

DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CÓRREGO JACUÍ, JOÃO MONLEVADE, MG

**CARLOS ALBERTO DE PAULA¹, JUSSARA APARECIDA DE OLIVEIRA
COTTA², JEANE DE FÁTIMA CUNHA BRANDÃO³, HUITA DO COUTO MATOZO⁴**

¹ Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado de Minas Gerais.

² Doutora e Mestre em Ciências (área de concentração Química Analítica) pela Universidade de São Paulo (USP); Graduada em Química pela Universidade Federal de Viçosa (UFV); Professor(a) da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG). jussara.cotta@uemg.br

³ Doutora em Ciências Florestais pela Universidade Federal de Viçosa (UFV); Graduada em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV); Professor(a) da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG).

⁴ Mestre em Ciências pela Universidade de São Paulo (USP); Graduado em Química pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR); Professor da Escola Estadual Luiz Prisco de Braga e Escola Municipal Cônego José Higino de Freitas.

RESUMO

O trabalho teve como objetivo realizar um diagnóstico ambiental da qualidade das águas de um córrego que percorre a zona urbana do município de João Monlevade, MG. Foram selecionados três pontos para realização da amostragem, sendo o primeiro ponto na nascente do bairro Santo Hipólito (P1) e dois no curso d'água que percorre os bairros Campos Elíseos (P2) e Cruzeiro Celeste (P3), ambos recebem lançamento de esgoto. Em cada ponto, foram coletadas seis amostras em campanha única, realizada em 22 de outubro de 2018. Para cada amostra, realizou-se a determinação do pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio Kjeldahl total (NKT), fósforo total, sólidos sedimentáveis, sólidos totais e turbidez. As médias dos parâmetros foram comparados por meio de Análise de Variância (ANOVA), utilizando-se o teste F e, posteriormente, o teste Tukey, ao nível de 5% de significância. Os valores dos parâmetros também foram comparados com a legislação vigente. Ao término, verificaram-se os seguintes valores médios para os parâmetros avaliados: OD: P1- 9,07 mg.L⁻¹, P2- 7,47 mg.L⁻¹ e P3- 6,13 mg.L⁻¹; DBO: P1- 26,67 mg O₂.L⁻¹, P2- 80,0 mg O₂.L⁻¹ e P3- 186,67 mg O₂.L⁻¹; DQO: P1- 27,50 mg O₂.L⁻¹, P2- 117,5 mg O₂.L⁻¹ e P3- 287,50 mg O₂.L⁻¹; NKT: P1- 22,32 mg N.L⁻¹, P2- 197,76 mg N.L⁻¹ e P3- 562,28 mg N.L⁻¹; fósforo total: P1- 0,0161 mg P.L⁻¹, P2- 0,1836 mg P.L⁻¹ e P3- 0,7596 mg P.L⁻¹. Embasados pelos resultados dos parâmetros, notou-se que o curso d'água vem passando por um processo de degradação devido ao assoreamento da nascente e ao grande lançamento de esgoto sanitário, sem tratamento em sua extensão. A maior parte dos parâmetros estão em desacordo com a legislação. Os dados levantados poderão alertar os órgãos públicos quanto aos possíveis problemas e riscos à saúde pública, bem como auxiliar na adoção de medidas para o controle da poluição.

Palavras-chave: Água; Degradação ambiental; Saneamento Urbano.

DIAGNOSIS OF THE WATER QUALITY OF THE STREAM JACUÍ, JOÃO MONLEVADE, MG

ABSTRACT

The work aimed to carry out an environmental diagnosis of the water quality of a stream that runs through the urban area of João Monlevade, MG. Three points were selected to carry out the sampling, the first point at the source of the Santo Hipólito neighborhood (P1), and two in the watercourse that runs through the Campos Elíseos (P2) and Cruzeiro Celeste (P3) neighborhoods, both receive launch of Sewer. At each point, six samples were collected in a single campaign, held on October 22, 2018. For each sample, pH, dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand were determined (COD), total Kjeldahl nitrogen (NKT), total phosphorus, sedimentable solids, total solids and turbidity. The means of the parameters were compared using Analysis of Variance (ANOVA), using the F test and subsequently the Tukey test, at the level of 5% of significance. The values of the parameters were also compared with the current legislation. At the end, the following average values were verified for the evaluated parameters: DO: P1- 9.07 mg.L⁻¹, P2- 7.47 mg.L⁻¹ and P3- 6.13 mg.L⁻¹; BOD: P1- 26.67 mg O₂.L⁻¹, P2- 80.0 mg O₂.L⁻¹ and P3- 186.67 mg O₂.L⁻¹; COD: P1- 27.50 mg O₂.L⁻¹, P2- 117.5 mg O₂.L⁻¹ and P3- 287.50 mg O₂.L⁻¹; NKT: P1- 22.32 mg N.L⁻¹, P2- 197.76 mg N.L⁻¹ and P3- 562.28 mg N.L⁻¹; total phosphorus: P1- 0.0161 mg P.L⁻¹, P2- 0.1836 mg P.L⁻¹ and P3- 0.7559 mg P.L⁻¹. Based on the results of the parameters, it was noted that the watercourse has been undergoing a degradation process due to the silting up of the spring and the large release of sewage, without treatment in its extension. Most parameters are at odds with the legislation. The data collected may alert public agencies to possible problems and risks to public health, as well as assist in the adoption of measures to control pollution.

Keywords: Water; Urban Sanitation; Environmental Degradation.

1 INTRODUÇÃO

Ao discorrer sobre a qualidade da água, a discussão abrange aspectos que estão estreitamente ligados ao conhecimento de sua química, aos fatores naturais e, principalmente, pelas ações das ocupações humanas ao longo dos mananciais. Há décadas, o processo de urbanização no cenário brasileiro vem alcançando proporções de constante expansão. Fato que culmina na aproximação das populações às Áreas de Preservação Permanente, as quais apresentam características de grande valor ambiental e que vem, ao longo de anos, sofrendo grandes impactos, tanto nas áreas marginais aos cursos d'água quanto na qualidade de suas águas.

Como se sabe, as ocupações e as atividades antrópicas realizadas sem o devido planejamento e infraestrutura têm ocasionado sérios problemas de ordem ambiental e de saúde pública, principalmente no que tange à correta destinação dos efluentes sanitários que, muitas vezes, tem sido lançados diretamente, sem nenhum tratamento em trechos de curso

d'água com algum potencial de uso. A indiscriminada destinação de efluentes, seja qual for a sua categoria, apresenta condições para alterar com significância os processos naturais que regem o ecossistema da localidade afetada, além de condicionar a contaminação das populações adjacentes que fazem uso de tal recurso hídrico.

Diante dessa problemática, surgiu o interesse de averiguar um córrego do município mineiro de João Monlevade, localizado na região centro-leste do estado de Minas Gerais e posicionado aproximadamente a 110 Km da capital Belo Horizonte, na bacia do Rio Doce, sub bacia do rio Piracicaba, especificamente em um trecho de curso d'água que percorre três bairros da cidade.

Em consonância com o exposto, esta pesquisa buscou responder a seguinte pergunta de investigação: como os lançamentos de efluentes líquidos influenciam a qualidade das águas da microbacia entre os bairros Santo Hipólito e Cruzeiro Celeste?

Dessa forma, o trabalho objetivou realizar um diagnóstico sobre a qualidade das águas de um córrego pertencente aos bairros Santo Hipólito, Campos Elíseos e Cruzeiro Celeste, em João Monlevade, MG. As análises físico-químicas das águas foram comparadas com a Resolução 357/2005 do CONAMA, a fim de descrever como se encontra a atual situação do córrego Jacuí quanto à degradação causada pelo despejo de efluente.

Leite (2004) afirma que a poluição dos corpos hídricos superficiais se destaca como um problema ambiental de ordem mundial, impactando negativamente na saúde ambiental e prejudicando a manutenção das condições básicas de qualidade das águas em suas várias utilizações.

A Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional Meio Ambiente, em seu artigo 3º inciso III, dá a seguinte conceituação para poluição:

Poluição é a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981, *on-line*).

Von Sperling (2014a) classifica as fontes poluidoras como pontuais e difusas. Para este autor, a poluição é dada como pontual quando a carga de poluentes é totalmente descarregada em uma dada localização do corpo hídrico; por outro lado, é considerada difusa nas ocasiões que os poluentes têm seus lançamentos distribuídos na extensão do curso d'água. Brito (2005) atenta que a eliminação ou a redução do potencial agressor das descargas

pontuais pode ser efetivado a partir de um tratamento que anteceda seu lançamento; embora, muitas vezes, estes efluentes vêm sendo dispensados na sua forma bruta, impactando a biota, seres humanos e demais integrantes do sistema. Por sua vez, Meybeck e Helmer (2004) discorrem que, devido às elevadas concentrações das fontes difusas, é necessário repensar as formas de uso e ocupação do solo bem como a melhoria das políticas públicas.

Merten e Minella (2002) *apud* Pereira *et al.* (2017) relacionam a qualidade da água com as alterações das características físicas, químicas e biológicas do meio. Para Carvalho (2008), essa qualidade também é influenciada pelas alterações climáticas (distribuição das chuvas, temperatura, insolação e ventos), pela origem dos mananciais, características do solo e vegetação. Von Sperling (2014b) menciona que a qualidade das águas deve ser necessariamente conhecida em todos os corpos hídricos por ser um mecanismo capaz de definir estratégias que viabilizem a conservação, a recuperação e o uso racional dos recursos hídricos.

Segundo Tucci e Mendes (2006), a qualidade de um sistema hídrico é avaliada com base em indicadores que retratam o efeito das fontes de poluição, tipo de contaminação, a sustentabilidade ambiental dos sistemas hídricos e os usos da água. De acordo com a Portaria 2914/11, do Ministério da Saúde o pH, a turbidez, o cloro residual livre e os coliformes totais compreendem os principais indicadores de qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2011). A Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente “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” (CONAMA, 2005, on-line). Essa Resolução foi complementada pela Resolução nº 430 de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente:

Art. 1º Esta Resolução dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA (CONAMA, 2011, *on-line*).

Em seu parágrafo único, essa mesma Resolução trata dos lançamentos indiretos de efluentes:

Parágrafo único. O lançamento indireto de efluentes no corpo receptor deverá observar o disposto nesta Resolução quando verificada a inexistência de legislação ou normas específicas, disposições do órgão ambiental competente, bem como diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário (CONAMA, 2011, *on-line*).

De acordo com Chagas (2000) *apud* Oliveira (2006), popularmente, o termo esgoto é empregado para também se referir às tubulações que conduzem as águas servidas de uma dita comunidade. Em uma abordagem mais técnica, Pereira *et al.* (2015) conceituam o esgoto sanitário como sendo as águas de abastecimento que passaram por um ou mais processos de alteração de suas características naturais pelas atividades humanas. A Norma Brasileira NBR 9648, de novembro de 1968, que disciplina os Estudos de concepção de sistemas de esgoto sanitário, conceitua o esgoto conforme sua origem:

a) Esgoto doméstico: “despejos líquidos resultantes do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”. b) Esgoto industrial: “despejos líquidos resultantes de processos industriais, respeitando os padrões de lançamento estabelecidos”. c) Esgoto sanitário: “despejos líquidos constituídos de esgoto doméstico e industrial, águas de infiltração e a contribuição pluvial parasitária” (ABNT, 1986, p.1).

Na percepção de Balkema (2001) *apud* Samuel (2011), as águas residuárias domésticas abrangem dois grandes grupos, as denominadas águas cinzas (*grey-water*), efluentes esses oriundos de águas de higienização, sabões e detergentes das instalações de banho, cozinha e lavanderias e as águas negras (*black-water*) constituídas essencialmente pelas dejeções humanas.

Conforme Mackenzie (2010) *apud* Lopes (2015), por existir uma relação de proporcionalidade entre a produção de esgoto e o consumo de água, existe uma flutuação temporal no aporte de efluente, que é melhor observada em pequenas comunidades e em curto espaço de tempo, se comparado este mesmo evento em grandes populações e maior intervalo de tempo.

A avaliação de qualidade de águas naturais pode ser efetuada por meio de análises de variáveis físico-químicas e de ordem microbiológica. A CETESB conceitua cada parâmetro e seus valores mínimos e máximos, são indicados segundo as Resoluções CONAMA nº 357 de 2005 e CONAMA nº 430 de 2011.

Metcalf e Eddy (2003) *apud* Lopes (2015) definem o pH como a grandeza físico-química capaz de mensurar as concentrações de íons de hidrogênio dispersos em um sistema. Kimura (2014) relaciona as faixas ácidas de pH percebidas em águas naturais devido a interação dos íons hidrogênio oriundos da dissociação do ácido carbônico. Por outro lado, se faixas alcalinas são alcançadas, essas alterações se devem à presença de carbonatos e à bicarbonatos em sua forma iônica. Este mesmo autor (2014) discorre que oscilações nas

condições ótimas de equilíbrio causam prejuízos nos ecossistemas aquáticos por afetar a fisiologia de alguns indivíduos (KIMURA, 2014).

Von Sperling (2014a) explica que a presença do oxigênio dissolvido é fundamental nos ecossistemas aquáticos, pois uma parcela considerável de organismos realiza seus processos biológicos aerobiamente. Segundo o autor, o monitoramento dessa variável é utilizado como o principal caminho para constatar o avanço da poluição por matéria orgânica, uma vez que, no processo de estabilização, os micro-organismos consomem altas taxas do oxigênio disponível no meio (VON SPERLING, 2014a). Para Fiorucci e Benedetti (2005), a sobrevivência dos peixes, por exemplo, requer concentrações mínimas da ordem de 10% a 60% de saturação de oxigênio, a depender da espécie e demais especificidades do sistema aquático.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio adequada para propiciar a oxidação de toda a matéria orgânica através da decomposição por processos biológicos aeróbicos (CETESB, 2016). A quantificação deste parâmetro é de grande importância para expressar o grau de poluição em um corpo hídrico (SPERLING, 2014a). Quando os valores de DBO estão acima dos padrões determinados para uma classe de águas, indicam a existência de lançamentos essencialmente orgânicos (KINDLER 2016). Quando se deseja determinar a DBO, a amostra deve ser encubada pelo período de 5 dias, a uma temperatura de 20°C. Este método de avaliação da DBO foi desenvolvido na Inglaterra, local em que a temperatura média dos rios é de 20°C e o tempo aproximado do percurso das águas da nascente à foz leva em torno de 5 dias (NUVOLARI, 2011 *apud* SIMÕES, 2017).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é conceituada como a quantidade de oxigênio suficiente para promover a oxidação da matéria orgânica contida em uma amostra utilizando, para tal, forte agente químico. Em condições normais, as concentrações de DQO sobressaem as da DBO_{5,20}, sendo a determinação desse parâmetro, fundamental para a caracterização dos esgotos sanitários e de descargas industriais. Quando aplicada em conjunto com a DBO, é possível determinar a biodegradabilidade dos lançamentos. E por se tratar de um método no qual o tempo de análise é relativamente curto, este é muito útil para conduzir o procedimento de diluição para determinação da DBO (CETESB, 2016).

A incorporação do nitrogênio nos mananciais é resultado de uma gama de processo, a exemplo da biofixação realizada por algas e bactérias, que assimilam esse nutriente em seu tecido garantindo o nitrogênio orgânico nas águas (CETESB, 2016). Existem também outras

fontes de maior preocupação para o equilíbrio ambiental, com destaque para o lançamento indiscriminado de esgoto domiciliar, que contribui com altas concentrações de proteínas e nitrogênio amoniacal devido à presença de ureia hidrolisada (CETESB, 2016). No que tange ao processo de poluição dos cursos d'água, Sperling (2014a) destaca a caracterização da espécie nitrogenada mais abundante, como um fator de identificação do período de degradação, “sugerindo que a poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato” (SPERLING, 2014a, p. 35).

Quanto à importância do nitrogênio, Sperling (2014a) ainda discorre que este age como fonte de nutrição para algas, sendo encarado como um problema quando, em elevado teor de nitrogênio combinado com a disponibilidade de fósforo, conduz à eutrofização e à redução do oxigênio dissolvido durante os processos bioquímicos. Conforme Von Sperling (2014a), o fósforo, no meio aquático, é discretamente quantificado, quando a sua origem está ligada a processos naturais como a dissolução de rochas e solos fosfatados, decomposição de matéria orgânica e células de microrganismos. Esse mesmo autor discorre sobre a importância do fósforo como nutriente para algas e microrganismos estabilizadores da matéria orgânica e também alerta que elevadas concentrações destes elementos em ambientes lânticos propicia a eutrofização do meio (VON SPERLING, 2014a).

O aumento na concentração do fósforo tem estreita ligação com as atividades humanas. Sendo esta carga fosfatada alimentada pelos despejos domésticos, formados essencialmente por excretas e detergentes em pó utilizados em grande escala domesticamente, seguida de atividades industriais (frigoríficos, abatedouros e laticínios) e agrícolas, que também dispensam de forma inadequada seus rejeitos (CETESB, 2016). Em decorrência desses lançamentos distintos, o esgoto sanitário dispersa no meio hídrico basicamente os fosfatos orgânicos presentes nos detergentes, os radicais ortofosfatos que, quando reagem com cátions, originam sais inorgânicos e os polifosfatos que são rapidamente hidrolisados a ortofostatos (CETESB, 2016).

Quando se estuda saneamento, a representação dos sólidos visa quantificar a matéria restante, após processo de secagem ou calcinação em tempo pré-definido (CETESB, 2016). Esta metodologia é aplicável quando se deseja obter as características dos efluentes, sejam estes domésticos ou industriais, já que empregam etapas nas quais partículas são identificadas conforme sua granulometria (sólido em suspensão ou dissolvido) e natureza (fixo ou mineral e volátil ou orgânico) (CETESB, 2016).

Segundo Von Sperling (2014a), as partículas em suspensão que promovem a turbidez, advêm de processos naturais como a desagregação de material inorgânico (rochas e argilas), presença de algas e colônias de microrganismos. Existe também a contribuição por parte de ações antrópicas nas quais se enquadram o lançamento de efluentes domésticos e industriais, além de processos erosivos causados pela ocupação sem planejamento do solo circunvizinho.

Ainda de acordo com Von Sperling (2014a), elevados índices nefelométricos afetam diretamente os processos fotossintetizantes, culminando na redução do oxigênio dissolvido no meio e favorecendo o processo de eutrofização do recurso hídrico.

2 METODOLOGIA

O município de João Monlevade está localizado na parte central do estado de Minas Gerais, sendo considerado polo industrial da região do médio Piracicaba. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o município possui uma extensão territorial de 99,65 Km², a uma distância de 105 km da capital Belo Horizonte e possui 73.610 habitantes. O córrego em estudo e os pontos nos quais foram realizadas as amostragens do curso d'água para análise de qualidade abrangem três bairros do município, sendo estes: nascente no bairro Santo Hipólito, situada em latitude 19°50'24.94"S e longitude 43°11'57.20"O, o bairro Campos Elíseos, situado em latitude 19°50'12.99"S e longitude 43°11'23.45"O e o bairro Cruzeiro Celeste, situado em latitude 19°50'17.75"S e longitude 43°10'22.74"O (Figura 1).

O primeiro ponto de amostragem (P1) é caracterizado como uma nascente sem cercamento, situada em um fundo de vale no bairro Santo Hipólito utilizado como área de pastagem para bovinos e equinos, sendo esta nascente o único ponto de dessedentação desses animais (Figura 2). O segundo ponto (P2), situado no bairro Campos Elíseos, trata-se de um trecho do córrego Jacuí no qual a área de fundo de vale é bastante degradada e estando este circundado por residências que realizam o lançamento de esgoto sanitário diretamente neste curso d'água (Figura 2). O terceiro ponto amostrado (P3), localizado no bairro Cruzeiro Celeste, analogamente ao segundo ponto, está inserido em uma área de fundo de vale e é circundado por residências. Nesse caso, o córrego recebe carga de esgoto sanitário desse bairro e de outros localizados à montante (Figura 2). A campanha de amostragem foi realizada em etapa única, no dia 22 de outubro de 2018, sendo coletadas seis amostras em cada um dos pontos.

Figura 1: Localização dos pontos de amostragem: P1, P2 e P3 (da esquerda para a direita)



Fonte: Google Earth Pro (2018).

Figura 2: Pontos de amostragem: P1, P2 e P3 (da esquerda para a direita)



Fonte: Autoria Própria (2018).

Foram realizadas a determinação de pH e do oxigênio dissolvido (OD) pelo método titulométrico, que consiste na fixação do oxigênio dissolvido da amostra por meio da adição de sulfato de manganês e solução alcalina contendo hidróxido de sódio e iodeto de potássio. Uma alíquota de 100 ml das amostras foram transferidas em triplicata para Erlenmeyer. Em seguida, foram adicionadas às amostras, sequencialmente, um mililitro das soluções de sulfato de manganês a 80%, iodeto de potássio a 10% e hidróxido de sódio a 30%. No momento da titulação, foi adicionado em cada amostra, 1ml de ácido sulfúrico concentrado, originando uma coloração amarela intensa, que foi titulada com solução a 0,1 mol/L de tiosulfato de sódio até o surgimento uma tonalidade incolor que indica o término da reação.

A determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi segundo o método da incubação com diluição (NBR 12614/1992). A demanda bioquímica de oxigênio é um teste empírico que corresponde à diferença de concentração de oxigênio entre o início e o fim

do período de incubação da amostra, em condições específicas de ensaio. A temperatura de incubação é padronizada em 20°C e o tempo de incubação de cinco dias. No mesmo dia do preparo das amostras para análise de DBO, realizou-se a determinação do oxigênio dissolvido por titulometria (OD inicial). Os demais frascos foram incubados por 5 dias e realizada a leitura do oxigênio dissolvido por titulometria (para determinação do OD final). O valor da DBO foi calculado pela equação 1:

$$\text{DBO} \left(\frac{\text{mg O}_2}{\text{L}^{-1}} \right) = (ODi_{\text{méd}} - ODf_{\text{méd}}) * \left(\frac{\text{volume do frasco de DBO (ml)}}{\text{volume de amostra (ml)}} \right)$$

$$\text{DBO} \left(\frac{\text{mg O}_2}{\text{L}^{-1}} \right) = (ODi_{\text{méd}} - ODf_{\text{méd}}) * \left(\frac{\text{volume do frasco de DBO (ml)}}{\text{volume de amostra (ml)}} \right) \quad (1)$$

A Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi realizada pelo método espectrofotométrico (NBR, ABNT. 10357). Este método consiste em promover a oxidação química de toda a matéria orgânica de uma amostra utilizando o agente oxidante dicromato de potássio em meio ácido e calor. Dessa forma, a quantidade de compostos orgânicos presentes é expressa de forma indireta sendo esta equivalente ao consumo de oxigênio no processo de oxidação. Para garantir assertividade nos resultados, empregou-se, para as leituras das soluções contendo Cr^{+3} , a técnica da espectrofotometria UV que obedece a lei de Lambert-Beer. Escolhendo, para tal finalidade, o comprimento de onda de 600 nm, faixa na qual o crômio trivalente apresenta maior taxa de absorbância. As absorbâncias das amostras e dos padrões para a construção da curva analítica foram realizadas em um espectrofotômetro UV da marca Biospectro modelo Sp220.

A Determinação de Nitrogênio Kjeldahi Total (NKT) foi realizada pelo método de Nessler e o Fósforo Total pelo método do Ácido Ascórbico.

A determinação de resíduos sedimentáveis (sólidos sedimentáveis) foi realizada pelo método do cone Imhoff - NBR 10561/1988. O princípio do método baseia-se na sedimentação de partículas em suspensão pela ação da gravidade, a partir de 1L de amostra e deixado em repouso por uma hora em cone Imhoff. A determinação de resíduos sólidos totais foi realizada pelo método gravimétrico – NBR 10664/1989. A determinação de Turbidez pelo método nefelométrico (SABESP, 1999), usando turbidímetro Digimed DM TU e a calibração foi efetuada usando-se padrões de turbidez 0, 10, 100 e 500 NTU.

As médias dos parâmetros (pH, OD, DBO_{20}^5 , DQO, NKT, fósforo total, sólidos sedimentáveis, sólidos totais e turbidez), nos 3 pontos, foram comparados por meio de

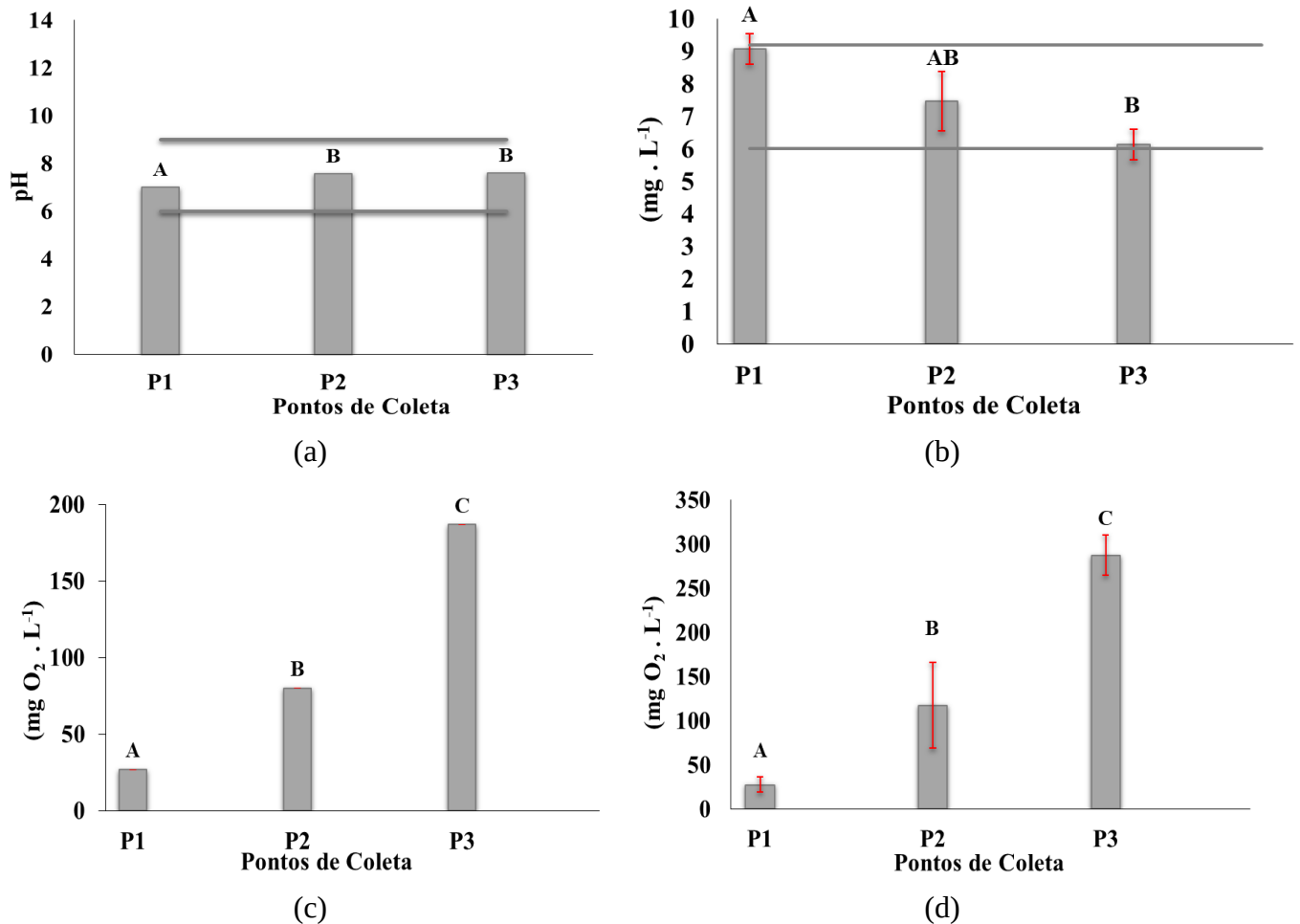
Análise de Variância (ANOVA), utilizando-se o teste F e, posteriormente, aplicando-se o teste Tukey, ao nível de 5% de significância. As análises estatísticas foram realizadas através do programa STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2011).

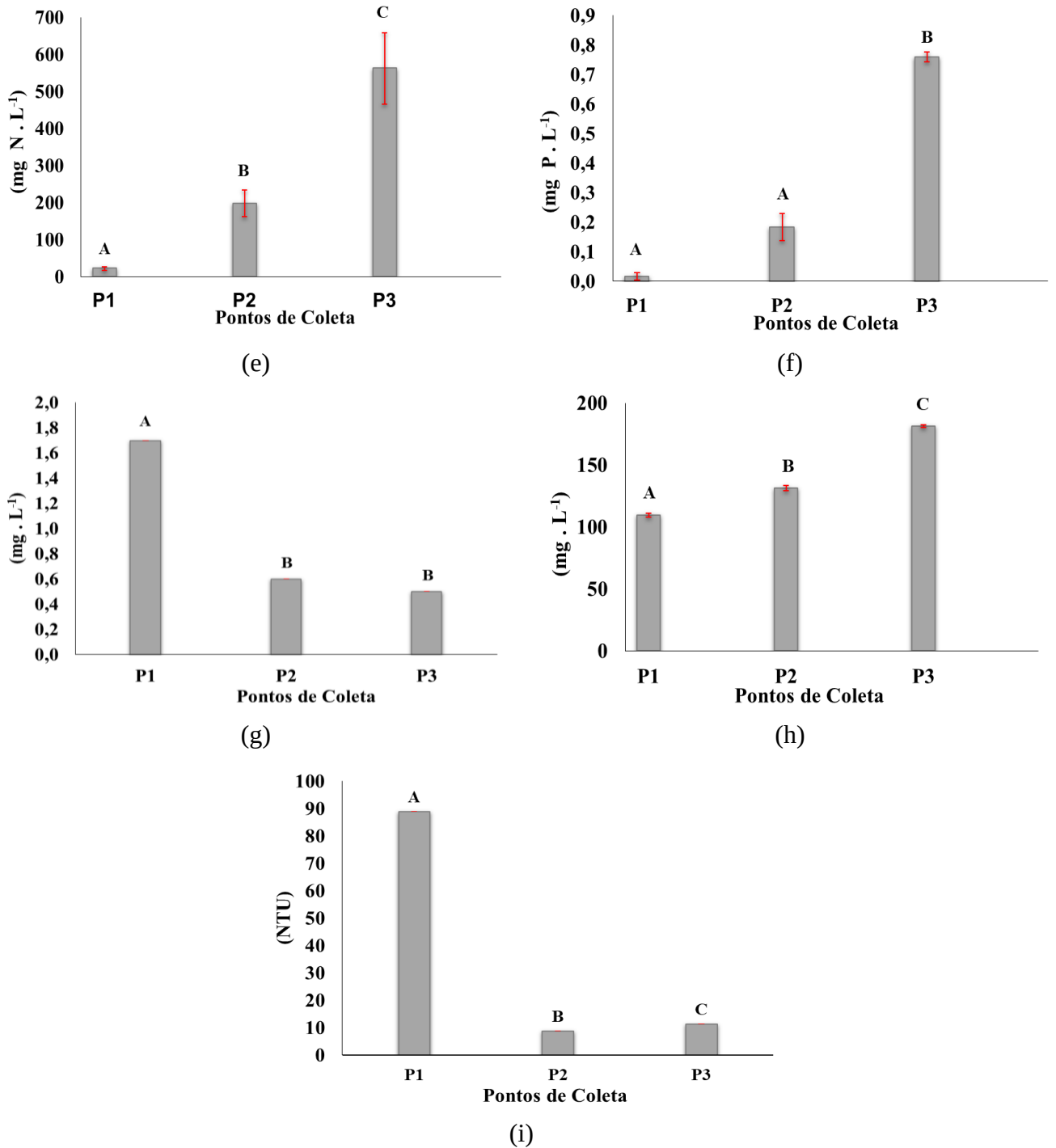
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Gráfico 1 apresenta os valores dos parâmetros (a) pH, (b) OD, (c) $\text{DBO}_{5,20}$, (d) DQO, (e) NKT, (f) fósforo total, (g) sólidos sedimentáveis, (h) sólidos totais e (j) turbidez.

Gráfico 1: (a) Valores de pH, (b) OD, (c) $\text{DBO}_{5,20}$, (d) DQO, (e) NKT, (f) Fósforo total, (g) sólidos sedimentáveis, (h) sólidos totais e (i) turbidez nos pontos de amostragem: P1, P2 e P3

(da esquerda para a direita)





Médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância, (p-valor < 0,05).

Fonte: Autoria Própria (2018).

Os parâmetros foram comparados com os valores de referência propostos pela Resolução CONAMA n. 357/2005 e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n. 01, de 05 de maio de 2008.

Quanto ao pH, todos os pontos analisados (Gráfico 1a) encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução, que compreende valores de 6,0 a 9,0 para águas de mananciais (CONAMA, 2005). Porém, esse parâmetro não pode ser utilizado isoladamente como indicativo de poluição das águas superficiais em estudo.

Ao comparar a concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) encontrados (Gráfico 1b), com a faixa estabelecida pela Resolução, que preconiza valores não inferiores a 6,0 mg.L^{-1} para águas de mananciais (CONAMA, 2005), observou-se que esse parâmetro encontra-se dentro da normalidade. Porém, a concentração de oxigênio dissolvido no P1 diferiu significativamente do P3 ($p < 0,05$), sendo que, nesse último ponto, o valor encontra-se próximo ao limite mínimo. Essa variação decrescente no valor do oxigênio dissolvido, nos pontos amostrados, é influenciada diretamente pelo lançamento do esgotamento sanitário ao longo do curso d'água. Dessa forma, o trecho que compreende o P3 contém uma carga de esgoto significativamente maior que o P1 e numericamente maior que o P2, o que mostra a baixa capacidade de autodepuração da água no P3.

Notou-se um aumento significativo na demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mais a jusante do córrego (Gráfico 1c) ($p < 0,05$), ou seja, foi encontrado maior valor da $\text{DBO}_{5,20}$ no ponto 3 ($186,67 \text{ mg O}_2 . \text{L}^{-1}$), seguido do ponto 2 ($80,0 \text{ mg O}_2 . \text{L}^{-1}$) e do ponto 1 ($26,67 \text{ mg O}_2 . \text{L}^{-1}$). Apesar do menor valor encontrado para o ponto 1 (nascente), a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece que corpos d'água desse tipo, que pertencem a classe 1, devem ter $\text{DBO}_{5,20}$ até $3 \text{ mg O}_2 . \text{L}^{-1}$. Portanto, o valor encontrado no ponto 1 não atende aos padrões legais. A elevada DBO, no ponto 1, pode ser explicada pela utilização do perímetro da nascente como área de pastagem para bovinos e equinos, que realizam suas necessidades fisiologia no entorno. Quanto aos pontos 2 e 3, os altos valores encontrados para esse indicador deve-se ao lançamento “*in natura*” de esgotos domésticos e, possivelmente, de efluentes industriais dos bairros próximos aos pontos de coleta e a montante.

As concentrações da demanda Química de Oxigênio (DQO) também apresentaram aumento significativo ao longo do curso d'água (Gráfico 1d) ($p < 0,05$), devido ao despejo de efluentes sanitários. A DQO para efluentes lançados em águas de superfície é um dos indicadores mais expressivos para determinação do grau de poluição da água. Essa análise reflete a quantidade total de componentes oxidáveis, como carbono, hidrogênio de hidrocarbonetos, nitrogênio (de proteínas), enxofre e fósforo proveniente de detergentes. O limite máximo para DQO de efluentes sanitários é $180 \text{ mg O}_2 . \text{L}^{-1}$ (COPAM; CERH-MG,

2008). Portanto, o P3 não atende ao proposto por essa lei, uma vez que a DQO atingiu 287,50 mg O₂ . L⁻¹.

As vantagens do teste da DQO são a rapidez (2 a 3 horas para ser realizado) e o resultado dá uma indicação do oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica. Como limitações, nesse teste, são oxidadas tanto a fração biodegradável quanto a fração inerte da matéria orgânica do despejo; não fornece informações sobre a taxa de consumo da matéria orgânica ao longo do tempo e certos constituintes inorgânicos podem ser oxidados, assim interferindo no resultado da análise (VON SPERLING, 2014a).

As concentrações de nitrogênio apresentaram valores médios crescentes ao longo do curso do córrego, havendo diferença significativa entre os pontos (Gráfico 1e) ($p < 0,05$). De acordo com a Resolução, a concentração máxima permitida de nitrogênio amoniacal total para corpos hídricos classes 1 e 2 é de 2,0 mg N. L⁻¹, considerando a faixa de pH $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ (CONAMA, 2005). Portanto, todos os pontos estão fora do padrão. As elevadas concentrações de nitrogênio no Ponto 1 (classe 1) é justificada pelo uso do perímetro da nascente como área de pastagem para bovinos e equinos e, nos pontos 2 e 3, ambos pertencentes a classe 2, devido as contribuições de efluente sanitário recebidos à montante.

Quanto a concentração de fósforo total, o ponto 3 diferiu significativamente dos demais (Gráfico 1f) ($p < 0,005$). De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, a concentração máxima de fósforo total em ambientes lóticos de Classe 1 é de 0,1 mg P. L⁻¹. Comparando a concentração ideal desse parâmetro com o valor obtido no ponto 1 (0,0162 mg P. L⁻¹), observou-se que ele não apresenta contaminação significativa oriunda com fósforo.

Em ambientes intermediários, pertencentes à Classe 2, a concentração máxima de fósforo total permitida é de 0,050 mg P. L⁻¹. Foi observado que os pontos P2 e P3 (Classe 2) estão fora dos padrões legais, pois suas concentrações médias foram de 0,1836 mg P. L⁻¹ e 0,7596 mg P. L⁻¹, respectivamente. Os valores elevados, nos dois pontos, são devidos ao lançamento de esgoto sanitário no curso d'água, que procede dos bairros a montante. De acordo com Von Sperling (2014a), o aumento na concentração do fósforo tem estreita ligação com as atividades humanas, sendo esta carga fosfatada alimentada pelos despejos domésticos, formados essencialmente por excretas e detergentes em pó. Em decorrência desses lançamentos distintos, o esgoto sanitário dispersa no meio hídrico. Os fosfatos orgânicos presentes nos detergentes e os radicais ortofosfatos, quando reagem com cátions, originam sais inorgânicos e os polifosatos, que são rapidamente hidrolisados a ortofostatos.

Quanto aos sólidos sedimentáveis, o ponto 1 diferiu significativamente dos demais (Gráfico 1g) ($p < 0,05$). O P1 apresentou uma elevada quantidade de material sedimentado $1,7 \text{ mL.L}^{-1}$, que pode ser devido ao carreamento de frações do solo de uma parte desmatada ao redor do afloramento d'água, que é transportado para calha do curso d'água. Nos pontos a jusante, frações menores de sólidos de caráter orgânico foram percebidas, após a sedimentação. No P2, foi encontrado $0,6 \text{ mL.L}^{-1}$ de sólidos, que pode ser devido ao despejo de efluentes sanitários diretamente no córrego. O P3, apesar de receber alta carga orgânica, a concentração de sólidos sedimentáveis foi de $0,5 \text{ mL.L}^{-1}$, sendo numericamente menor do que no ponto P2 e significativamente menor do que o ponto P1. A concentração menor de sólidos sedimentáveis, nesse ponto, pode ser devido à distância percorrida pelo curso d'água até o ponto de coleta, que contribuiu para redução dos sólidos sedimentáveis.

Houve uma progressão na massa de sólidos totais apurados quanto mais à jusante se posiciona no córrego (Gráfico 1h), havendo diferença significativa entre os 3 pontos ($p < 0,005$). O aumento dos sólidos totais é devido ao processo de carreamento que o fluido exerce no fundo do leito, ao arraste de frações de solo pela precipitação e também devido às contribuições sanitárias que se somam ao longo do trajeto do curso d'água (ARROIO JUNIOR, 2013).

Quanto à turbidez, houve diferença significativa entre os pontos ($p < 0,005$), sendo encontrado maiores valores no ponto P1 (Gráfico 1i). De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, a concentração máxima permitida de turbidez para a Classe 1 é de 40 NTU. A elevada turbidez no ponto P1 (88,90 NTU) pode estar relacionada ao assoreamento da nascente que origina o curso d'água. No momento da coleta das amostras, nesse ponto, foi observada a presença de material em suspensão.

Em ambientes pertencentes à Classe 2, a concentração máxima de turbidez permitida é de 100 NTU (CONAMA, 2005). Nos pontos P2 e P3, ambos pertencentes a classe 2, foram registrados valores de turbidez de 8,84 NTU e 11,38 NTU, respectivamente, estando abaixo da concentração estipulada pela resolução. O resultado encontrado para P2 pode estar relacionado a maior vazão do córrego que, devido a diluição dos sólidos em suspensão, ocorrerá uma redução da turvação. Já a turbidez encontrada para P3, pode ser explicada devido ao aporte de vazão de efluente sanitário oriundo dos bairros Campos Elíseos, Novo Cruzeiro, Estrela D'alva, Planalto e parte do Cruzeiro Celeste, localizados a montante do ponto amostrado.

4 CONCLUSÕES

Ao longo do córrego Jacuí, percebeu-se um aumento da concentração dos parâmetros DBO de 26,67 mg O₂. L⁻¹ para 186,67 mg O₂. L⁻¹; DQO de 27,50 mg O₂. L⁻¹ para 287,50 mg O₂. L⁻¹; nitrogênio Kjeldahi total de 22,37 mg N. L⁻¹ para 562,28 mg N. L⁻¹ e fósforo total de 0,1836 mg P. L⁻¹ para 0,7596 mg P. L⁻¹. Por meio desses parâmetros, foi possível concluir que a microbacia de estudo (Córrego Jacuí) passa por processo de degradação da qualidade das águas, ocasionado pelo processo de assoreamento da nascente e lançamento de esgoto sanitário, sem tratamento.

Os dados levantados poderão alertar os órgãos públicos quanto aos possíveis problemas e riscos à saúde pública na região, bem como auxiliar na adoção de medidas para o controle da poluição.

Como propostas de estudos futuros, após a implantação da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do município, na qual se encontra em processo instalação e de licenciamento para operação, sugere-se uma quantificação das variáveis amostradas, nesse estudo, em uma escala ampliada, ao longo de todo o córrego Jacuí, que compreenda desde a nascente, no bairro Santo Hipólito, até a foz no Rio Piracicaba, a fim de verificar a eficiência da ETE.

5 REFERÊNCIAS

ARROIO JUNIOR, P. P. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas - SP**. 2013. Dissertação (mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10561 - Águas: Determinação de resíduos sedimentáveis (sólidos sedimentáveis) – Método do cone Imhoff**. Rio de Janeiro: ABNT, 1988. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/doc/69586390/NBR-10561-1988-Aguas-Determinacao-de-Residuo-Sedimentavel-Solidos-Sedimentaveis-Metodo-d>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10357 - Águas: Determinação da demanda química de oxigênio (DQO): Métodos do refluxo aberto, refluxo fechado-titulométrico e refluxo fechado - colorimétrico**, Rio de Janeiro: ABNT, 1989. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/38563748/Abnt-Nbr-10357-Aguas-Determinacao-Da-Demanda-Quimica-de-Oxigenio-Dqo-Metodos-de-Refluxo>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10664 – Águas: Determinação de Resíduos (Sólidos) - Método Gravimétrico**. Rio de Janeiro: ABNT, 14, 1992.

Disponível em: <<https://pt.scribd.com/doc/69586402/NBR-10664-1989-Aguas-Determinacao-de-Residuos-Solidos-Metodo-Gravimetrico>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12614** - Águas: Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO): método de incubação (20° C, cinco dias). Rio de Janeiro: ABNT, 1992. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/doc/69586441/NBR-12614-Aguas-Determinacao-Da-Demanda-Bioquimica-de-Oxigenio-DBO-Metodo-de-Incuba>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9648** - Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986. Disponível em <<http://www.ebah.com.br/content/ABAAAgxkoAK/nbr-9648-estudos-concepcao-sistemas-esgoto-sanitario-1>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1981. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938compilada.htm>. Acesso em: 26 fev. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 2914/11**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2011. Disponível em <<https://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/PORTARIA%20No-%202.914,%20DE%2012%20DE%20DEZEMBRO%20DE%202011.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

BRITO, L. D. L. *et al.* Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Salitre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.4, p.596-602, 2005.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Interciências, 2008.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **Norma Técnica Interna SABESP NTS 008** - Turbidez: Método de Ensaio. São Paulo: SABESP, 1999. Disponível em <<http://www2.sabesp.com.br/normas/nts/nts008.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

COPAM/CERH-MG. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. 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. Belo Horizonte: COPAM/CERH-MG, 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Qualidade das águas doces 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, 2016. Disponível em <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp->

content/uploads/sites/12/2017/11/Apêndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitário-das-Variáveis-de-Qualidade-2016.pdf> Acesso em: 26 fev. 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. 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. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília: CONAMA, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

FIORUCCI, A. R; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, n.22, p.10-16, 2005.

KIMURA, S. P. R. **Determinação química e biológica de carga poluente em lagoa do município de Parintins no Estado do Amazonas**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

KINDLER, A. F. **Avaliação da citogenotoxicidade das águas do arroio Araçá (Canoas–RS–Brasil) através do sistema *Allium cepa***. 2016. Dissertação (Mestrado em Avaliação de Impactos Ambientais), UNILASALLE, Canoas, 2016.

LEITE, A. E. D. B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBahia**. 2004. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública), Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**. 2015. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

MEYBECK, M.; HELMER, R. **An introduction water quality**. Cambridge: University Press, 1992.

OLIVEIRA, A. D. S. **Tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados no município de Ribeirão Preto, SP: avaliação da remoção de metais pesados**. 2006. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública). Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2006.

PEREIRA, A. A. S. *et al.* Avaliação da qualidade da água do Ribeirão São João, em Campo Belo Minas Gerais, sob interferência do efluente tratado do abate de bovinos e suínos. **Natureza Online**, v.13, n.3, p.101-105, 2015.

PEREIRA, S. V. *et al.* Análise da qualidade da água do rio Arroio Fundo - RJ após a construção de uma estação de tratamento de água de rio. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, XIX, 2017,

São Paulo. **Anais eletrônicos do Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://engemausp.submissao.com.br/19/anais/arquivos/521.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2020.

SIMÕES, I. S. **Avaliação do índice de qualidade das águas superficiais do rio Forquilhas**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária), Universidade do Sul de Santa Catarina, Palhoça, 2017.

STATSOFT. **Statistica data analysis software system**. Version 10. Tulsa, 2011.

TUCCI, C. E.; MENDES, C. A. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

SAMUEL, P. R. S. **Alternativas sustentáveis de tratamento de esgoto sanitários urbanos, através de sistema descentralizados, para municípios de pequeno porte**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.