urbanos (NAJJAR et al., 2014). Assim, o aumento das concentrações de fósforo nos corpos d'água é comum na estação chuvosa, já que há um aumento da lixiviação decorrente do maior escoamento superficial. Essa performance ambiental se mostra prevalente em bacias de drenagem com maior área de escoamento superficial, caso do ponto DO1, que além de receber a carga do Rio Piracicaba, recebe também toda a carga das sub-bacias do rio Doce à montante deste. Cabe ressaltar que, apesar de apresentar maiores concentrações de P-total, a forma dissolvida de fósforo (P-SR) foi menos significativa neste ponto, comparado aos demais pontos do Rio Piracicaba. Constataram-se valores médios máximos e mínimos em PC1 $0,104\sigma=\pm 0,500$ até $0,152\sigma=\pm 0,500$, PC2 $0,104\sigma=\pm 0,560$ até $0,176\sigma=\pm 0,560$ e DO1 $0,054\sigma=\pm 0,152$ até $0,059\sigma=\pm 0,152$. Formas inorgânicas dissolvidas indicam que a entrada do fósforo no sistema por fontes antrópicas são mais recente (BRAOS et al., 2015).

Além do P-total (Figura 5), os valores de condutividade elétrica (Figura 6), Sólidos Dissolvidos Totais – SDT (Figura 7) e as formas nitrogenadas (Figura 8) foram superiores em PC2 em comparação com os demais pontos. Cabe ressaltar que as formas inorgânicas dissolvidas de nitrogênio em PC2 foram muito significativas, representando em média 82% do nitrogênio disponível, sendo que nos pontos PC1 e DO1, não superaram 65%. Apesar de, em todos os pontos, a forma predominante ter sido o nitrato, em PC2, o teor N-amoniaco foi elevado e pode estar associado a fontes próximas ou despejos recentes de esgoto doméstico (IGAM, 2014) que contribuiu com 17% do nitrogênio, enquanto nos demais pontos este valor não superou os 5%.

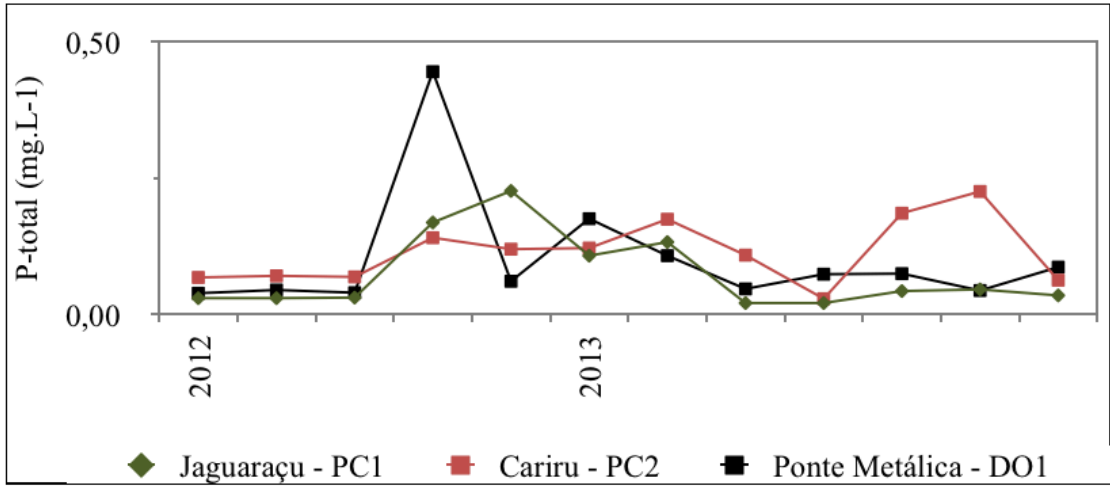


Figura 5: Ptotal nas estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil.

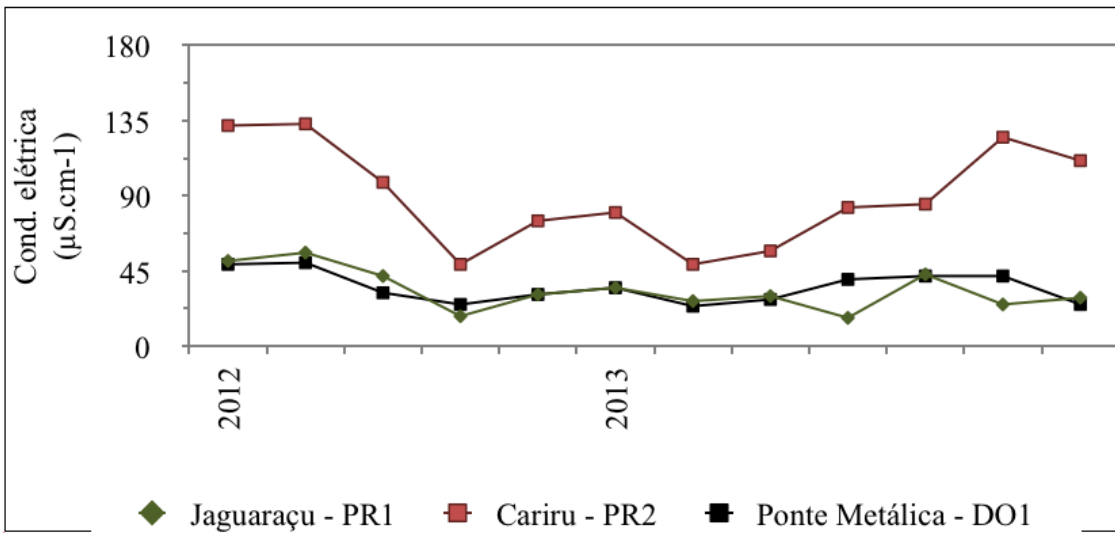


Figura 6: Condutividade nas estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

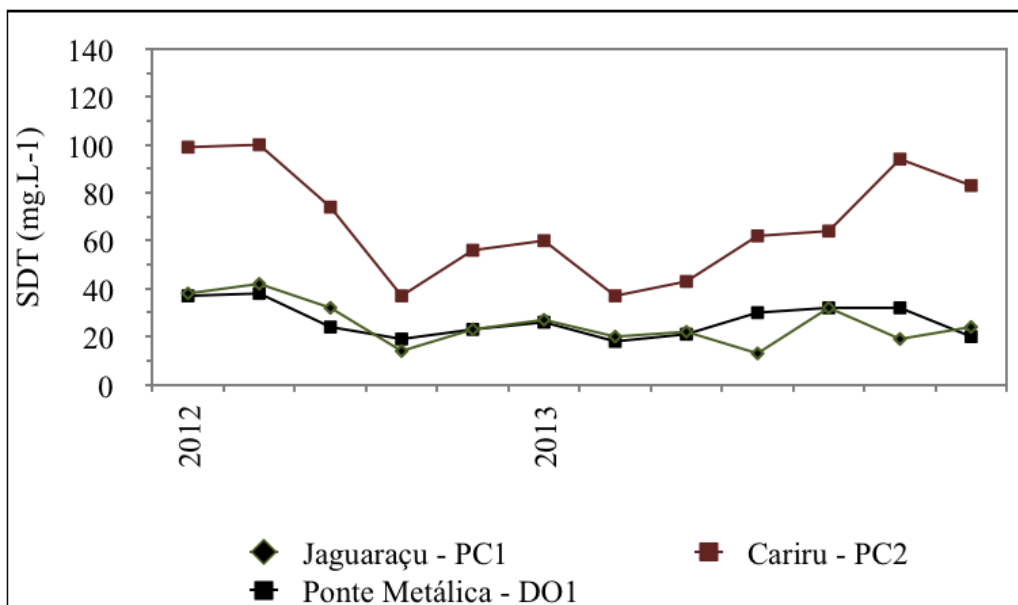


Figura 7: SDT nas estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

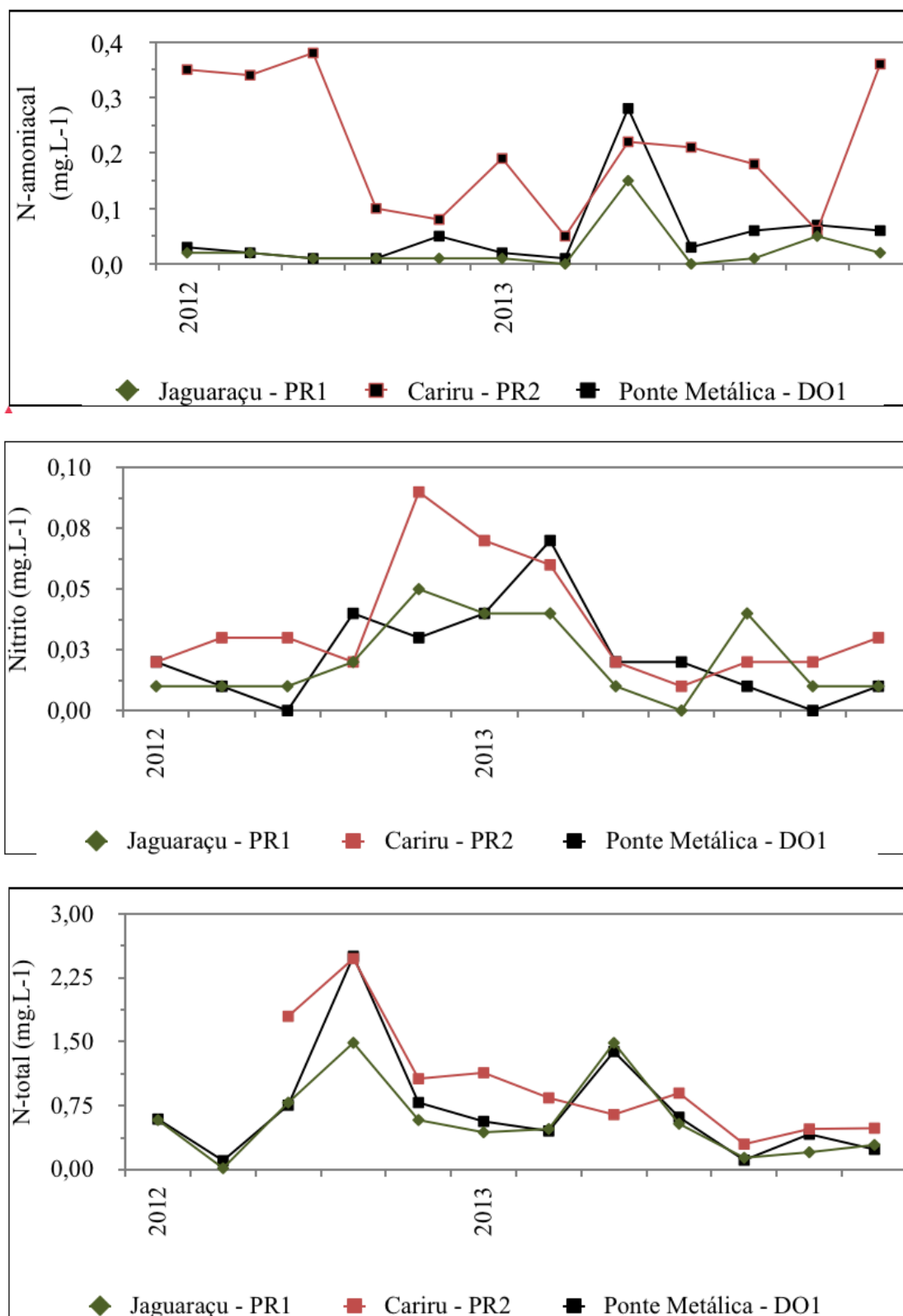


Figura 8: Formas nitrogenadas (N-amoniacaal, nitrato, nitrito e N-total) na água em estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil.

A contaminação do Rio Piracicaba por esgoto doméstico foi comprovada pelos elevados valores encontrados para *Escherichia coli* (coliformes termotolerantes) nos pontos PC1 e PC2, com média 2 vezes superior aos valores em DO1 (Figura 9). Cabe ressaltar, entretanto, que apesar de DO1 exibir menores valores de coliformes, tal como os demais pontos, as concentrações registradas foram muito superiores ao limite estabelecido pelo CONAMA e CERGH/COPAM de $1000 \text{ UFC} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ (Figura 9). Tais resultados indicam o efeito de diluição do rio Doce sobre as águas do rio Piracicaba. Entretanto, isso não é suficiente para retornar a qualidade da água aos níveis desejados. Além disso, a contaminação por esgoto doméstico no rio Piracicaba não está restrita ao Vale do Aço e antes desta região, o esgoto doméstico já vem degradando o ambiente. É importante salientar que o município de Ipatinga, o qual possui a maior população do Vale do Aço, é o único que possui 100% do seu esgoto doméstico tratado (IGAM, 2014).

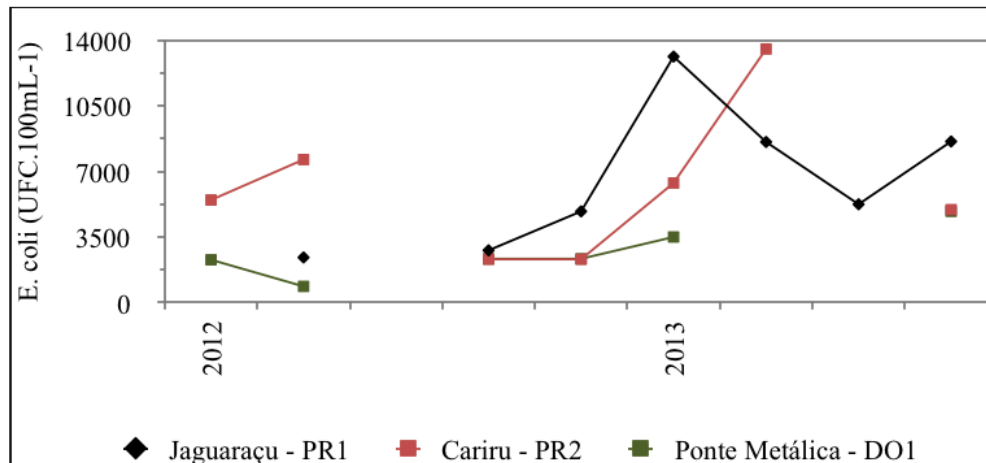


Figura 9: E. coli na água em estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

A predominância de nitrogênio na forma de nitrato pode estar diretamente relacionada à elevada disponibilidade de oxigênio dissolvido nos pontos amostrados, decorrente provavelmente da elevada turbulência do ambiente. Em nenhum período, o oxigênio esteve abaixo do limite CONAMA e CERGH/COPAM de $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, sendo que os valores foram em média superiores a $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 10). Cabe ressaltar, entretanto, que apesar dos níveis elevados de oxigênio, foi possível perceber a influência negativa da região do Vale do Aço sobre o curso d'água, visto que os valores à montante (PC1) foram superiores do que os valores à jusante (PC2).

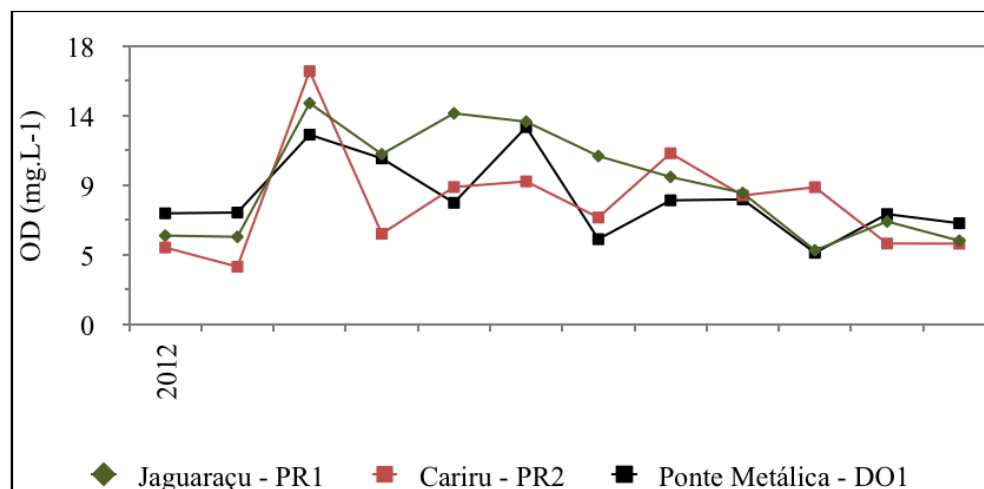


Figura 10: OD na água em estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

Os achados sugerem que a elevada disponibilidade de oxigênio no corpo hídrico (Figura 8) favoreceu a degradação de matéria orgânica, avaliada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), visto que a presença de elevada concentração de *E. coli* indica contaminação por esgoto doméstico. Em nenhum dos pontos monitorados, os valores médios de DBO ultrapassaram o limite do CONAMA e CERGH/COPAM de 5 mg.L⁻¹ (Figura 11).

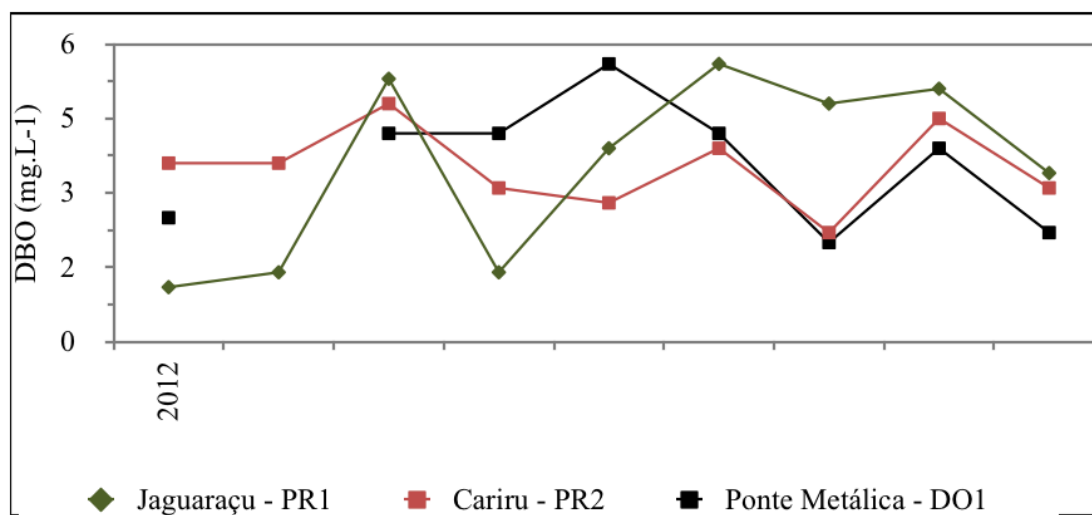


Figura 11: DBO na água em estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

Apesar dos pontos do rio Piracicaba, principalmente PC2, terem apresentado concentrações mais elevadas para as variáveis relacionadas às formas dissolvidas, para a variável cor isto não foi verdadeiro. Cabe ressaltar que boa parte dos compostos dissolvidos que configuram cor à água está associada a processos de decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING et al., 2006). Desta forma, é de se esperar que áreas com menor ocupação urbana e com maior ocupação por formas vegetadas, naturais ou não, apresentariam um nível mais elevado de cor. Logo, os valores menos elevados para PC2 seriam esperados, visto que este ponto está à jusante da maior parte da área urbanizada da região do Vale do Aço. Tal como as demais variáveis associadas ao escoamento superficial, a cor também apresentou os maiores valores no período de chuvas (Figura 12).

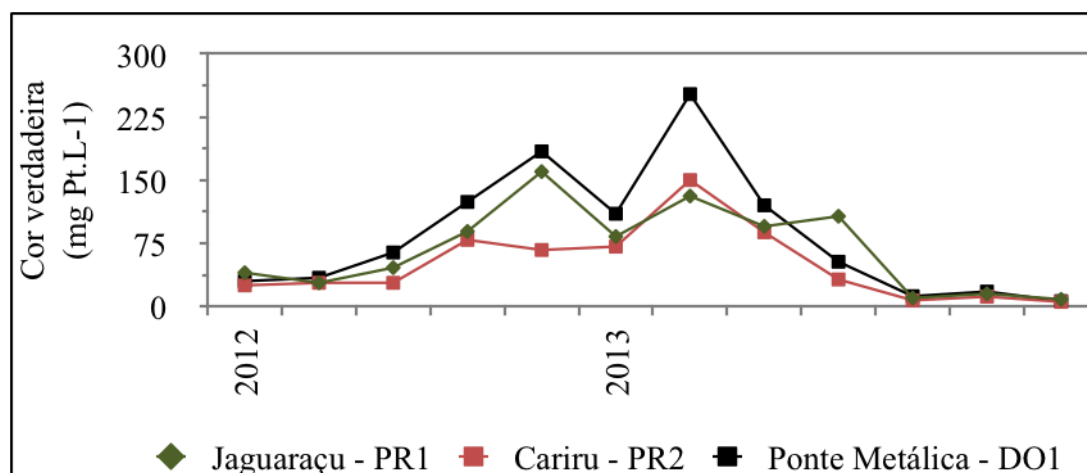


Figura 12: Cor na água em estações amostrais do Rio Piracicaba, MG, Brasil

DO1 apresentou valores mais elevados para outras variáveis diretamente associadas ao escoamento superficial da bacia de drenagem, como turbidez e sólidos em suspensão. A mensuração dos teores de Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Inorgânicos (SSI) e Sólidos em Suspensão Orgânicos (SSO) em todos os pontos monitorados permitiu verificar a predominância dos teores dos inorgânicos, representando acima de 80% da fração total (Figura 13).

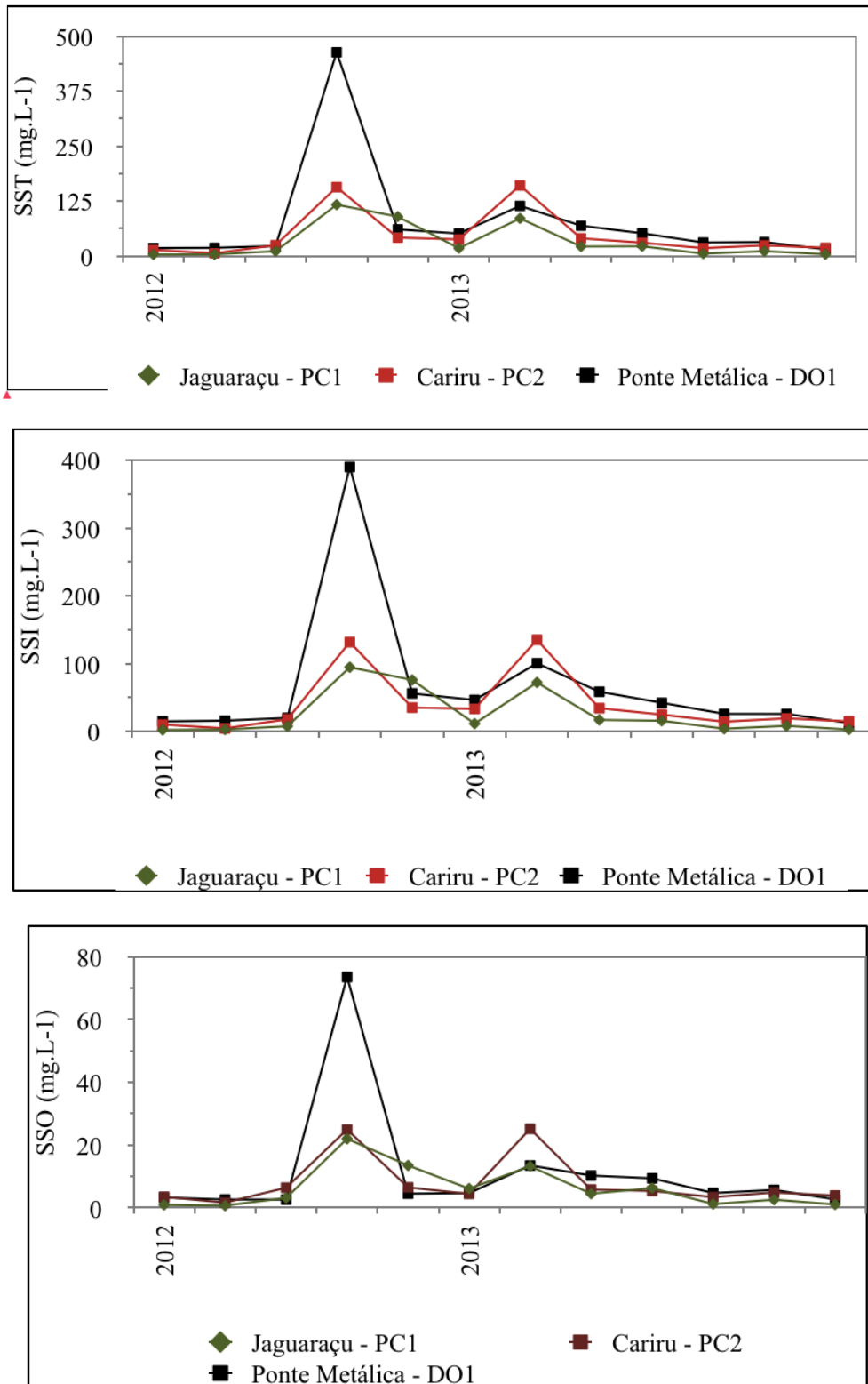


Figura 13: Frações de sólidos nos pontos de monitoramento do Rio Piracicaba, MG, Brasil

A contaminação do Rio Piracicaba por esgoto doméstico foi comprovada pelos elevados valores encontrados para *Escherichia coli* nos pontos PC1 e PC2, com média 2 vezes superior a DO1 (Figura 9). Cabe ressaltar, entretanto, que apesar de DO1 exibir menores valores de coliformes, tal como os demais pontos as concentrações registradas foram muito superiores ao limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005. Tais resultantes indicaram o efeito de diluição do rio Doce sobre as águas do Piracicaba, no qual, entretanto, não se mostrou suficiente para retornar a qualidade da água aos níveis desejados. Além disso, a contaminação por esgoto doméstico no rio Piracicaba não está restrita ao Vale do Aço e antes desta região já vem degradando a qualidade do ambiente. É importante salientar que o município de Ipatinga, o qual possui a maior população do Vale do Aço, é o único que possui 100% do seu esgoto doméstico tratado (QUEIROZ et al., 2015).

Em relação à turbidez, os resultados também explicitaram os impactos relativos ao incremento da pluviometria. Detectou-se que de modo geral em DO1 foram apurados os resultados mais elevados (Figura 14), explicitando a relação com as atividades econômicas. Além disso, constatou-se um pico na turbidez em PC1 na estação chuvosa possivelmente em função do maior carreamento dos sedimentos marginais por enxurrada (MICHEL et al., 2015).

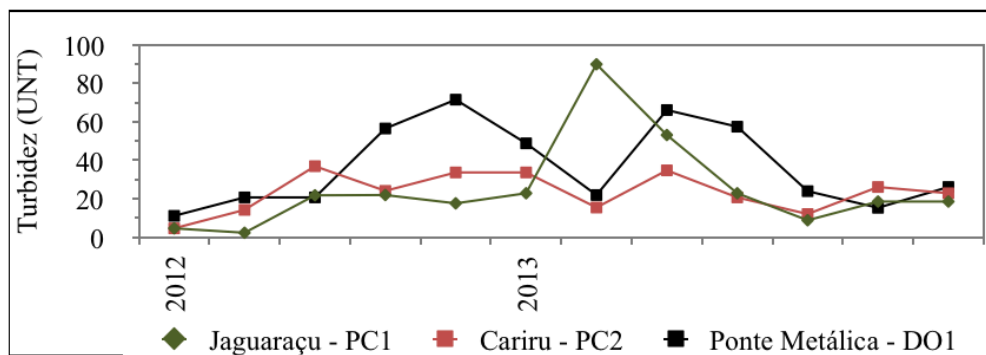


Figura 14: Turbidez nos pontos de monitoramento do Rio Piracicaba, MG, Brasil

Quanto ao índice de qualidade das águas (IQA), a maior parte dos valores obtidos classificou as águas com níveis de qualidade boa, seguida de aceitável, não ocorrendo no período estudado, em nenhum momento, a condição ruim. As boas condições do IQA (Figura 15) provavelmente sejam decorrentes dos elevados valores de oxigênio dissolvido no corpo hídrico.

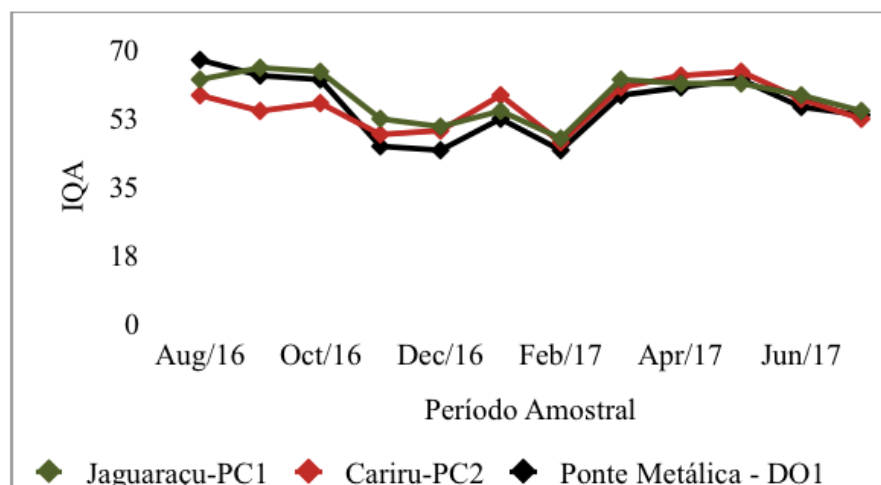


Figura 14: Turbidez nos pontos de monitoramento do Rio Piracicaba, MG, Brasil

As baixas concentrações de concentrações de clorofila-a ($< 1 \mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água nos ambientes monitorados indicaram que, como esperado para rios, a comunidade fitoplanctônica não era expressiva. Desta forma, a avaliação da comunidade fitoperifítica se mostrou essencial para a compreensão dos processos de produção primária no ambiente. Além disto, esta comunidade é considerada um excelente bioindicador de condições ambientais (MACHADO FILHO et al., 2014).

Apesar de não abundante em ambientes lóticos (rios), o fitoplâncton pode ocorrer nestes e alguns grupos podem ser preocupantes quando abundantes, é o caso da cianobactérias. Estes organismos são reconhecidos pela produção de cianotoxinas e outros metabólitos secundários, levando a impalatabilidade e/ou não potabilidade da água, como também a inadequação para uso recreacional (Echeveste et al., 2017).

Pelo resultado ficou evidente que esta comunidade era mais abundante no ponto PC2 (Figura 16), o que pode ser uma resposta a maior quantidade de nutrientes dissolvidos neste ponto, bem como ao menor fluxo da água.

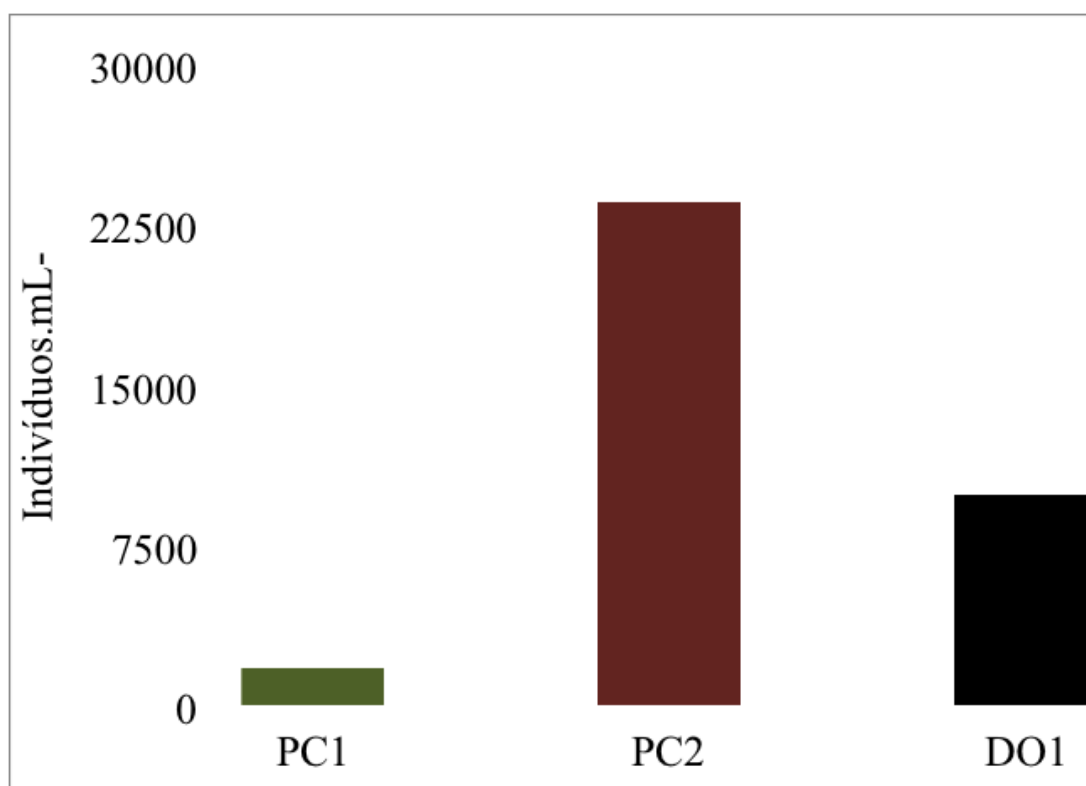


Figura 16: Abundância de cianobactérias planctônicas no Rio Piracicaba, MG, Brasil

Os achados desses estudos permitiram constatar o comprometimento da qualidade da água do Rio Piracicaba, MG, Brasil. Tais condições podem afetar a vida aquática e acarretar em elevação dos custos para o sistema de abastecimento doméstico.

4 CONCLUSÕES

Os dados obtidos, quanto ao recurso hídrico dos pontos analisados, indicam que as atividades do Vale do Aço intensificam a deterioração da qualidade da água do rio Piracicaba, como foi detectado para as variáveis relativas à disponibilidade de nutrientes e condutividade elétrica,

N-amoniaco e fósforo dissolvido, as quais apresentaram valores mais elevados no ponto à jusante do Vale do Aço (PC2). Isto foi reforçado pela composição e abundância da comunidade periférica. Além disso, o Rio Piracicaba indicou uma elevada carga de contaminação de material fecal, associado, provavelmente, ao lançamento de esgoto doméstico sem tratamento.

Quanto ao efeito do rio Piracicaba sobre a qualidade do rio Doce, observou-se que o último ainda possui capacidade de diluição e que o mesmo também apresenta uma maior carga de sólidos suspensos carregados, principalmente inorgânicos. Além disso, os achados relativos à comunidade periférica indicaram uma resposta de alteração possivelmente associada aos metais e poluentes orgânicos. Destacam-se os valores de pico detectados em PC1 em comparação às demais estações amostrais PC2 e DO1.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) o apoio concedido para o desenvolvimento dessas investigações científicas.

WATER QUALITY MONITORING IN PIRACICABA RIVER, DOCE BASIN RIVER, MINAS GERAIS, BRAZIL

ABSTRACT: This study aimed to evaluate the water quality of the Rio Piracicaba in the industrial region of the Steel Valley, located in the portion of the middle Rio Doce - MG, Brazil. Measurement focused on the evaluation of the classical parameters for the Water Quality Index (WQI) as well as the communities of plankton and periphyton cyanobacteria. Physicochemical data were used the samples taken at three collection points, being in Jaguaraçu (PC1), Ipatinga (PC2) and Santana do Paraíso (DO1). The selection of sampling stations sought to highlight the consequences inherent in the economic activities in the study area and also ensure access in periods of drought and rain. It found the prevalence of results, pointing WQI acceptable (57.94%) and bad (42.06%). In addition, low concentrations of chlorophyll-a ($<1 \mu\text{g.L}^{-1}$) in water samples in monitored environments indicated that, as expected for rivers, the phytoplankton community was not significant. However, the results showed an increase of cyanobacteria community PC2 denoting relationship with the greater amount of dissolved nutrients in this point and the lowest water flow. The results showed the water quality degradation possibly due to the economic exploitation model across land mass covered by water body.

KEYWORDS: Piracicaba River, Water Quality, Cyanobacteria, Mitigating Measures.

Originals recebidos em: 21/06/2018
Aceito para publicação em: 12/11/2019

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, F. D. R. ; ALMEIDA, C. M. V. B.; BONILLA, S. H. ; SACOMANO, JOSÉ B. ; GIANNETTI, B. F. ; GIANNETTI, B. F. . **Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net energy yield on the recovered materials?**. Resources, Conservation and Recycling, v. 73, p. 143-155, 2013.

ALMEIDA, J.R.F. ; Frischkorn, H. . **AGRUPAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS DE UM PEQUENO AQUÍFERO ALUVIAL: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIACHO FORQUILHA EM QUIXERAMOBIM-CE/BRASIL**. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales, v. 8, p. 114-130, 2015.

AMARAL, A. L. ; GINORIS, Y. P. ; NICOLAU, A. ; Coelho, M. A. Z. ; FERREIRA, E. C.. **Stalked protozoa identification by image analysis and multivariable statistical techniques**. Analytical and Bioanalytical Chemistry, v. 391, p. 1321-1325, 2008.

BRAOS, L. B.; CRUZ, M. C. P.; FERREIRA, M. E.; KUHNEN, F. . **Organic Phosphorus Fractions in soil fertilized with cattle manure**. Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso), v. 39, p. 140-150, 2015.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução 357/2005. Brasília: 2005. 23p.

Carvalho, S. T.; Martins, I. C. R.; GONÇALVES, P. S.; Siqueira, R.; Sabará, M G.. **Avaliação do uso de áreas construídas de superfície alagada livre (SAL) para tratamento de efluentes superficiais de pátios de compostagem da indústria de celulose**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 17, p. 131-142, 2012.

Echeveste, P.; SILVA, JAQUELINE C.; LOMBARDI, A. T.. **Cu and Cd affect distinctly the physiology of a cosmopolitan tropical freshwater phytoplankton**. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 143, p. 228-235, 2017.

GERMAN, G. ; Mojica, J. I. ; PROVENZANO, F. ; LASSO, C. ; TAPHORN, D. ; CASTELLANOS, C. ; CORTÉS, Á. L. G. ; GUTIERREZ, M. ; LOPEZ, Y. ; MESA, L. ; Sánchez, P. ; CIPAMOCHA, C. . **Peces de la Orinoquía colombiana con énfasis en especies ornamentales**. 1. ed. Bogotá D.C.: Ramos López Editorial, 2007. v. 1. 425p.

LOPES, G. ; VEADO, M. A. R. V. ; COSTA, A. A. ; QUEIROZ, M. T. A. . **Nuclear application in studies of environmental pollution in Brazil**. IAEA-Tecdoc, v. 42, p. 2022-2028, 2008.

MACHADO, R. C. A. ; FEITOSA, F.A.N. ; L, K. M. ; FLORES MONTES, M. J. ; BASTOS, R. B. ; JALES, M. C. . **Phytoplankton Productivity and Hydrology of Porto de Galinhas Reef Ecosystem (Pernambuco, Brazil)**. Journal of Coastal Research, v. 294, p. 371-378, 2014.

MACHADO FILHO, A. C.; DA COSTA, E. P.; DA COSTA, E. P.; REIS, I. S.; FERNANDES, E. A. C.; PAIM, B. V.; MARTINEZ-ESPINOSA, F. E. . **Effects of Vivax Malaria Acquired Before 20 Weeks of Pregnancy on Subsequent Changes in Fetal Growth**. The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene, v. 90, p. 371-376, 2014.

Maillard, P.; Alencar-Silva, T. **A method for delineating riparian forests using region-based**

image classification and depth-to-water analysis. International Journal of Remote Sensing (Online), v. 34, p. 7991-8010, 2013.

MICHEL, G. P.; GOERL, R. F.; KOBAYAMA, M.. **Critical rainfall to trigger landslides in Cunha River basin, southern Brazil.** Natural Hazards (Dordrecht), v. 75, p. 2369-2384, 2015.

Moulton, T. P. ; LOURENÇO-AMORIM, C.; SASADA-SATO, C. Y. ; NERES-LIMA, V.; ZANDONÁ, E.. **Dynamics of algal production and ephemeropteran grazing of periphyton in a tropical stream.** International Review of Hydrobiology, v. 100, p. 61-68, 2015.

NAJJAR, N. H. E. ; TOUFFET, A.; DEBORDE, M.; JOURNEL, R. ; LEITNER, N. K. V.. **Kinetics of paracetamol oxidation by ozone and hydroxyl radicals, formation of transformation products and toxicity.** Separation and Purification Technology (Print), v. 136, p. 137-143, 2014.

PINHEIRO, C. A. K. ; VALE, C. C.; COELHO, A. L. N. . **Avaliação da fragilidade emergente na bacia do rio São Mateus e o enquadramento da APA de Conceição da Barra (ES).** Revista Brasileira de Geografia, v. 62, p. 123-138, 2018.

QUEIROZ, M. T. A. ; SABARA, M. G. ; QUEIROZ, C. A. ; LIMA, L.R. P. ; LEAO, M. M. D. ; AMORIM, C. C. . **Estudo de Caso:** Análise Espaço-Temporal do Ribeirão Caladinho, Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, Minas Gerais, para Abastecimento Público. Ciência e Natura, v. 37, p. 141-150, 2015.

S. COSTA, E. T. ; GUILHERME, L. R. G. ; LOPES, G.; Marques, J. J. ; CURI, N.. **Effect of Equilibrium Solution Ionic Strength on the Adsorption of Zn, Cu, Cd, Pb, As, and P on Aluminum Mining By-Product.** Water, Air and Soil Pollution (Print), v. 225, p. 1894-1905, 2014.

SIGEE, D. C. **Freshwater microbiology:** biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the freshwater environment. England: John Wiley & Sons Ltd. 2005. 524p.

SLÁDECKOVÁ, A. **The hole of periphyton in water supply.** Verh. Internat. Verein. Limnol. v. 24, p. 2174-2178, 1991.

UTERMÖHL, H. **Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton:** methodik. Mitt. Int.Verein. Theor. Angew. Limnol., v. 9, p. 1-38. 1958.

VON SPERLING, E.; TASSIN., B. ; VINCON-LEITE, B. . **Aspectos de qualidade da água em bacias de retenção urbanas.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 11, p. 27-35, 2006.