



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Índices de Qualidade da Água e Dinâmica da Autodepuração do
Rio Catolé Grande

Natália Andrade Silvão

Itapetinga - BA
Abril/2017

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

Índices de Qualidade da Água e Dinâmica da Autodepuração do
Rio Catolé Grande

Autora: Natália Andrade Silvão
Orientadora: Flávia Mariani Barros

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Área de concentração: “Tecnologias para Soluções de Problemas Socioambientais”

Itapetinga - BA
Abril/2017

577.27 Silvão, Natália Andrade
S585i Índices de Qualidade de Água e Dinâmica da Autodepuração do
Rio Catolé Grande. / Natália Andrade Silvão. – Itapetinga, BA: UESB, 2017.
66fl.

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Área de concentração: “Tecnologias para Soluções de Problemas Socioambientais. Sob a orientação da Profª. D.Sc. Flávia Mariani Barros.

1. Bacia hidrográfica. 2. Qualidade da água - Balanço de oxigênio. 3. Sazonalidade. I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, *Campus* de Itapetinga. II. Barros, Flávia Mariani. III. Título.

CDD(21): 577.27

Catálogo na Fonte:

Adalice Gustavo da Siva – CRB 535-5ª Região
Bibliotecária – UESB – Campus de Itapetinga-BA

Índice Sistemático para desdobramentos por Assunto:

1. Bacia hidrográfica
2. Qualidade da água - Balanço de oxigênio
3. Sazonalidade

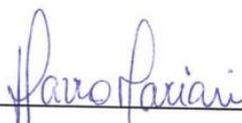
NATÁLIA ANDRADE SILVÃO

“ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA E DINÂMICA DA AUTODEPURAÇÃO DO RIO CATOLÉ GRANDE”

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* de Itapetinga, BA. Área de Concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Aprovada em: 21/02/2017

BANCA EXAMINADORA



Prof^a. Dr^a. Flávia Mariani Barros (Orientadora/UESB)



Prof. Dr. Danilo Paulúcio da Silva (UESB)



Prof. Dr. Antônio Calazans Reis Miranda (SRHU/MMA)

*A Paulo Vitor por preencher as nossas
vidas de amor e luz.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela presença constante e inexplicável, pelo apoio nos momentos de fraqueza e pelo amor sem limites.

Aos meus pais Humberto e Graça, preciosos exemplos de vida, humildade e caráter, pelos ensinamentos, dedicação e confiança a mim depositados.

As minhas irmãs Vívian, Betânia e Bruna por estarem sempre presentes torcendo e vibrando a cada conquista. Meu amor, respeito e admiração transborda cada dia mais por vocês.

A Professora Flávia Mariani Barros, pela amizade, orientação objetiva, apoio e incentivo nas horas difíceis, pela dedicação profissional e pelos conselhos nas horas de indecisão.

A equipe de laboratório e campanhas de coleta de água: Alison, Daniel, Felipe, Jhones, Lana, Larissa, Nicole, Stênio, Raíza e Romário, pelo companheirismo e dedicação nos trabalhos de campo e nas análises laboratoriais.

Aos professores Danilo Paulúcio da Silva e Danilo Junqueira Leão pela colaboração e apoio na pesquisa, vocês foram imprescindíveis nesta jornada.

Ao professor Felizardo Adenilson Rocha pela disponibilidade e colaboração no uso do Laboratório de solos do Instituto Federal Baiano.

A professora Carmen Lúcia de Souza Rech pela disponibilidade e colaboração no uso do Laboratório de nutrição animal.

A todos os professores da graduação em Engenharia Ambiental e do Programa de Mestrado em Ciências Ambientais da UESB, pelos ensinamentos compartilhados.

A todos colegas e amigos do mestrado, em especial a Eveline, Jéssica, Luciana, Glauco e Thiago, por compartilharem momentos de alegria, estudo e dedicação.

Aos amigos que fiz nessa jornada e que tanto colaboraram para a pesquisa, em especial Adeid e Ícaro, a amizade de vocês me proporcionou apoio e confiança.

As amigas Fernanda, Geiza, Juliana, Katywsca, Neura, Thaís e Tainan, pelo companheirismo, carinho e apoio nestes últimos anos.

A Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia pelo espaço e estrutura concedidos para a realização dessa pesquisa.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB pelo apoio financeiro concedido para realização desta pesquisa.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	9
APRESENTAÇÃO.....	11
RESUMO	13
ABSTRACT	13
CAPÍTULO I.....	17
RESUMO	18
ABSTRACT	18
1. INTRODUÇÃO.....	18
2. DESENVOLVIMENTO.....	20
2.1. Qualidade das águas.....	20
2.2. Índices de qualidade da água	21
2.3. Autodepuração dos cursos d'água	24
2.3.1. Desoxigenação das águas	25
2.3.2. Reaeração das águas.....	26
3. CONCLUSÃO.....	27
4. AGRADECIMENTOS	28
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
CAPÍTULO II	36
RESUMO	37
ABSTRACT	37
1. INTRODUÇÃO	37
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
3.1. Variação espacial e temporal das variáveis de qualidade da água.....	41

3.2. Índice de Qualidade das Águas	45
3.3. Índice de Estado Trófico	46
4. CONCLUSÃO	47
5. AGRADECIMENTOS	48
6. REFERÊNCIAS	48
CAPÍTULO III	51
RESUMO	52
ABSTRACT	52
1. INTRODUÇÃO	53
2. MATERIAL E MÉTODOS	54
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
3.1 Coeficientes de desoxigenação e reaeração	58
3.2. Capacidade de autodepuração	61
4. CONCLUSÃO	63
5. REFERÊNCIAS	64

LISTA DE TABELAS

	Página
CAPITULO I	
Tabela 1. Pesos correspondentes (w_i) a cada parâmetro de qualidade da água de acordo com a classificação proposta pela CETESB (2004).....	23
Tabela 2. Classificação do Índice de Qualidade da Água – IQA	23
Tabela 3. Limites para diferentes níveis de estado trófico para ambientes lóticos, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004)	24
Tabela 4. Valores genéricos do coeficiente K_1 (base e, 20oC) para vários tipos de efluentes e águas (Von Sperling, 1996).....	25
Tabela 5. Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20oC)	26
Tabela 6. Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).....	27
CAPITULO II	
Tabela 1. Classificação do IQA do Rio Catolé Grande nas cinco diferentes datas do estudo.....	45
Tabela 2. Concentrações média de fósforo total, valores médios do Índice de Estado Trófico (IET) e classificação dos níveis de trofia em três diferentes pontos amostrados (P1, P2 e P3) ao longo do Rio Catolé Grande, em quatro diferentes épocas.....	46
CAPITULO III	
Tabela 1. Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20oC).....	57
Tabela 2. Valores de vazão (Q), velocidade média (V), demanda última de oxigênio (L_o), coeficiente de desoxigenação (K_1) e coeficiente de reaeração (K_2) para quatro diferentes coletas realizadas no rio Catolé Grande na seção localizada imediatamente após o perímetro urbano (P2).	58
Tabela 3. Valores de coeficiente de reaeração (K_2) obtidos utilizando-se equações propostas por diferentes autores em função das variáveis hidráulicas velocidade (V) e profundidade (H), em quatro coletas	60

LISTA DE FIGURAS

	Página
CAPITULO II	
Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Catolé Grande e pontos de amostragem.....	39
Figura 2. Lâmina precipitada diária obtida pela Estação Meteorológica Automática (A446) situada no município de Itapetinga – BA, correspondente ao ano de estudo (2016) e dados de vazão referentes as coletas realizadas.	41
Figura 3. Gráficos das variáveis limnológicas a) turbidez, b) condutividade elétrica, c) sólidos totais, d) pH, e) oxigênio dissolvido, f) demanda bioquímica de oxigênio e g) temperatura para as cinco diferentes vazões que estão dispostas em ordem crescente nos gráficos: Q1 (1,41 m ³ s ⁻¹ ; 12/05/2016), Q2 (2,18 m ³ s ⁻¹ ; 24/09/2016), Q3 (2,74 m ³ s ⁻¹ ; 29/11/2016), Q4 (3,86 m ³ s ⁻¹ ; 02/07/2016) e Q5 (5,87 m ³ s ⁻¹ ; 12/02/2016) nos três diferentes pontos de coleta (P1, P2 e P3). Para cada variável limnológica, em uma mesma vazão, barras seguidas pela mesma letra não apresentam diferença significativa entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. As linhas tracejadas vermelhas indicam os limites estabelecidos pela legislação.	42
CAPITULO III	
Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Catolé Grande e pontos de amostragem.....	55
Figura 2. Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância no rio Catolé para as quatro coletas.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

- ANA** – Agência Nacional das Águas
- CE** – Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
- CETESB** – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
- CONAMA** - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- Co** – concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1})
- Cs** – Concentração de saturação de oxigênio (mg L^{-1})
- Ct** – Concentração de oxigênio dissolvido em um dado instante (mg L^{-1})
- DBO** – Demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1})
- H** – Profundidade (m)
- IET** – Índice de Estado Trófico
- IET (PT)** – Índice de Estado Trófico para fósforo total
- IET (CL)** – Índice de Estado Trófico para clorofila *a*
- IET (S)** – Índice de Estado Trófico para o disco de Secchi
- INEMA** – Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
- IQA** – Índice de Qualidade da Água
- K₁** – Coeficiente de desoxigenação (d^{-1})
- K₂** – Coeficiente de reaeração (d^{-1})
- Lo** – Demanda última de oxigênio (mg L^{-1})
- m, n, a, b, c** – Parâmetros de ajuste
- NTU** – Unidade nefelométrica de turbidez
- NSF** – National Sanitation Foundation
- OD** – Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})
- pH** – Potencial hidrogeniônico
- PNRH** – Política Nacional dos Recursos Hídrico
- P1** – Ponto de coleta 1
- P2** – Ponto de coleta 2
- P3** – Ponto de coleta 3
- Q** – Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
- Qi** – Sub índice ou qualidade do i-ésimo parâmetro obtido da equação correspondente

SAAE – Sistema de abastecimento de água e esgoto

ST – Sólidos totais

PT – Fósforo total

V – Velocidade média do curso d'água (m s^{-1})

w_i – peso correspondente ao i-ésimo parâmetro

y – DBO exercida em um tempo t (mg L^{-1})

APRESENTAÇÃO

Este trabalho possui três capítulos (artigos), destinados a três diferentes periódicos cujas normas estão dispostas em Anexo. A dissertação seguiu o formato alternativo proposto pelas Normas para Dissertação/Tese para elaboração e impressão de Teses e Dissertações indicado pelo colegiado do Programa de Pós Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) de 2015. Optou-se pelo uso das normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

O primeiro capítulo, titulado ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA E MODELAGEM MATEMÁTICA DA AUTODEPURAÇÃO, teve como objetivo fazer um levantamento bibliográfico abordando tema qualidade de água enfatizando aspectos limnológicos, índices de qualidade de água e modelagem matemática de autodepuração. O artigo foi destinado a Revista Enciclopédia Biosfera (Anexo I).

O segundo capítulo, com o título HETEROGENEIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATOLÉ GRANDE, teve como objetivos avaliar a variação temporal e espacial de variáveis limnológicas, quantificar e classificar o Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) em diferentes trechos do rio Catolé Grande. O artigo será destinado a Revista Ambiente & Água (Anexo II).

O terceiro capítulo, como o título COEFICIENTES DE DESOXIGENAÇÃO E REAERAÇÃO E DINÂMICA DA AUTODEPURAÇÃO EM CURSOS DE ÁGUA SITUADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATOLÉ GRANDE, teve como objetivos determinar os coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2) e verificar a capacidade de autodepuração em diferentes trechos do rio Catolé Grande. O artigo foi destinado a Revista Engenharia Sanitária e Ambiental (Anexo III).

O presente estudo pretende ser uma contribuição importante por se tratar de uma abordagem científica em trecho representativo da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande situado no município de Itapetinga-BA. As águas desta bacia hidrográfica são responsáveis pelo abastecimento humano de quase 400 mil habitantes sendo de fundamental importância o

conhecimento da qualidade das águas, para que se possam ordenar e estabelecer critérios para uso dos recursos, abastecimento e lançamentos de resíduos de forma a se dar sustentabilidade às atividades exercidas nesta bacia hidrográfica.

Espera-se que esta pesquisa venha a contribuir e preencher algumas lacunas referentes a qualidade da água do Rio Catolé Grande. No entanto, tais características são dinâmicas, fazendo com que seja necessária a realização de estudos que possam dar continuidade ao monitoramento da qualidade da água daquele trecho de rio e avaliar os potenciais impactos ao longo do tempo.

RESUMO

SILVAO, N. A. Índices de qualidade de água e dinâmica da autodepuração do rio Catolé Grande. Itapetinga – BA: UESB. 2017. 66 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais, Área de concentração em Tecnologias para Soluções de Problemas Socioambientais).¹

A adição de substâncias ou formas de energia em ecossistemas em equilíbrio, alteram suas características físicas, químicas e biológicas que, direta ou indiretamente, prejudicam sua utilização para diversos usos. Os ecossistemas aquáticos são altamente suscetíveis as atividades antrópicas por constituírem ambiente aberto, que interage diretamente com seu entorno imediato. O conhecimento da qualidade das águas e da capacidade de autodepuração de corpos hídricos é de fundamental importância para que se possa ordenar e estabelecer critérios para uso dos recursos de forma a se dar sustentabilidade às atividades exercidas na bacia hidrográfica. Diante do exposto o objetivo principal do presente estudo foi caracterizar a qualidade das águas por meio de índices de qualidade e avaliar a capacidade de autodepuração do rio Catolé Grande em diferentes períodos do ano. As amostras de água foram do tipo simples com três repetições, coletadas manualmente no centro da seção transversal em três diferentes seções ao longo do rio. Para cada coleta foram quantificadas as variáveis temperatura, turbidez, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais dissolvidos, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais. O índice de qualidade da água (IQA) foi calculado conforme metodologia expressa pela CETESB (2004), sendo baseado no cálculo proposto pela National Sanitation Foundation em 1970. A classificação do estado trófico do rio Catolé foi baseada no valor da variável fósforo total e calculadas de acordo com as equações propostas por Lamparelli (2004). A vazão foi quantificada para o ponto localizado imediatamente após o perímetro urbano, sendo esta determinada pelo método da curva chave. A velocidade foi calculada pela divisão da vazão pela área da seção transversal, esta última obtida por meio de levantamento batimétrico local. Os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1), para as três diferentes épocas, foram obtidos por meio de análises da quantificação de oxigênio consumido da amostra, com posterior análise de regressão de dados. Os valores dos coeficientes de reaeração (K_2) foram obtidos por meio da equação proposta por Streeter-Phelps. As variáveis limnológicas oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica e sólidos totais apresentaram significativa variação espacial e temporal. A turbidez e a temperatura apresentaram variação temporal. O Índice de Qualidade das Águas não apresentou variação temporal, recebendo classificações “Ótima” para todas as coletas realizadas. O Índice de Estado Trófico não apresentou variabilidade temporal e espacial para a classificação trófica nas épocas referentes a menor e maior vazão, obtendo classificação “Supereutrófica”. Para as épocas referentes às vazões intermediárias ocorreu variação espacial entre os três pontos de estudo, passando pelas classificações eutrófica, supereutrófica, mas não ocorreu variação temporal. O coeficiente de desoxigenação nas quatro coletas realizadas demonstrou variação temporal, com maiores valores em períodos de maior vazão. O coeficiente de reaeração apresentou variação temporal, sendo esta variação diretamente proporcional aos

¹ Orientadora: Flávia Mariani Barros, Dsc., UESB.

valores de vazão e velocidade da água. O rio Catolé Grande apresentou menor capacidade de autodepuração durante o período de maior vazão do rio.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, balanço de oxigênio, qualidade da água, sazonalidade.

ABSTRACT

SILVAO, N. A. Water of quality indices and dynamics of the autodepuration of the Catolé Grande river. Itapetinga - BA: UESB. 2017. 66 p. (Dissertation of Master's Title in Environmental Sciences, Area of concentration in Technologies for Socio-Environmental Problems Solutions).²

The addition of substances or forms of energy in balanced ecosystems alters their physical, chemical and biological characteristics that, directly or indirectly, damage their utility for distinct uses. Aquatic ecosystems are highly susceptible to anthropogenic activities because they constitute an open environment, which interacts directly with their immediate surroundings. The knowledge of water quality and the capacity of self-purification of water bodies are important to be able to order and establish criteria for the use of resources in order to give sustainability to the activities carried out in the river basin. Considering the above, the main objective of the present study was to characterize water quality by quality indices and to evaluate the Catolé Grande river's self-discharge capacity in different periods of the year. The water samples were simple type with three replicates, collected manually in the center of the cross section in three different sections along the river. For each collection, the variables temperature, turbidity, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, total dissolved solids, total fixed solids and total volatile solids were quantified. The water quality index (IQA) was calculated according to CETESB methodology (2004), based on the calculation proposed by the National Sanitation Foundation in 1970. The classification of the trophic state of the Catolé river was based on the value of the total phosphorus variable and calculated according to the equations proposed by Lamparelli (2004). The flow rate was quantified to the point located immediately after the urban perimeter, which is determined by the key curve method. The velocity was calculated by dividing the flow by the area of the cross section, the latter obtained by a local bathymetric survey. The values of the deoxygenation coefficient (K1), for the three different seasons, were obtained by analyzing the sample's oxygen quantification, with subsequent data regression analysis. The values of the reevaluation coefficients (K2) were obtained by the equation proposed by Streeter-Phelps. The limnological variables dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, electrical conductivity and total solids presented significant spatial and temporal variation. Turbidity and temperature showed temporal variation. The water quality index did not present a temporal variation, receiving "optimal" classifications for all collections. The Trophic State Index did not show temporal and spatial variability for the trophic classification in the periods related to the lowest and highest flow, obtaining "Supereutrophic" classification. For the periods related to the intermediate flows, spatial variation occurred among the three points of study, passing through the eutrophic, supereutrophic classifications, but no temporal variation occurred. The deoxygenation coefficient in the four collected samples showed temporal variation, with higher values in periods of higher flow. The coefficient of reaeration presented temporal variation, being this

² Orientadora: Flávia Mariani Barros, Dsc., UESB.

variation directly proportional to the values of flow and speed of the water. The Catolé Grande River presented a lower capacity of self-purification during the period of greater river flow.

Key words: hydrographic basin, oxygen balance, water quality, seasonality.

CAPÍTULO I

**ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA E MODELAGEM
MATEMÁTICA DA AUTODEPURAÇÃO**

Natália Andrade Silvão

Flávia Mariani Barros

ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA E MODELAGEM MATEMÁTICA DA AUTODEPURAÇÃO

RESUMO

Atividades antrópicas mal manejadas ao longo de bacias hidrográficas causam impactos na qualidade e na quantidade do recurso hídrico, tornando-o indisponível para as necessidades humanas e interferindo de sobremaneira na sustentabilidade dos ciclos dos nutrientes no planeta. O monitoramento de índices de qualidade de água é de fundamental importância para assegurar o gerenciamento sustentado dos recursos hídricos e seus múltiplos usos. Dentre os índices mais utilizados para avaliação ambiental de bacias hidrográficas estão o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET). Além do estudo de índices de qualidade o uso de modelos matemáticos no gerenciamento da qualidade da água são largamente utilizados por fornecer estimativas de focos de poluição existente nas bacias hidrográficas, permitindo tomada de decisões a curto e longo prazo. Um dos principais modelos matemáticos aplicados à qualidade da água foi desenvolvido por Streeter-Phelps em 1925, o qual relaciona a variação do déficit de oxigênio dissolvido com perfil longitudinal do rio. Diante do exposto, o objetivo desta revisão bibliográfica é abordar aspectos de qualidade de água utilizando como ferramentas de controle ambiental índices de qualidade e modelagem matemática, como subsídios para planejamento e gestão dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: nível trófico, poluição hídrica, variáveis de qualidade.

WATER QUALITY INDICES AND MATHEMATICAL MODELING OF WATER SELF-PURIFICATION

ABSTRACT

Poorly managed anthropogenic activities along river basins cause impacts on the quality and quantity of the water resource, making it unavailable to human needs and greatly interfering with the sustainability of the nutrient cycles on the planet. The monitoring of water quality indexes is important to ensure the sustainable management of water resources and their multiple uses. Among the most used indexes for environmental assessment of river basins are the Water Quality Index (IQA) and the Trophic State Index (EIT). In addition to the study of quality indexes, the use of mathematical models in the management of water quality are widely used to provide estimates of existing sources of pollution in the river basins, allowing short and long term decisions. One of the main mathematical models applied to water quality was developed by Streeter-Phelps in 1925, which relates the variation of the dissolved oxygen deficit with the longitudinal profile of the river. Given the above, the objective of this bibliographic review is to address aspects of water quality using as quality control tools, quality indexes, and mathematical modeling, as subsidies for planning and management of water resources.

Key words: Trophic level, water pollution, quality variables.

1. INTRODUÇÃO

Conceituada como sistema unitário em que as relações bióticas e abióticas são interdependentes, a bacia hidrográfica possui uso e ocupação passíveis de planejamento e gerenciamento pelo poder público e pela sociedade com vistas ao desenvolvimento sustentável (CARVALHO, 2014). As diversas atividades exercidas pelo homem na bacia geram efeitos diretos sobre os ecossistemas aquáticos, que

podem acarretar no comprometimento da qualidade e da quantidade das águas dos rios, lagos e reservatórios, ocasionando inúmeros problemas ao seu aproveitamento principalmente no tratamento para padronização da qualidade da água (TERNUS et al., 2011).

O lançamento indiscriminado de efluentes não tratados nos cursos d'água compromete o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático e, conseqüentemente, coloca em risco o processo natural de autodepuração dos rios (GONÇALVES et al., 2012). Este processo é determinado pelo balanço entre fontes de consumo e de produção de oxigênio. Quando a taxa de consumo excede a taxa de produção, a capacidade assimiladora de matéria orgânica no ecossistema aquático é comprometida. Atingida esta fase o corpo d'água passa a apresentar sinais de poluição que irão afetar a vida animal, vegetal e conseqüentemente a sociedade (MENEZES et al., 2015).

No gerenciamento da qualidade da água os modelos matemáticos podem ser utilizados como ferramentas de apoio na tomada de decisões ao simular diferentes cenários de desenvolvimento na bacia hidrográfica, sendo necessário ajustá-lo às condições naturais através de dados de monitoramento. Um dos principais modelos matemáticos aplicados à qualidade da água foi desenvolvido por Streeter Phelps em 1925, para o Rio Ohio. Este modelo é utilizado para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, após o lançamento de matéria orgânica no corpo hídrico (Von Sperling, 1996).

Além do estudo da capacidade de autodepuração de cursos d'água, o monitoramento de índices de qualidade da água constitui-se em ferramenta básica, auxiliando na avaliação dos resultados, e representando a qualidade da água em escala numérica acessível não somente aos órgãos gestores mas também a população. Dentre os índices mais utilizados para avaliação ambiental de microbacias hidrográficas estão o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) que, quando monitorados de forma sistemática, podem dar indicativos da tendência de evolução da qualidade das águas ao longo do tempo, além de permitir comparação entre diferentes cursos d'água.

A Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) e a resolução CONAMA 357/2005 se destacam entre as leis voltadas à qualidade das águas. A PNRH possui como uma de suas diretrizes basais a introdução à gestão sistemática dos recursos hídricos sendo o enquadramento dos corpos d'água em classes um dos instrumentos legais desta política (BRASIL, 1997). A Resolução CONAMA 357/2005, dispõe não somente sobre enquadramento e classificação dos corpos d'água, mas também define concentrações dos despejos para cada classe elucidando suas limitações e estabelecendo as condições e padrões de lançamentos de efluentes, sejam eles domésticos ou industriais (BRASIL, 2005).

Desta forma, levando em consideração as atividades exercidas pelo homem e conseqüentemente os impactos que estas causam aos recursos hídricos, é de fundamental importância o conhecimento da qualidade das águas e da capacidade de autodepuração de cursos d'água para que se possam ordenar e estabelecer critérios para uso dos recursos hídricos, abastecimento e lançamentos de resíduos, de forma a promover sustentabilidade às atividades exercidas na bacia.

Diante do exposto, o objetivo desta revisão bibliográfica é abordar aspectos de qualidade de água utilizando como ferramentas de controle ambiental, índices de qualidade e modelagem matemática, como subsídios para planejamento e gestão dos recursos hídricos. Para tal, foi realizada uma pesquisa exploratória buscando-se informações publicadas a cerca de dois índices de qualidade, Índice de Qualidade das

Águas e Índice de Estado Trófico, e sobre o modelo aplicado à qualidade da água proposto por Streeter-Phelps.

2. DESENVOLVIMENTO

2.1. Qualidade das águas

O planejamento integrado de bacias hidrográficas deve abranger gestão dos recursos hídricos e gestão ambiental e conjuntamente buscar uso sustentável do recurso, garantindo assim oferta de água em quantidade e qualidade para população. O comprometimento da oferta dos recursos hídricos, em muitos lugares do mundo, decorre principalmente de dois fatores relevantes: falta de planejamento do uso das águas e carência de recursos financeiros, que impedem a priorização de ações que invertam o processo de degradação e permita o desenvolvimento sustentável (ALVES et al., 2012).

A degradação ambiental decorrente da intensa e desordenada ocupação urbana tem comprometido a qualidade e a ambiência do entorno dos rios e lagos (MOG et al., 2014). A produção de grandes volumes de efluentes quando despejados nos corpos d'água sem o devido tratamento pode causar diversos prejuízos, não só para biota aquática, mas também para saúde humana (DODDS, 2006; CORDEIRO et al., 2016).

O lançamento de efluentes domésticos e descargas industriais causam maior impacto em rios de pequeno porte, onde fontes pontuais de poluição podem alterar substancialmente a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas. Essas fontes são consideradas pontuais na medida em que os poluentes atingem o corpo de água de forma concentrada no espaço, com localização definida e frequentemente com regime contínuo de produção (FRASCARELI et al., 2015; LIMA et al., 2016).

As cargas poluidoras não pontuais (ou difusas) são geradas em áreas extensas e chegam aos corpos de água de forma intermitente, dificultando, assim, sua identificação, medição e controle. As cargas difusas estão intimamente associadas à geologia, ao uso do solo (presença e tipo de floresta, práticas agrícolas e pastagens) e à morfologia da bacia (LIMA et al., 2016).

Os próprios rios e afluentes urbanos podem assumir papel de fontes difusas de poluição, afetando, inclusive, pontos de captação de água para consumo nas próprias cidades. Frente a isto, cidades já estruturadas tentam buscar soluções para revitalização de seus cursos d'água, visto que muitos foram parciais ou totalmente canalizados (MOG et al., 2014).

Diversos estudos sobre qualidade da água têm demonstrado que mudanças das variáveis limnológicas são significativas ao longo dos períodos sazonais, como também, podem variar espacialmente, dependendo da escala de monitoramento adotada (CUNHA et al., 2013). Entretanto, o impacto sazonal sobre a hidrologia do corpo hídrico além de depender das características físicas e do local de estudo na bacia depende das condições climáticas ao longo do ano, normalmente denominadas de períodos chuvosos e secos (TUCCI, 2005; CUNHA et al., 2011).

A turbidez e a temperatura, são exemplos de variáveis limnológicas físicas. A primeira representa, de forma indireta, a quantidade de sólidos em suspensão presentes no corpo hídrico, sendo os seus principais influentes a erosão das margens dos rios em estações chuvosas, esgotos sanitários e efluentes industriais (OLIVEIRA SÁ, 2012; LUIZÂ et al., 2012). A temperatura é característica que influencia diretamente a maioria dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água (BRAZ, et al., 2012; VON SPERLING, 1996).

As variáveis químicas como pH e condutividade elétrica são alteradas em decorrência de elementos sólidos e gases dissolvidos advindos de lançamentos de efluentes domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005). A concentração de oxigênio dissolvido (OD) é uma das variáveis químicas utilizada para verificar o grau de poluição de um corpo d'água sendo expressa em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar certa redução da sua concentração no meio (VON SPERLING, 2005). A quantidade de matéria orgânica pode ser estimada por meio da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

A concentração de sólidos nos ecossistemas aquáticos lóticos³ está fortemente relacionada a todas as impurezas encontradas no curso da água, exceto os gases (ESPÍNDOLA, 2000). Segundo Silva et al. (2008) a presença de sólidos em grande quantidade nos rios reduz a penetração de luz solar na água, elevando sua turbidez e afetando a vida aquática causando desequilíbrio nas cadeias tróficas.

O fósforo é um dos principais nutrientes para os processos biológicos. Quando em excesso o fósforo conduz a processos de eutrofização das águas naturais, a qual pode ocasionar modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio (LAMPARELLI, 2004; SILVA et al., 2014). Assim como o fósforo, o nitrogênio desempenha papel fundamental nos ecossistemas. Este possui comportamento químico complexo em virtude das várias formas que pode assumir e dos impactos que a mudança do estado de oxidação pode trazer aos organismos vivos (LIMA e PINTO, 2011). Já a avaliação da qualidade biológica da água pode ser realizada através da identificação de indicadores de contaminação fecal e indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas (BUZANELLO et al, 2008).

Para definição dos limites de concentrações de cada poluente a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), implementada pela Lei 9.433/97, tem como uma de suas diretrizes basais a introdução à gestão sistemática dos recursos hídricos, que determina a associação dos aspectos de quantidade e qualidade da água (BRASIL, 1997). Um dos instrumentos legais da PNRH é o enquadramento dos corpos d'água em classes, cuja utilização mostra-se fundamental para o controle da qualidade ambiental dos mesmos, pois visa combater de forma preventiva a poluição hídrica através do estabelecimento de padrões de qualidade de água segundo os principais usos a que esta se destina.

Atualmente, o enquadramento é feito com base na Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe não somente sobre o enquadramento e classificação dos corpos d'água, mas também define as concentrações dos despejos para cada classe elucidando suas limitações e estabelecendo condições e padrões de lançamentos de efluentes, sejam eles domésticos ou industriais (BRASIL, 2005).

Além do enquadramento, diversas regiões adotam para acompanhamento da qualidade das águas, índices de qualidade das águas, que apesar de agregarem diversas variáveis, traduzem de forma objetiva e simples o estado que um corpo hídrico se encontra, além de tornar esses dados mais acessíveis a comunidade.

2.2. Índices de qualidade da água

Os índices de qualidade da água são escalas numéricas que têm sido propostas com objetivo de sintetizar as variáveis de qualidade da água em uma única grandeza,

³ Ambiente lótico: ambiente relativo a águas continentais moventes (CONAMA 357/05).

que represente a condição e evolução da qualidade da água ao longo do tempo e em várias localizações geográficas (CHAMBERS et al., 2012).

Em decorrência da praticidade, os índices são utilizados na interpretação de dados, auxiliando na avaliação dos resultados, e representando a qualidade da água. Desta maneira o estado atual e as tendências de qualidade da água podem ser descritos e apresentados de forma compreensível e significativa, tornando os programas de controle ambiental passíveis de julgamento (SARDINHA et al., 2008).

Os índices estão atrelados ao uso que se deseja fazer em determinado corpo d'água e, geralmente, são elaborados a partir de opiniões de especialistas ou métodos estatísticos (WENGRAT e BICUDO, 2011). Sendo assim, foram desenvolvidos vários índices e indicadores ambientais para avaliação da qualidade da água com base em suas características. Dois índices muito utilizados são o Índice de Qualidade das Águas (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET).

O IQA foi proposto inicialmente por Horton em 1965, sendo esta uma ferramenta destinada a avaliação dos programas de redução da poluição e informação pública (CPRH, 2003). No Brasil, o IQA foi adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), sendo o índice mais difundido e aplicado (ROCHA et al. 2010).

Nove variáveis foram selecionadas para compor este índice: oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos, temperatura, turbidez, fósforo total, nitrogênio total, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes (PIASENTINI, 2009). Estas, refletem principalmente a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização do recurso hídrico para abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (CETESB, 2009; ALVES et al., 2012).

Na interpretação deste índice devem ser levados em consideração, alguns fatores importantes, tais como: a) mudança da qualidade das águas ao longo do ano, em função de fatores meteorológicos e da eventual sazonalidade de lançamentos poluidores e das vazões; b) melhora da qualidade das águas em função da autodepuração dos próprios rios e a diluição dos contaminantes pelo recebimento de melhor qualidade de seus afluentes.

O IQA é um número adimensional que varia de 0 a 100, sendo calculado pelo produto ponderado das variáveis de qualidades de água que integram o índice, elevados a um peso correspondente (Tabela 1) de acordo com a importância da variável em relação à poluição hídrica (Equação 1).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \text{ (Eq. 1)}$$

em que:

IQA= Índice de Qualidade das Águas;

q_i = Sub índice ou qualidade da i -ésima variável obtido da equação correspondente;

w_i = peso correspondente à i -ésima variável atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade;

n = número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Tabela 1. Pesos correspondentes (w_i) a cada variável de qualidade da água de acordo com a classificação proposta pela CETESB(2004)

Variável de qualidade da água	Peso (w_i)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes Termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO _{5,20}	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo Total	0,08

Fonte: CETESB (2009)

A avaliação final do IQA é expressa numericamente por valores que variam na escala de 0 a 100. Para cada conjunto de valores obtidos há uma quantificação específica, representada também por cores padronizadas (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação do Índice de Qualidade das Águas – IQA

Valor	Categoria
80 - 100	Ótima
52 - 79	Boa
37 - 51	Regular
20 - 36	Ruim
0 - 19	Péssima

Fonte: CETESB, 2009

Por reunir em um único índice os valores de nove diferentes variáveis, o IQA, apresenta concomitantemente vantagens e limitações. A vantagem está no fato de sumarizar a interpretação de nove variáveis em um único número, facilitando a compreensão e mais acessíveis a comunidade. A limitação relaciona-se à perda na interpretação das variáveis individuais e da relação destas com as demais. Soma-se a isto o fato deste índice ter sido desenvolvido de forma a possibilitar a avaliação do impacto dos esgotos domésticos nas águas utilizadas para abastecimento público, não apresentando efeitos originários de outras fontes poluentes (CETESB, 2009).

O Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977), visa determinar o grau de eutrofização de um ecossistema aquático para ambientes temperados. No Brasil, esse índice foi modificado e adaptado para ambientes tropicais e subtropicais por Toledo Jr. et al. (1983), Salas e Martino (1991) e, mais recentemente por Lamparelli (2004). Posteriormente, foi proposta atualização do IET por Cunha et al. (2013b) para reservatório em ambientes tropicais e subtropicais.

Por meio do IET é possível determinar o grau de trofia existente em determinado ecossistema em decorrência de entradas externas de nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo, servindo como base para um planejamento de controle da eutrofização e uso do corpo hídrico (VIDAL e NETO, 2014; MAIA et al., 2015). Esses nutrientes quando lançados na água contribuem para o aumento da produtividade primária do sistema, resultando em acúmulo de matéria orgânica e redução da penetração de luz (AZEVEDO et al., 2008), ocasionando morte dos organismos aquáticos mais sensíveis.

As fontes de nutrientes podem ter origens diversas, como despejos de efluentes urbano-industriais, resíduos da agropecuária e drenagem superficial de solos da bacia hidrográfica (MONTEAGUDOS et al., 2012; OLIVEIRA, 2014). Desta forma, a eutrofização tem gerado grandes prejuízos e tem direcionado a atenção dos pesquisadores aos ecossistemas aquáticos (MOSCHINI-CARLOS et al., 2010; TANIWAKI et al., 2011, 2013; CUNHA et al., 2013; PEDRAZZI et al., 2013).

O IET estabelece níveis de trofia em relação à concentração de fósforo total, à clorofila *a* e ao disco de Secchi. Os resultados correspondentes ao fósforo IET(PT), devem ser entendidos como medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila *a*, IET(CL), por sua vez, deve ser considerada como medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. A avaliação correspondente ao disco de Secchi, IET(S), considera o grau de transparência da água, que varia em função do regime de circulação da massa de água, da natureza geoquímica da bacia, da ocorrência de lançamento de efluentes e do regime das chuvas (BARROS et al., 2011).

O cálculo do IET para a variável fósforo e clorofila *a*, pode ser realizado utilizando-se as Equações 2 e 3 que foram propostas por Lamparelli (2004) para rios.

$$IET_{PT} = 10 * \{6 - [(0,42 - 0,36(\ln PT))/ \ln 2]\} - 20 \text{ (Eq. 2)}$$

$$IET_{CL} = 10 * \{6 - [(0,7 - 0,6(\ln CL))/ \ln 2]\} - 20 \text{ (Eq. 3)}$$

em que:

IET_{PT} = Índice de Estado Trófico para fósforo total;

IET_{CL} = Índice de Estado Trófico para clorofila *a*;

PT = concentração de fósforo total, medida à superfície da água ($\mu\text{g L}^{-1}$);

CL = concentração de clorofila *a*, medida à superfície da água ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Na Tabela 3 estão apresentados os intervalos de valores para classificação do IET, para as variáveis fósforo, clorofila *a* e transparência (LAMPARELLI, 2004).

Tabela 3. Limites para diferentes níveis de estado trófico para ambientes lóticos, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004)

Nível Trófico	Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Disco de Secchi (m)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 13	$\leq 0,74$	$\geq 2,4$	≤ 47
Oligotrófico	$13 \leq PT \leq 35$	$0,74 \leq CL \leq 1,31$	$2,4 > S \geq 1,7$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$35 \leq PT \leq 137$	$1,31 \leq CL \leq 2,96$	$1,7 > S \geq 1,1$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$137 \leq PT \leq 296$	$2,96 \leq CL \leq 4,70$	$1,1 > S \geq 0,8$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$296 \leq PT \leq 640$	$4,70 \leq CL \leq 7,46$	$0,8 > S \geq 0,6$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	> 640	$> 7,46$	$< 0,6$	> 67

Fonte: Lamparelli (2004)

Segundo Lima e Pinto (2011), dentre as variáveis estabelecidas para cálculo do (IET) o fósforo total é a mais importante, pois este nutriente é, na maioria das vezes, o fator limitante para a produção primária. Nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila *a* irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo. Além disso, caso sejam aplicados algicidas, a conseqüente diminuição das concentrações de clorofila *a* resultará em redução na classificação obtida a partir do seu índice (CETESB, 2009).

2.3. Autodepuração dos cursos d'água

A autodepuração de corpos hídricos é um fenômeno complexo que envolve processos biológicos, físicos, químicos, permitindo que um corpo hídrico possa recuperar seu estado natural ao longo de certa distância de determinado trecho do rio

(DEMARS e MANSON, 2013). A autodepuração compreende diversos mecanismos, tais como diluição, sedimentação, reaeração, adsorção, absorção e reações químicas e biológicas, que podem ser avaliados por modelos matemáticos (BAHADUR et al., 2013; GONZALEZ et al., 2014).

A utilização de modelos matemáticos de qualidade da água permite avaliar impactos do lançamento das cargas poluidoras e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental. O modelo de Streeter Phelps foi precursor de modelos numéricos de qualidade de água. Este é constituído, de forma genérica, por duas equações diferenciais ordinárias: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica (K_1) e outra, o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica (K_2) (BEZERRA et al., 2008; GONÇALVES et al., 2012).

Estimativas dos parâmetros K_1 e K_2 são importantes para seleção da curva que melhor representa um sistema real. Os coeficientes de reaeração (K_2) variam devido à sua dependência com a turbulência e as relações interface ar-água tornando-os complexos e difíceis de medir com precisão. Vários estudos estabelecem métodos para estimar K_1 e K_2 que fornecem aproximações razoáveis dentro de limites pré-definidos. No entanto, devido à natureza não linear destes coeficientes, não existe fórmula para casos genéricos (RAYMOND et al., 2012; HAIDER et al., 2013; BENSON et al., 2014).

2.3.1. Desoxigenação das águas

O consumo de oxigênio dissolvido devido à oxidação da matéria orgânica pode ser medido utilizando-se o teste denominado demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sendo basicamente governado pelo coeficiente de desoxigenação (K_1). O K_1 varia de acordo com a composição e a concentração do material orgânico oriundo das fontes de poluição, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (MENENZES et al., 2015). Em outras palavras o K_1 é a velocidade específica na qual a reação de decomposição da matéria orgânica ocorre.

Segundo Formentini (2010) dados confiáveis de DBO são a principal ferramenta para avaliação do impacto causado por despejos orgânicos em um corpo hídrico, além de servir para o correto planejamento de estações de tratamento de esgotos. Valores médios de K_1 são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores genéricos do coeficiente de desoxigenação (K_1) (base e, 20°C) para vários tipos de efluentes e águas (Von Sperling, 1996)

Origem	K_1 (d ⁻¹)
Água residuária de elevada concentração	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Efluente terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Von Sperling (1996).

O conceito de DBO pode ser entendido de duas maneiras distintas. Pode representar tanto o consumo de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica até dado instante, denominado DBO exercida, quanto a DBO remanescente correspondente a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em determinado instante.

O aumento da progressão DBO exercida fornecida pelo aumento da temperatura pode ser verificada pelo aumento no coeficiente de desoxigenação, que é dependente da concentração de matéria orgânica biodegradável e temperatura, e indica o consumo de OD ao longo do tempo para além da velocidade que atinge a demanda bioquímica última de oxigênio (L_0). A L_0 é o potencial máximo de demanda de oxigênio das águas residuais (GREEN e WARD, 2011).

$$y = L_0(1 - e^{-K_1*t}) \text{ (Eq. 4)}$$

em que:

y = DBO exercida em um tempo t (mg L^{-1})

L_0 =demanda última de oxigênio que representa a DBO total ao final da estabilização (mg L^{-1})

K_1 =coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})

t = tempo (dia).

Desta forma, quanto maior a quantidade de matéria orgânica biodegradável e o tempo maior será K_1 .

2.3.2. Reaeração das águas

A reaeração atmosférica corresponde à absorção de oxigênio atmosférico pelo corpo hídrico, cuja taxa de absorção é governada pelo coeficiente de reaeração, K_2 . Este coeficiente é altamente dependente das características geométricas do rio e sua profundidade. O balanço de oxigênio dissolvido, a utilização de traçadores inertes e a análise de produtividade de oxigênio, através de valores tabelados ou através do ajuste dos dados de entrada na equação proposta por Streeter e Phelps (1925), são exemplos de técnicas utilizados para elaboração dos estudos na determinação do K_2 .

Alguns pesquisadores, estudando corpos d'água de diversas características, obtiveram valores médios de K_2 (Tabela5), que usualmente utilizados na ausência de dados específicos acerca do corpo d'água.

Tabela 5. Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C)

Corpo de água	K_2 (d^{-1})	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Fonte: FAIR et al. (1973); ARCEIVALA (1981).

Existem várias equações empíricas, baseadas em características hidráulicas particulares a cada curso d'água para determinação do K_2 (VON SPERLING, 2007). Na tabela 6 estão apresentados três das principais fórmulas, com faixas de atuação que se complementam, e com dados de fácil obtenção.

Tabela 6. Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C)

Pesquisadores	Equação	Faixa de aplicação
O'CONNOR E DOBBINS (1958)	$3,73.v^{0,5}.H^{-1,5}$	$0,6 \leq H < 4,0$ m $0,05\text{ms}^{-1} \leq v < 1,5 \text{ms}^{-1}$
CHURCHILL et al (1962)	$5.v^{0,97}.H^{-1,67}$	$0,6 \leq H < 4,0$ m $0,8\text{ms}^{-1} \leq v < 1,5 \text{ms}^{-1}$
OWENS et al (apud BRANCO, 1976)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	$0,1 \leq H < 0,6$ m $0,05\text{ms}^{-1} \leq v < 1,5 \text{ms}^{-1}$

v: velocidade do curso d'água (m s⁻¹); H: altura da lâmina d'água (m)

Fonte: EPA, (1985).

A cinética de reaeração, assim como a de desoxigenação, pode ser também determinada por uma reação de primeira ordem e quanto maior o déficit de oxigênio, maior taxa de transferência.

Como o coeficiente de reaeração é uma variável muito importante para modelagem do oxigênio dissolvido, muitas tentativas têm sido feitas no sentido de estimá-lo por meio de outras variáveis que possam ser simuladas e, ou que possam ser assumidas sem grande variação (COX, 2003). Von Sperling (1996) afirma que como a profundidade e a velocidade estão intimamente associadas à vazão, esta última variável pode ser correlacionada ao coeficiente K_2 . A relação entre K_2 e a vazão podem ser descritas por meio das Equações 5 e 6.

$$K_2 = m. Q^n \text{ (Eq. 5)}$$

$$K_2 = a. V^b. H^{-c} \text{ (Eq. 6)}$$

em que:

K_2 = coeficiente de reaeração (d⁻¹);

Q = vazão (m³s⁻¹);

V = velocidade média do curso d'água (m s⁻¹);

H = profundidade média do curso d'água (m);

m, n, a, b, c = parâmetros de ajuste.

A curva de concentração de oxigênio pode ser obtida pela Equação 7, sabendo-se que o oxigênio dissolvido em determinado tempo (Ct) é igual à diferença entre a concentração de saturação do oxigênio (Cs) e o déficit de oxigênio em determinado tempo (Dt), com isso temos a Equação 7.

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot T} - e^{-K_2 \cdot T}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot T} \right] \text{ (Eq. 7)}$$

em que:

Ct = concentração de oxigênio dissolvido, em um dado instante t (mg L⁻¹);

Cs = concentração de saturação de oxigênio (mg L⁻¹);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (d⁻¹);

K_2 = coeficiente reaeração (d⁻¹);

L_0 = demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg L⁻¹);

t = tempo (d);

C_0 = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L⁻¹).

Dessa forma, para obtenção de K_2 , basta isola-lo e substituir os demais valores na Equação 7.

3. CONCLUSÃO

Tendo por base o que é abordado nesta revisão bibliográfica pode-se afirmar que em decorrência dos diversos usos, diretos e indiretos, da água, a necessidade de preservação e recuperação dos recursos hídricos vem a cada dia se tornando mais

evidente. A Busca pelo uso sustentado da água é a melhor opção frente aos desafios que o mal uso desta acarreta a sociedade, evitando custos significativos e não compensáveis principalmente no que tange a padronização para a sua qualidade.

Observou-se que algumas ferramentas de qualidade auxiliam na gestão hídrica. Neste estudo foram destacados dois índices de qualidade da água, Índice de Qualidade das Águas e Índice de Estado Trófico, que auxiliam de maneira positiva na gestão dos recursos hídricos apesar de algumas limitações. Estas atendem não somente aos órgãos gestores, responsáveis por avaliar a qualidade da água, mas também a população, devendo ser largamente utilizado como ferramenta democrática de rápida acessibilidade e entendimento. Os índices citados têm como determinantes principais avaliar a qualidade das águas para a sua utilização no abastecimento público e também auxiliar no diagnóstico da qualidade para fins de preservação da vida aquática.

O estudo do modelo matemático proposto por Streeter-Phelps mostrou que, apesar de ser um modelo precursor de qualidade de água, que descreve o comportamento do oxigênio dissolvido em um corpo hídrico, pode ser excelente ferramenta na tomada de decisões não somente quanto ao manejo de bacias, mas também, no uso de tecnologias de tratamento de águas residuárias por estimar impactos de descargas efluentes de origem doméstica.

4. AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB pelo apoio financeiro concedido que contribuiu para a elaboração e divulgação dos trabalhos e confecção da dissertação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Revista Acta Amazonica**, vol.42 no.1 Manaus mar. 2012. <Disponível em: <http://submission.scielo.br/index.php/aa/article/view/44553/5750>>. Acesso em: 05/03/2017.

ARCEIVALA, S.J. (1981). **Wasterwater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control**. New York, Marcel Dekker, 892 p.

AZEVEDO, A.C. G de; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 870-877, 2008. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062008000300022>. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000300022>. Acesso em: 04/03/2017.

BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D. E.; SAMUELS, W. B. Water contamination modeling: a review of the state of the science. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 142-155, 2013. <Disponível em: http://file.scirp.org/pdf/JWARP_2013020415074472.pdf> <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2013.52016>. Acesso em: 03/03/2017.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; ROCHA, F. A.; SILVA, D. P. Reoxigenação e desoxigenação no rio Turvo Sujo. **Enciclopédia Biosfera**, v. 7, p. 1-5, 2011. <Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2011a/ambientais/reoxigenacao.pdf>> Acesso em: 03/03/2017.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Revista Escola de Minas**, v.61 n.2 Ouro Preto abr./jun. 2008. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0370-44672008000200020>. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672008000200020>. Acesso em: 03/03/2017.

BENSON, A.; ZANE, M.; BECKER, T. E.; VISSER, A.; URIOSTEGUI, S. H.; DERUBEIS, E. et al. Quantifying reaeration rates in alpine streams using deliberate gas tracer experiments. **Periodical Water**, v. 6, p. 1013-1027, 2014. <Disponível em: <http://www.mdpi.com/2073-4441/6/4/1013>> doi:10.3390/w6041013. Acesso em: 02/03/2017.

BRASIL, 1997. Política Nacional dos Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 1997. <Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm> Acesso em: 02/03/2017.

BRASIL 2005. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 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**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005. <Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 02/03/2017.

BRASIL 2011. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 430, de 16 de Maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2011. <Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 02/03/2017.

BRAZ, L.; FERREIRA, W. J.; SILVA, M. G.; ALVALÁ, P. C.; MARANI, L.; BATISTA, G. T.; HAMZA, V. M. Influência de características físico-químicas da água no transporte de metano para a atmosfera na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 99-112, 2012. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v7n3/v7n3a09.pdf>>. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.972>. Acesso: 07/03/2017.

BUZANELLO, E. B.; MARTINHAGO, M. W.; ALMEIDA, M. M.; PINTO, F. G. S. Determinação de Coliformes Totais e Termotolerantes na Água do Lago Municipal de Cascavel, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 6, supl. 1, p. 59-60, set. 2008. <Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/viewFile/1087/811>>. Acesso: 07/03/2017.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes**. **Limnology and Oceanography**, v. 2, n. 2, p. 361-369, 1977. <Disponível em: http://aslo.net/lo/toc/vol_22/issue_2/0361.pdf>. Acesso: 07/03/2017.

CARVALHO, R. G. **As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil**. Caderno Prudentino de Geografia, Presidente Prudente, n.36, Volume Especial, p. 26-43, 2014. Acesso: 07/03/2017.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002/CETESB. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB, p. 4, 2009. <Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>> Acesso: 07/03/2017.

CHAMBERS, P.A.; MCGOLDRICK, D.J.M.; BRUA, R.B.; VIS, C.; CULP, J.M.; BENOY, G.A. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. **Journal of Environmental Qualit**, v. 41, n. 1, p. 7-20, 2012. <Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/41/1/7>> - doi:10.2134/jeq2010.0273. Acesso: 07/03/2017.

CORDEIRO, G. G.; GUEDES, N. M.; KISAKA, T. B.; NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Ambiente e Água**, vol. 11 n. 3 Taubaté – Julho / Setembro 2016. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2016000300702&script=sci_abstract&lng=pt>. <http://dx.doi.org/10.4136/ambiente-agua.1857>. Acesso em: 01/03/2017.

COX, B. A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland Rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 314 316, p. 303334. 2003. <Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969703000627>>. [http://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00062-7](http://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00062-7). Acesso em: 07/03/2017.

CPRH/PE. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Seleção de índices e indicadores**. Programa Nacional de Meio Ambiente II, Subcomponente Consolidação da Seleção de Índices e Indicadores de Qualidade de Água, 2003.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR., N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013a. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n2/a08v18n2.pdf>>. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200008>. Acesso: 01/03/2017.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Defining nutrient and biochemical oxygen demand base-lines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. **Environmental Management**, vol. 48, no. 5, p. 945-956, 2011. <Disponível em: <http://producao.usp.br/handle/BDPI/17922>> - DOI: 10.1007/s00267-011-9739-8. Acesso: 01/03/2016.

DEMARS, B. O. L.; MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: a critical review. **Water Research**, v. 47, p. 1-15, 2013. <Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412007129>>. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.054>. Acesso: 01/03/2016.

DODDS, W. K. **Eutrophication and trophic state in rivers and streams**. American Society of Limnology and Oceanography, v. 51, n. 1, p. 671–680, 2006. <Disponível em: http://aslo.org/lo/toc/vol_51/issue_1_part_2/0671.pdf> Acesso: 01/03/2016.

EPA – United States Environmental Protection Agency, Athens. (1985) **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2. ed. 455 p.

ESPÍNDOLA, E.L.G. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho**. Rima, São Carlos, p.200, 2000.

FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. A. **Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales** [Water and wastewater engineering]. Trad. Salvador Ayanegui J. México, Editorial Limusa, v. 2, 1973. 764 p.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, vol.10 n°.4 Taubaté. Dezembro, 2015. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2015000400770&script=sci_abstract&tlng=pt> <http://dx.doi.org/10.4136/ambiagua.1715>. Acesso em: 01/03/2017.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v7n3/v7n3a12.pdf> (<http://dx.doi.org/10.4136/ambiagua.894>). Acesso em: 01/03/2017.

GONZÁLEZ, S. O.; ALMEIDA, C. A.; CALDERÓN, M.; MALLEA, M. A.; GONZÁLEZ, P. **Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations**. Environmental Processes, v. 21, p. 10583-10593, 2014. <Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24888622>. DOI: 10.1007/s11356-014-3098-y. Acesso em: 01/03/2017.

GREEN, B.; WARD, G. H. Ultimate biochemical oxygen demand in semi-intensively managed shrimp pond waters. **Periodical Aquaculture**, Amsterdam, n.319, p.253-261, 2011. <Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848611005114>> <http://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.06.031>. Acesso em: 02/03/2017.

HAIDER, H.; ALI, W.; HAYDAR, S. Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow variations in Pakistan. **Hydrological Processes**. v. 27, p. 3949-3963, 2013. <Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.9528/abstract>> DOI: 10.1002/hyp.9528. Acesso em: 02/03/2017.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. <Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/en.php>>. DOI: 10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813. Acesso em: 02/03/2017.

LIMA, E.M., PINTO; J.E.S. Bacia do rio catolé, Bahia - brasil: bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo. **Revista Geográfica de América Central Número Especial**. EGAL, 2011- Costa Rica II Semestre 2011 pp. 1-11. <Disponível em: <http://www.revistas.una.ac.cr/index.php/geografica/article/view/2691>> Acesso em: 02/03/2017.

LIMA, R. N. S. de; RIBEIRO, C. B. M. de; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol.21 no.1 Rio de Janeiro Jan./Mar. 2016. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00139.pdf>> - DOI: 10.1590/S1413-41520201600100127676. Acesso em: 02/03/2017.

LUÍZÂ. M. E.; PINTO, M. L. C.; SCHEFFER. E. W. O. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na bacia hidrográfica do rio taquaral, São Mateus do Sul-PR. **CAMINHOS DE GEOGRAFIA - revista on line**, p. 290-310, 2012. <Disponível em: <http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>>. Acesso em: 01/03/2017.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L. de; CARVALHO, F. T. de. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol.20 no.4 Rio de Janeiro out./dez. 2015. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v20n4/1413-4152-esa-20-04-00613.pdf>> DOI: 10.1590/S1413-41522015020040121258. Acesso em: 05/03/2017.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FIA R. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. **Revista Ambiente & Água** vol.10 no.4 Taubaté out./dez. 2015. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2015000400748> <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1599>. Acesso: 09/03/2017.

MOG, W.; CAMPOS, H. A.; PICCININI, L. S. Análise morfológica de espaços urbanos em bacias hidrográficas: um olhar sobre o entorno do Arroio Dilúvio em Porto Alegre. **Revista Cadernos Metrópole**. vol.16 n.º.31 São Paulo. Junho de 2014. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cm/v16n31/2236-9996-cm-16-31-0221.pdf>> <http://dx.doi.org/10.1590/2236-9996.2014-3110>. Acesso em: 07/03/2017.

MONTEAGUDOS, L.; MORENOS, J.L.; PICAZO, F. River eutrophication: irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. **Revista Water Research**, v. 46, n. 8, p. 2759-2771, 2012. <Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22417740>> doi: 10.1016/j.watres.2012.02.035. Acesso em: 09/03/2017.

MOSCHINI-CARLOS, V.; DE FREITAS, L. G.; POMPÊO, M. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquaquetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. **Revista Ambiente & Água** v. 5, n. 3, p. 47-59, 2010. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquaquetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. <Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/411>> - DOI:10.4136/1980-993X. Acesso em: 09/03/2017.

OLIVERA, J. C. S. **Ecologia da ictiofauna e análise ecossistêmica das áreas de influência direta da HUE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes – AP**. 2012. 234 f. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Pará/UFPA, Belém, 2012. <Disponível em: http://ppgeap.propesp.ufpa.br/ARQUIVOS/teses/2012/TESE_Julio-Sa-2008-2012..pdf> Acesso em: 09/03/2017.

OLIVEIRA, P. C. R.; NOGUEIRA, M. G.; SARTORI, L. P. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspectives. **Revista Acta Limnologica Brasiliensia**. vol.26 no.4 Rio Claro out./dez. 2014. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2014000400008> <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014000400008>. Acesso: 10/03/2017.

PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 64-71, 2013. <Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/273744989>> DOI: 10.4236/jwarp.2013.51008. Acesso em: 10/03/2017.

PIASENTIN, A. M.; SEMENSATTO JUNIOR, D. L.; SAAD A. R.; MONTEIRO JUNIOR, A. J.; RACZKA, M. F. Índice de qualidade da água (IQA) do reservatório Tanque Grande, Guarulhos (SP): análise sazonal e efeitos do uso e ocupação do solo. **Revista Geociências** (São Paulo) vol.28 no.3 São Paulo, 2009. <Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/71381/2-s2.0-77949493126.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 10/03/2017.

RAYMOND, P. A.; ZAPPA, C. J.; BUTMAN, D.; BOTT, T. L.; POTTER, J.; MULHOLLAND, P. et al. Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers. **Limnology and Oceanography**. Fluids and Environments, v. 2, p. 41-53, 2012. <Disponível em:

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1215/21573689-1597669/abstract> DOI: 10.1215/21573689-1597669. Acesso em: 10/03/2017.

ROCHA, J. L. S. R.; REGO, N. A. C. SANTOS, J. W. B., OLIVEIRA, R. M. MENEZES, M. Indicador Integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão da bacia hidrográfica do rio Jiquiriçá, BA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.5, n.1, p. 89-101, 2010. <Disponível em: http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/viewFile/347/pdf_7> (Doi: 10.4136/ambi-agua.122). Acesso em: 10/03/2017.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Revista Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991. <Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135491900151>> [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90015-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90015-1). Acesso em: 10/03/2017.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M. DE; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.13 n.3, Rio de Janeiro jul./set. 2008. <Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>> Acesso em: 10/03/2017.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**. v. 38 p.733 – 742. 2008. <Disponível em: <https://acta.inpa.gov.br/fasciculos/38-4/PDF/v38n4a17.pdf>>. Acesso em: 06/03/2017.

SILVA, G. S.; SANTOS, E. A.; CORRÊA, L. B.; MARQUES, A. L. B.; MARQUES, E. P.; SOUSA, E. R.; SILVA, G. S. Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios Anil e Bacanga, São Luís (MA). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol.19 no.3, Rio de Janeiro jul./set. 2014. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n3/1413-4152-esa-19-03-00245.pdf>> - DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000438. Acesso em: 06/03/2017.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. Public Health Bulletin, n. 146. 1925.

TANIWAKI, R. H.; ROSA, A. H.; LIMA, R.; MARUYAMA, C. R.; SECCHIN, L. F.; CALIJURI, M. do C. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itapararanga, São Paulo, Brasil. **Revistas Científicas de América Latina**, Interciência, v. 38, n. 3, p. 164-170, 2013.<Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/74789/2-s2.0-84877670051.pdf?sequence=1&isAllowed=y>> Acesso em: 06/03/2017.

TERNUS, R. Z.; FRANCO, G. M. S. de; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; MAGRO, J. D. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2011, vol. 23, no. 2, p. 189-199. <Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/alb/v23n2/09.pdf>>. Acesso em: 05/03/2017.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, v. 12, Camboriú. Anais... Camboriú: ABES, 1983. 34p.<Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&pid=S0001-3765201300020064900027&lng=en> Acesso em: 06/03/2017.

TUCCI, C. E. M. **Programa de drenagem sustentável: apoio ao desenvolvimento do manejo das águas pluviais urbanas** - Versão 2.0. Brasília: Ministério das Cidades, 2005a.

VIDAL, T. F.; NETO, J. C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, vol.18 no.4 Campina Grande Abril, 2014. <Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/v18n04/v18n04a07.pdf>>, acesso: 04/04/2017.

VON SPERLING, M. – **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** – Volume 1, 2ª Edição revisada, DESA-UFMG, Belo Horizonte, MG, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** – Volume 1, 3ª ed. DESA-UFMG, Belo Horizonte, MG, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** DESA/UFMG. Belo Horizonte- MG, 2007.

WENGRAT, S.; BICUDO, D. C. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Revista Acta Limnol. Bras.** vol.23 no.2 Rio Claro abr./jun. 2011. <Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2011000200010>, acesso em: 08/03/2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2011000200010>.

CAPÍTULO II

Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas e índices de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Catolé Grande

Natália Andrade Silvã

Flávia Mariani Barros

Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas e índices de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Catolé Grande

RESUMO

O presente estudo teve como objetivos avaliar a variação temporal e espacial de variáveis limnológicas, quantificar e classificar o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) em diferentes trechos do rio Catolé Grande e avaliar a dinâmica destes em função da vazão do trecho do rio em estudo. Foram realizadas análises temporais e espaciais, em três distintos pontos de coleta ao longo do rio Catolé, de sete variáveis limnológicas: turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos totais, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e temperatura. O IQA foi calculado conforme metodologia expressa pela CETESB. A classificação do estado trófico do rio Catolé, foi realizada para três diferentes pontos de coleta, sendo baseada no valor da variável fósforo total. As variáveis limnológicas oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica e sólidos totais apresentaram significativa variação espacial e temporal na qualidade da. A turbidez e a temperatura apresentaram variação temporal. O IQA não apresentou variação temporal recebendo classificação ótima. O IET em períodos de menor e maior vazão não apresentaram variação espacial e temporal, recebendo classificação supereutrófica. Em períodos de vazão intermediária ocorreu apenas variação espacial entre os três pontos passando de estado eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico.

Palavras-chave: poluição hídrica, qualidade da água, recurso hídrico.

Spatial and temporal heterogeneity of limnological variables and water quality indexes in the Catolé Grande River basin

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the temporal and spatial variability of limnological variables, to quantify and classify the Water Quality Index (IQA) and the Trophic State Index (EIT) in different stretches of the Catolé Grande River, and to evaluate their dynamics in relation to the flow of the stretch of study river. Three temporal and spatial analyzes were carried out in three different collecting points along the Catolé River: turbidity, pH, electrical conductivity, total solids, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand and temperature. The IQA was calculated according to methodology expressed by CETESB. The classification of the trophic state of the Catolé River was performed for three different collecting points, based on the value of the total phosphorus variable. The limnological variables dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, electrical conductivity and total solids presented significant spatial and temporal variation in the quality of the. Turbidity and temperature showed temporal variation. The IQA did not show temporal variation receiving an optimal classification. The EIT in periods of lower and higher flow did not present spatial and temporal variation, receiving supereutrophic classification. In periods of intermediate flow, only spatial variation occurred between the three points, passing from eutrophic, supereutrophic and hypereutrophic state.

Key words: water pollution, water quality, water resource.

1. INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Recursos Hídricos possui como um de seus instrumentos o enquadramento de corpos hídricos segundo seus usos preponderantes (Brasil, 1997). O enquadramento consiste no estabelecimento do nível de qualidade a ser alcançado ou mantido

em um corpo d'água ou trecho do mesmo, ao longo do tempo. A CONAMA 357/05 distribui os corpos hídricos de água doce em classes de usos com níveis gradativos de qualidade associados (Brasil, 2005).

A deterioração da qualidade da água pode ser causada tanto por resultado da pressão antrópica, em maior escala, como por fatores naturais, em menor escala (Alves et al., 2012). A urbanização tem como uma das suas principais consequências a produção de grandes volumes de efluentes domésticos que, quando lançados sem devido tratamento, podem causar diversos prejuízos, tanto para a biota aquática quanto para a saúde humana (Cordeiro et al., 2016).

Diversos estudos sobre qualidade da água têm demonstrado que mudanças das variáveis limnológicas são significativas ao longo do tempo e espaço, dependendo da escala de monitoramento adotada (Cunha et al., 2013). Entretanto, o impacto temporal sobre a hidrologia do corpo hídrico além de depender das características físicas e do local de estudo na bacia depende das condições climáticas que influenciam diretamente nos regimes de chuva e vazões do curso de água (Cunha et al., 2011).

Além do enquadramento, diversas regiões adotam para acompanhamento da qualidade das águas, índices de qualidade que, apesar de agregarem diversas variáveis, traduzem de forma objetiva e simples o estado que um corpo hídrico se encontra, além de tornar esses dados mais acessíveis a comunidade. O Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) são índices bastante utilizados por promover ao público entendimento simples e objetivo da qualidade da água destinada ao abastecimento público.

O IQA incorpora nove variáveis consideradas relevantes para avaliação da qualidade das águas e dá importância a poluição por esgoto doméstico, que é uma das principais fontes de poluição nas bacias hidrográficas. A partir do IET a qualidade da água é analisada quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2008). A presença de nutrientes na água é geralmente associada à poluição proveniente de atividades domésticas e industriais (Oliveira et al. 2014).

Diante do exposto o objetivo do presente estudo foi avaliar a variação temporal e espacial de variáveis limnológicas e quantificar e classificar o Índice de Qualidade das Águas e o Índice de Estado Trófico em diferentes trechos do rio Catolé Grande e avaliar a dinâmica destes em função da vazão do trecho do rio em estudo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Catolé Grande pertencente à bacia hidrográfica do rio Pardo no estado da Bahia. Esta sub-bacia está contida entre os paralelos $-14^{\circ}39'9''$ e $-15^{\circ}21'45''$ e entre os meridianos $-40^{\circ}51'33''$ e $-40^{\circ}7'42''$. Possui uma área de 3.128 km^2 composta pelos municípios de Vitória da Conquista, Itambé, Barra do Choça, Planalto, Caatiba, Nova Canaã e Itapetinga.

Para a coleta de dados foram selecionados três pontos distintos do rio Catolé Grande no município de Itapetinga, Bahia (Figura 1), sendo pré-requisito para a escolha dos pontos de coleta, a localização das fontes de poluição. O ponto (P1) está localizado antes perímetro urbano ($-15^{\circ}14'6.14''$ e $-40^{\circ}16'18.63''$); o ponto (P2) está localizado logo após o perímetro urbano e compreende lançamentos de efluentes domésticos e agroindustriais (laticínios e frigoríficos) do município ($-15^{\circ}16'9.97''$ e $-40^{\circ}13'3.09''$); e o ponto (P3) está situado após o perímetro urbano em uma propriedade na zona rural do município ($-15^{\circ}19'30.43''$ e $-40^{\circ}10'34.14''$). Os pontos P2 e P3 distam aproximadamente do ponto P1, 16,9 km e 34,8 km, respectivamente.

As distâncias entre os pontos de coleta foram determinadas com o uso do software Google Earth Pro 6.0.

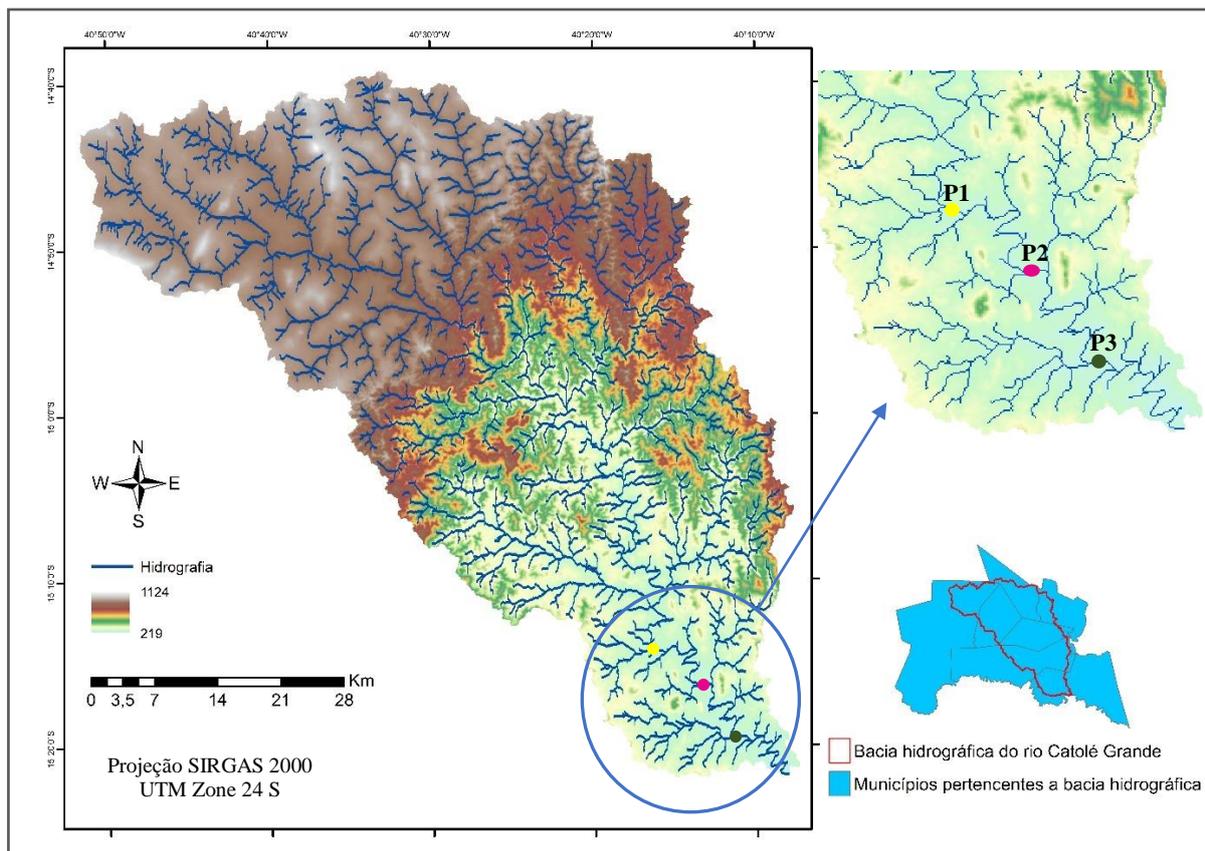


Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Catolé Grande e pontos de amostragem.

As coletas foram realizadas em cinco períodos distintos (12/02/2016, 12/05/2016, 02/07/2016, 24/09/2016, 29/11/2016). As amostras de água coletadas em cada ponto do rio foram do tipo simples, com três repetições, coletadas no centro do escoamento do rio, na profundidade de 15-30 cm, a fim de se evitar introdução de contaminantes superficiais, conforme metodologia expressa pela ANA (Brasil, 2011). Antes da coleta foi realizada a ambientação dos frascos.

Após a coleta, as amostras de água foram acondicionadas em caixas de isopor e transportadas imediatamente ao Laboratório de solos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, onde foram realizadas análises turbidez, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, coliformes termotolerantes e nitrogênio. As análises de fósforo total foram realizadas no Laboratório de solos do Instituto Federal Baiano situado no município de Vitória da Conquista - BA.

As medições de temperatura da água foram efetuadas *in loco* utilizando-se termômetro digital, marca Incoterm. A turbidez foi determinada em laboratório pelo método nefelométrico, utilizando-se turbidímetro, marca Digimed, modelo DM-TU – 0 a 1000 UNT.

O pH da água foi obtido pelo método eletrométrico, com peagâmetro marca Digimed, modelo DM - 22. A condutividade elétrica foi obtida por meio de condutivímetro marca Digimed, modelo DM - 32.

As concentrações de OD na água foram determinadas de acordo com o método de Winkler (1888) modificado pela azida sódica. A determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi realizada pelo método descrito na NBR 12614/1992 (BRASIL, 1992).

O nitrogênio total foi quantificado utilizando-se o método Bradford adaptado por Biotecnologia (2014). O fósforo total foi determinado pelo método fósforo-molibdico, após digestão nítrico-perclórico da amostra; os sólidos totais foram obtidos pelo método gravimétrico; os coliformes totais foram qualificados e quantificados por meio da utilização de

substrato enzimático do sistema cromogênico Colilert® Quanti-Tray 2000 da IDEXX, sendo as metodologias acima citadas descritas em Matos (2004).

Posteriormente, os resultados das variáveis foram comparados com os valores de referência para águas doces classe 2, descrita na resolução CONAMA 357/2005, devido ao rio Catolé Grande ainda não ter passado pelo processo de enquadramento (BRASIL, 2005).

Para análise da variação temporal da qualidade da água, os valores de cada variável considerada, foram analisados graficamente de acordo com a variação da vazão, obtidas nas cinco diferentes épocas do estudo. Para análise das variações espaciais da qualidade da água, foram comparados os valores das variáveis, em cada época, nos diferentes pontos de coleta.

Com o objetivo de avaliar a qualidade de água captada pelo sistema de abastecimento de água e esgoto (SAAE) do município de Itapetinga-BA, o índice de qualidade da água foi calculado apenas para o ponto P1 que está localizado a montante da sede do município.

A determinação dos valores das variáveis de qualidade (q_i) de cada variável foi realizada de acordo com equações representativas das curvas de qualidade do National Sanitation Foundation (NSF) elaboradas pela CETESB (2008). Foram utilizadas as nove variáveis de qualidade que são consideradas relevantes para avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal sua utilização para abastecimento público.

Os valores de cada peso (w_i) correspondente a cada variável de qualidade foram obtidos de acordo com a classificação proposta pela CETESB (2008). Os parâmetros considerados foram: oxigênio dissolvido ($w_i = 0,17$), coliformes termotolerantes ($w_i = 0,15$), pH ($w_i = 0,12$), demanda bioquímica de oxigênio ($w_i = 0,10$), nitrogênio total ($w_i = 0,10$), fósforo total ($w_i = 0,10$), temperatura da água ($w_i = 0,10$), turbidez ($w_i = 0,08$) e sólidos totais ($w_i = 0,08$). No caso do oxigênio dissolvido, foi determinada porcentagem de oxigênio dissolvido (PSO) em relação à concentração de saturação. Desta maneira o IQA é calculado a partir do produto ponderado das qualidades da água correspondentes aos parâmetros.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Eq. 1})$$

em que:

IQA= Índice de qualidade das águas;

q_i = sub índice ou qualidade do i -ésimo parâmetro obtido da equação correspondente;

w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro.

A classificação do índice de qualidade da água foi realizada segundo a CETESB (2008) que varia de ótima a péssima.

Lima et al. (2011) afirmam que dentre as variáveis estabelecidas para cálculo do (IET) o fósforo total é a mais importante, pois este nutriente é, na maioria das vezes, o fator limitante para a produção primária. Desta forma, o IET foi calculado com base na variável fósforo total (PT), conforme metodologia proposta por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos (Equação 2) e classificada segundo o mesmo autor, variando de hipereutrófico a ultraoligotrófico, o que representa maior e menor grau de trofia, respectivamente.

$$IET_{PT} = 10 * \{6 - [(0,42 - 0,36(\ln PT))/\ln 2]\} - 20 \quad (\text{Eq. 2})$$

A vazão do curso de água foi determinada pelo método da curva chave e a área da seção transversal por meio de levantamento batimétrico local, segundo metodologia descrita por Pruski et al. (2006). A velocidade foi obtida pela divisão da vazão pela área seção transversal.

A partir dos resultados obtidos, referentes as variáveis limnológicas e IET, e quando o teste F foi significativo, utilizou-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade para verificar diferença entre as médias, em cada época, para os três diferentes pontos (P1, P2 e P3).

Os dados de precipitação correspondentes ao ano de 2016 foram obtidos a partir da Estação Meteorológica Automática (A446) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), situada no município de Itapetinga-BA. Na Figura 2 está apresentada a lâmina diária

precipitada, obtida pela estação meteorológica do município, correspondente ao ano de estudo e dados de vazão referentes as coletas realizadas.

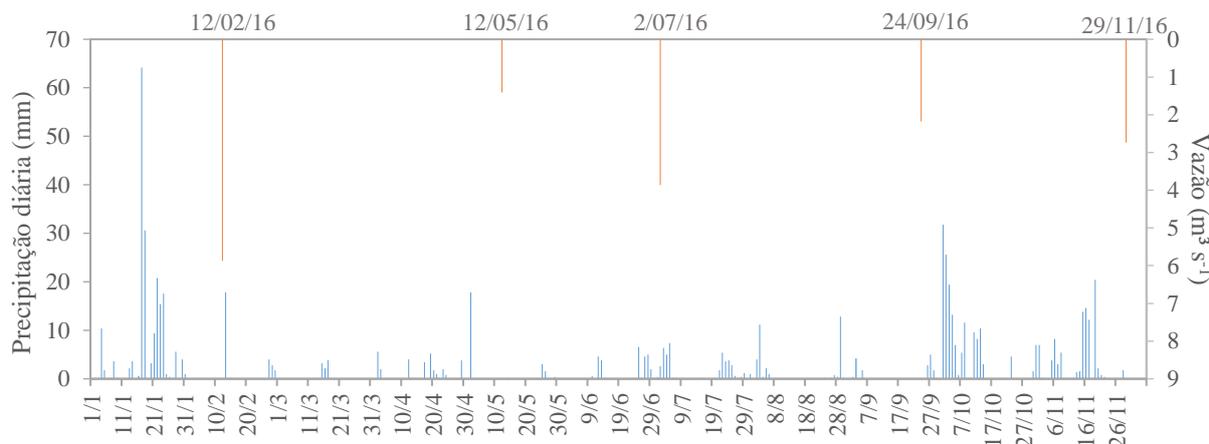


Figura 2. Lâmina precipitada diária obtida pela Estação Meteorológica Automática (A446) situada no município de Itapetinga – BA, correspondente ao ano de estudo (2016) e dados de vazão referentes as coletas realizadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Variação espacial e temporal das variáveis de qualidade da água

Na Figura 3 estão apresentados os valores médios das sete variáveis limnológicas correspondentes aos três pontos de estudo (P1, P2 e P3), cujas coletas foram realizadas em cinco datas distintas contemplando períodos chuvosos e secos e conseqüentemente diferentes níveis de vazão (Figura 2).

Em todos os pontos amostrados, a turbidez não ultrapassou o valor permissível de 100 NTU estabelecido na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) para água doce classe II (Figura 3a). As médias estiveram próximas durante todo o período amostral, demonstrando pouca variabilidade espacial. Nas coletas referentes às vazões Q1 ($1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Q5 ($5,87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) os maiores valores de turbidez (Figura 3a) foram evidenciados nos pontos P1 e P2, que não tiveram diferença significativa entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Em Q4 ($3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) os três pontos de coleta (P1, P2 e P3) obtiveram valores de turbidez sem diferença significativa. Em contrapartida, as coletas referentes as vazões Q2 ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Q3 ($2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) todos os pontos em estudos obtiveram valores médios de turbidez diferentes estatisticamente, sendo o maior valor encontrado em P2.

Em períodos com pouca ou nenhuma incidência de chuvas a principal contribuição de água no leito do rio é devido principalmente à contribuição do lençol freático (escoamento de base). Este escoamento pode garantir melhor qualidade de água em relação a turbidez, como pode ser observado em Q1 ($1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), período de menor vazão. Em contrapartida, em períodos chuvosos a qualidade da água nos leitos do rio tende a ser inferior em relação à turbidez, em decorrência do escoamento superficial. Os efeitos da chuva sobre o transporte de material do solo para os rios são amplificados pela diminuição dos mecanismos de retenção (baixa permeabilidade, compactidade do solo e desmatamento), aumentando a turbidez, como pode ser observado em Q4 ($3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Q5 ($5,87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Na Figura 2 é possível observar que o período correspondente a vazão Q4 (02/07/2016) foi marcado por baixa incidência de chuvas, conforme registros de chuvas na estação meteorológica utilizada como fonte de dados neste estudo. Entretanto, o aumento da vazão neste período pode ter sido ocasionado pela ocorrência de chuvas em outros locais da bacia hidrográfica, o que favoreceu o aumento da turbidez.

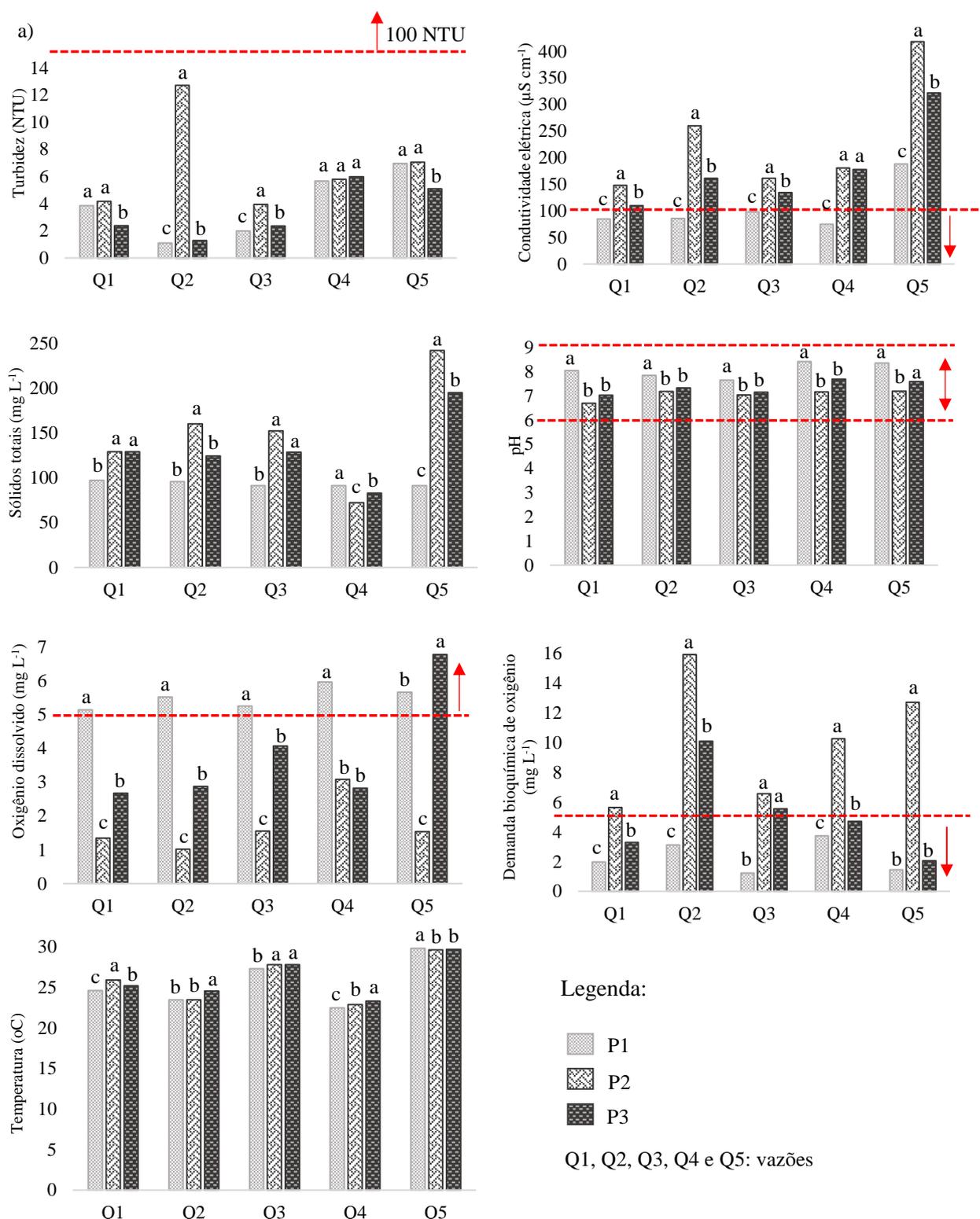


Figura 3. Gráficos das variáveis limnológicas a) turbidez, b) condutividade elétrica, c) sólidos totais, d) pH, e) oxigênio dissolvido, f) demanda bioquímica de oxigênio e g) temperatura para as cinco diferentes vazões que estão dispostas em ordem crescente nos gráficos: Q1 ($1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 12/05/2016), Q2 ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 24/09/2016), Q3 ($2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 29/11/2016), Q4 ($3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 02/07/2016) e Q5 ($5,87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 12/02/2016) nos três diferentes pontos de coleta (P1, P2 e P3). Para cada variável limnológica, em uma mesma vazão, barras seguidas pela mesma letra não apresentam diferença significativa entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. As linhas tracejadas vermelhas indicam os limites estabelecidos pela legislação.

Em Q3 ($2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) pode-se observar diminuição nos valores de turbidez para os três pontos do estudo. A coleta abrangeu um período em que a temperatura do ar estava mais quente o que acarreta numa maior taxa de evapotranspiração do solo. Portanto, quando ocorreu as chuvas a maior taxa precipitada se infiltrou no solo, suprindo a deficiência de umidade e recarregando os lençóis freáticos favorecendo o escoamento de base, responsável por uma melhor qualidade da água.

A coleta Q2 ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) foi marcada pela baixa incidência de chuvas, e conseqüentemente, menor valores de turbidez nos pontos P1 e P3. Entretanto, no ponto P2, foi observado maior valor de turbidez. O lançamento pontual de efluentes, ou chuva pontual de grande intensidade e curta duração antes da coleta e que não foi registrada pela estação meteorológica e ainda ressuspensão de sedimentos de fundo no momento da coleta são fatores que podem ter interferido no aumento do valor da turbidez.

Quanto à condutividade elétrica (CE), observa-se mudança espaço-temporal nos resultados, refletindo a influência direta dos períodos mais chuvosos e menos chuvosos, sendo o maior valor encontrado no ponto P2 (Figura 3b), em período com maior incidência de chuvas e maior vazão (12/02/2016). A CE é medida indireta da concentração de poluentes e pode indicar modificações na composição do corpo d'água (CETESB e ANA, 2011). Tal característica pode ser observada no ponto P2 em decorrência da alta carga de efluentes lançados ao longo do perímetro urbano que tem sua maior concentração neste ponto.

A principal atividade econômica do município de Itapetinga-BA é a agropecuária. Entretanto, falta de manejo adequado do solo somando a pequena capacidade protetora das pastagens e também em função do adensamento dos rebanhos, tem acarretado em processo de compactação (LIMA e PINTO, 2009). Este fenômeno implica na diminuição do espaço poroso do solo, diminuindo a capacidade de infiltração de água. A diminuição da taxa de infiltração promove o aumento do escoamento superficial e erosão, que conseqüentemente, aumenta o aporte de sedimentos no leito dos rios, em períodos chuvosos, o que pode causar aumento da CE.

A resolução CONAMA 357/05 não estabelece valores para CE, sendo utilizado valor estabelecido pela CETESB (2014) que é $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, sendo que ambientes com condutividade elétrica acima desse valor, podem ser considerados impactados. Portanto, os valores encontrados para os dois pontos situados após o perímetro urbano (P2 e P3) demonstram o Rio Catolé Grande sofre impactos ambientais de natureza antrópica.

Analisando a qualidade da água no mesmo rio Rocha e Barros (2010), encontraram significativas variações sazonais de condutividade elétrica, o que segundo os autores, pode ter sido ocasionada pelo regime de precipitação, que foi distinto para os diferentes meses avaliados. Silva (2008) avaliando a qualidade da água do rio Seringal da Caridade, situado no estado do Amazonas, observou aumento da condutividade também nos meses chuvosos.

Os sólidos totais (ST) (Figura 3c) apresentaram correlação direta em relação a CE (Figura 4c), o que indica que o maior aporte de sólidos no corpo hídrico ocasiona o aumento na CE. A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estipula um valor limite para estas variáveis, não sendo possível analisar estas perante a legislação.

Em todas as coletas os menores valores de pH foram observados nos pontos P2 e P3 que não apresentaram variação significativa pelo teste de Tukey a 5% probabilidade. Alves et al. (2012) afirmam que valores mais baixos de pH ocorrem pela influência da grande quantidade de matéria orgânica presente no ambiente, que se decompõe e formam ácidos orgânicos. Valores semelhantes foram encontrados em outros estudos realizados no rio Almada por Franco (2010) e Santana (2011).

Sazonalmente não houve amplitude considerável entre os valores de médios de pH encontrados (Figura 3d), o que significa que a vazão não foi fator interveniente para esta variável química. Santos et al. (2013) avaliando a qualidade da água em uma seção transversal

do Rio Catolé, obtiveram valores médios máximo e mínimo para pH de 6,4 e 5,7 respectivamente, sendo estes menores que os encontrados no presente estudo.

Os padrões de classificação de água doce, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005), estabelecem que os valores de pH para águas de classe 2 devem estar na faixa de 6,0 a 9,0. Portanto, todos os valores encontrados neste estudo estão dentro da faixa de normalidade (Figura 3d).

Em relação a variação espacial de oxigênio dissolvido (OD) observou-se que o ponto P1, localizado antes do perímetro urbano obteve os maiores valores de OD, exceto na vazão Q5 ($5,87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) na qual o ponto P3 teve maiores concentrações de OD. A maior vazão das águas pode ter causado a introdução de maior quantidade de oxigênio, fazendo com que o ponto P3 tivesse maiores níveis de OD em relação às outras vazões. Entretanto, para o ponto P1 todas as concentrações de OD estão acima do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 que determina o limite mínimo de OD para águas classes 2 de 5 mg L^{-1} (Figura 3e)

O ponto de coleta P2, localizado após o perímetro urbano, apresentou menores valores de OD em todas as coletas realizadas, o que se deve a oxidação da MO advinda dos efluentes domésticos e agroindustriais do município de Itapetinga-BA, que gera consumo de OD. Todos os valores encontrados em P2 estão abaixo do limite mínimo estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

A concentração de OD foi marcada por uma significativa variação espacial para as coletas correspondentes às vazões Q1 ($1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Q2 ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), Q3 ($2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Q5 ($5,87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). A coleta Q4 ($3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) não apresentou variação espacial entre os pontos P2 e P3. A menor concentração de OD nos pontos P2 e P3, localizados após o perímetro urbano, é explicada pela oxidação da MO advinda dos efluentes domésticos e agroindustriais do município de Itapetinga-BA, que gera consumo de OD. Em contrapartida as maiores concentrações de OD foram observadas no ponto de coleta situado antes do perímetro urbano (P1), não sendo este ponto receptor dos efluentes do município.

Em relação a variação sazonal observou-se de maneira geral que a concentração de OD foi maior em períodos de maior vazão, o que sugere que em períodos chuvosos a maior velocidade das águas e conseqüentemente maior turbulência oferece melhores condições de mistura, o que favorece a incorporação de oxigênio dissolvido na água. Entretanto no período de menor vazão ($Q = 1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), o tempo de permanência da água no corpo hídrico é maior, o que favorece a assimilação da matéria orgânica. Pontes et al. (2012) encontrou correlação direta entre os valores de OD e vazão, corroborando com os resultados do estudo.

A menor variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na água foi na coleta no período de menor valor de vazão ($Q = 1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), sendo esta característica um indicativo que há um maior equilíbrio entre a entrada de matéria orgânica no leito do rio e o consumo desta. Em contrapartida, nos períodos de maior vazão, ou seja, períodos antecedidos por chuvas, foi observado maior variação espacial de concentração de DBO, fato explicado pelo maior aporte de sedimentos e conseqüentemente, de material orgânico no leito do rio. Contribuindo para o aumento dos efeitos da chuva sobre o transporte de material do solo para os rios, tem-se a diminuição dos mecanismos de retenção, como compactação do solo e desmatamento.

Quando a vazão foi de $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Q2) o ponto P2 apresentou maior valor de DBO o que indica que o aumento de turbidez referente a este mesmo ponto e coleta foram suficientes para que ocorresse aumento nos valores médio de DBO.

Em todas as coletas o ponto P2 apresentou valores de DBO superiores e o ponto P1 inferiores aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357 de 2005 (Figura 3f), que define como limite máximo de 5 mg L^{-1} , para água doce classe II. Enquanto o ponto P3 apresentou valores variados de DBO.

Estudo realizado por Garcia e Tucci (2000) apontaram que em condições de menores vazões as variações de concentração de DBO são menores, corroborando com os resultados encontrados. Oliveira et al. (2014) e Alves et al. (2012), observaram aumento da DBO em períodos de maior vazão.

A temperatura da água esteve diretamente relacionada aos horários de coleta em todos os pontos, pressupondo que a mesma tenha aumentado com a temperatura do ar e com as condições climáticas. Os valores de temperatura (Figura 3g) foram mais elevados nos períodos mais quentes do ano, correspondentes aos meses de fevereiro (Q5 ($5,87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e novembro (Q2 ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)), demonstrando marcada sazonalidade. Em relação a variação espacial ocorreu diferença significativa entre os três pontos nas coletas referentes às vazões Q1 ($1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e Q4 ($3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

3.2. Índice de Qualidade das Águas

Na Tabela 1 estão apresentados os valores de IQA e suas respectivas classificações para o ponto P1 nas cinco diferentes datas de coleta.

Tabela 1. Classificação do IQA do Rio Catolé Grande nas cinco diferentes datas do estudo.

Datas	Ponto	IQA	Categoria
12/02/2106	P1	91,48	Ótima
12/05/2016	P1	89,46	Ótima
02/07/2016	P1	86,87	Ótima
24/09/2016	P1	90,06	Ótima
29/11/2016	P1	93,24	Ótima

P1: ponto de coleta localizado antes do perímetro urbano

As variações dos valores de IQA ao longo do tempo foram pequenas, o que resultou numa categoria “Ótima” para todas as épocas analisadas. As águas do rio Catolé Grande antes de chegar ao município de Itapetinga-BA percorrem uma distância de aproximadamente 72,8 Km, saindo a jusante do município de Itambé - BA, última cidade que contribui com o lançamento de efluentes domésticos no rio. Diante do exposto é possível afirmar que a água chegará ao ponto de coleta (P1) com melhor qualidade em decorrência de fatores naturais como a autodepuração, fenômeno natural que consiste no restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após alterações induzidas por despejos efluentes. Portanto, os resultados encontrados então dentro da normalidade.

Além disso, a análise individual de cada parâmetro (Figura 4) permite afirmar que, independente da época de coleta, todos apresentaram valores dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, o que corrobora com a classificação encontrada para o ponto P1. Concomitantemente, foi possível observar que a variação sazonal, períodos secos e chuvosos, não interferiu nos valores de IQA.

O IQA é um indicador bastante sensível à contaminação das águas por esgotos domésticos, embora seja influenciado também por outras fontes de contaminação, além de outros fatores, como as variações sazonais (ANA, 2016).

Silveira et al. (2014) analisando a qualidade da água ao longo da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, inclusive em pontos de coleta localizados a montante do município de Itapetinga-Ba, encontraram classificação para a categoria do IQA variando entre ótima e boa. O Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos) em estudo sobre qualidade da água ao longo da bacia hidrográfica do Rio Pardo, realizou uma análise do IQA na bacia do Rio Catolé Grande, em um ponto a montante do município de Itapetinga-BA e encontrou categoria “Boa” neste ponto (INEMA, 2011).

3.3. Índice de Estado Trófico

Na Tabela 2 estão apresentados os valores do Índice de Estado Trófico (IET) para os valores médios da variável fósforo total (IET(PT)) e suas respectivas classificações tróficas para 4 coletas realizadas em diferentes períodos. O IET foi determinado nos três diferentes pontos amostrados (P1, P2 e P3) ao longo do Rio Catolé.

Tabela 2. Concentrações média de fósforo total, valores médios do Índice de Estado Trófico (IET) e classificação dos níveis de trofia em três diferentes pontos amostrados (P1, P2 e P3) ao longo do Rio Catolé Grande, em quatro diferentes épocas.

Coletas	Pontos	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	IET (PT)	Classificação
1 (12/05/2016)	P1	1,41	206,67 b	63,47	Supereutrófico
	P2		290 a	65,23	Supereutrófico
	P3		296,67 a	65,36	Supereutrófico
2 (02/07/2016)	P1	3,86	193,33 b	63,13	Supereutrófico
	P2		346,67 a	66,16	Supereutrófico
	P3		306,67 a	65,53	Supereutrófico
3 (24/09/2016)	P1	2,18	170 c	62,45	Eutrófico
	P2		516,67 a	68,24	Hipereutrófico
	P3		376,67 b	66,60	Supereutrófico
4 (29/11/2016)	P1	2,74	173,33 c	62,54	Eutrófico
	P2		480 a	67,86	Hipereutrófico
	P3		340 b	66,06	Supereutrófico

P1: ponto de coleta localizado antes do perímetro urbano; P2: ponto de coleta distante 16,9 Km do ponto P1, localizado imediatamente após o perímetro urbano do município de Itapetinga-BA; P3: ponto de coleta distante 34,8 Km do ponto P1, localizado em uma zona rural do município de Itapetinga-BA. Para cada data médias seguidas pela mesma letra não apresentam diferença significativa entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 2, todos os valores das concentrações médias de fósforo total obtidas, nos diferentes pontos e épocas, ultrapassaram o padrão estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05 para águas de classe 2, regime lótico, que é de $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

Foi possível observar heterogeneidade horizontal nas concentrações de fósforo nos sentidos montante a jusante do rio. Nos períodos de menor ($1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e maior vazão ($3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), coletas 1 e 2 respectivamente, foram crescentes as concentrações de PT entre os pontos P1 e P2, entretanto o ponto P3 não apresentou diferença significativa do ponto P2, a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Nas coletas 3 ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e 4 ($2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) foram crescentes as concentrações de fósforo do ponto P1 a P2, entretanto este comportamento não se manteve, decrescendo no ponto P3. Todos os pontos variaram entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

As variações das concentrações de PT entre os três pontos do estudo estão relacionadas a localizações destes. O ponto P1 por estar localizado antes do perímetro urbano, se caracteriza como uma área de menor impacto antrópico e conseqüentemente, menor concentração de PT, como pode ser observado em todas as coletas. Entretanto os pontos P2 e P3, que estão situados após o perímetro urbano são detentores de efluentes domésticos e agroindustriais, característica que provoca o aumento das concentrações de PT nestes pontos.

As coletas antecedidas por chuvas (2, 3 e 4) foram marcadas por uma maior concentração de PT, principalmente no ponto P2 que é caracterizado como ponto de maior impacto antrópico entre os demais. As maiores concentrações de PT no período chuvoso estão associados a atividade econômica predominante no município de Itapetinga – BA, a agropecuária. Além disso, e retirada de trechos de mata ciliar ao longo do rio Catolé Grande contribuem de sobremaneira com a entrada de PT no ambiente

Oliveira et al. (2014), afirmam que as principais fontes de água com altas concentrações de PT além de estarem associadas ao lançamento de efluentes orgânicos possuem relação direta com as atividades agrícolas desenvolvidas na bacia hidrográfica, que em períodos chuvosos acarretam no aporte de fósforo no leito do rio. Os autores ainda afirmam que o efeito de diluição na estação chuvosa é notável, mas o escoamento contribui para maiores cargas de nutrientes, como o fósforo, durante esta estação.

Maia et al. (2015) analisando a qualidade das águas do Baixo Rio São José dos Dourados – SP, constataram que maiores concentrações de PT nas águas durante o período chuvoso, foi resultado principalmente das atividades agrícolas desenvolvidas na bacia hidrográfica. Devlin e Brodie (2005) verificaram que a poluição por fósforo, em algumas zonas costeiras da Austrália, teve como origem as descargas associadas ao desenvolvimento da agricultura de bacias hidrográficas adjacentes. Banner et al. (2009), ao estudarem a dinâmica do fósforo em córregos do Kansas-EUA, observaram que 88% da carga anual total é transportada durante os fluxos que ocorrem apenas em 10% do tempo.

O Índice de Estado Trófico foi classificado apenas para a variável PT, considerando que este nutriente é, na maioria das vezes, o fator limitante para a produção primária. Nas coletas 1 e 2 a classificação trófica (supereutrófico) para todos os pontos foi a mesma, demonstrando a inexistência de variação espacial e temporal em relação a classificação do grau de trofia.

A classificação trófica para as coletas 3 e 4 foram semelhantes, entretanto, o comportamento da variável avaliada é instável entre os três pontos de coleta. Foi observada variação espacial dos graus de trofia entre os pontos P1, P2 e P3 sendo esta eutrófico (menor grau de trofia), hipereutrófico (maior grau de trofia) e supereutrófico (grau de trofia intermediário aos demais).

Ambientes aquáticos com maiores níveis de trofia, como foi observado no ponto de coleta P2, possuem altas concentrações do nutriente fósforo decorrentes, principalmente, da ocupação urbana. Esgotos domésticos, efluentes liberados pelas agroindústrias e uso de fertilizantes em regiões rurais são fatores que aumentam os níveis desse nutriente no meio aquático e podem, conseqüentemente, acelerar o processo de eutrofização das águas.

4. CONCLUSÃO

Tendo por base os resultados obtidos e considerando-se as condições em que o estudo foi realizado, conclui-se que:

As variáveis limnológicas oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica e sólidos totais apresentaram significativa variação espacial (entre os pontos de estudo) e temporal (períodos de menor e maior vazão) na qualidade da água na bacia hidrográfica no Rio Catolé. A turbidez e a temperatura apresentaram variação temporal. A interferência antrópica foi um dos principais agravantes no comprometimento da qualidade da água principalmente no período chuvoso. O ponto localizado imediatamente após o perímetro urbano se apresentou como ambiente mais antropizado em decorrência de um considerando número de variáveis limnológicas estarem fora dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05.

As variações dos valores de IQA ao longo do tempo não foram significativas, o que resultou num conceito “Ótimo” para todas as épocas analisadas, conforme parâmetros estabelecidos pela CETESB (2004).

As maiores concentrações de PT foram observadas no ponto P2 em todas as épocas do estudo. Todos os valores das concentrações de fósforo total obtidas, nos diferentes pontos e épocas, ultrapassaram o padrão estabelecido na Resolução CONAMA nº 357. Não houve variabilidade temporal e sazonal para a classificação trófica nas épocas referentes a menor e maior vazão, obtendo classificação “Supereutrófica” em relação ao IET para PT em todos os

pontos. Para as épocas referentes às vazões intermediárias ocorreu variação espacial entre os três pontos de estudo, sendo o grau de trofia crescente (eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico para os pontos os pontos P1, P2 e P3, respectivamente) mas não ocorreu variação sazonal.

5. AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB pelo apoio financeiro concedido para realização desta pesquisa. À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia pela estrutura e bolsas concedidas.

6. REFERÊNCIAS

- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Revista Acta Amazonica**, vol.42 no.1 Manaus mar. 2012.
- BANNER, E. B. K.; STAHL, A. J.; DODDS, W. K. 2009. Stream discharge and riparian land use influence in-stream concentrations and loads of phosphorus from central plains watersheds. **Environmental Management**, vol. 44, p. 552-565.
- BIOTECNOLOGIA. **Protocolos e métodos de análise em laboratórios de biotecnologia agroalimentar e de saúde humana**. Volume 1, Univates, Lajeado, RS, p. 85-86, 2014.
- BRASIL, 1992. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12614: Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de incubação (20°C, cinco dias)**. Rio de Janeiro, 1992.
- BRASIL, 1997. Política Nacional dos Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 1997.
- BRASIL, 2005. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 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**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.
- BRASIL, 2011. Resolução ANA (Agência Nacional das Águas). Resolução n.º 274, de 03 de Outubro de 2011. **Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação das amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2011.
- BRASIL, 2016. Resolução ANA (Agência Nacional das Águas). **Conjuntura dos recursos hídricos: Informe 2016**. Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2016.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - Apêndice C - Índices de qualidade das águas.** CETESB, 2008.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade.** CETESB, 2014.
- CORDEIRO, G. G.; GUEDES, N. M.; KISAKA, T. B.; NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Ambiente e Água**, vol. 11 n. 3 Taubaté – Julho / Setembro 2016.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR., N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013a.
- CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C.; Defining nutrient and biochemical oxygen demand base-lines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. **Environmental Management**, vol. 48, no. 5, p. 945-956, 2011.
- DEVLIN, M.J. & BRODIE, J. Terrestrial discharge into the great barrier reef lagoon: nutrient behavior in coastal waters. **Revista Marine Pollution Bulletin**, v.51, n.1-4, p.9-22, 2005.
- GARCIA, R. L.; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade da água em rios em regime não-permanente: Rio dos Sinos. **Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 17-26, 2000.
- INEMA (Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos). **Relatório monitoramento da qualidade das águas região de planejamento e gestão das águas rio Pardo.** Secretaria do Meio Ambiente, Bahia, 2011.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. 238f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LIMA, E. M., PINTO; J. E. S. Bacia do rio Catolé, Bahia - Brasil: bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo. **Revista Geográfica de América Central Número Especial.** EGAL, 2011- Costa Rica II Semestre 2011 pp. 1-11.
- MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L. de.; CARVALHO, F. T. de. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Revista Eng. Sanit. Ambient.** vol.20 no.4 Rio de Janeiro out./dez. 2015.
- MATOS, A. T. de. **Práticas de qualidade do meio físico e ambiental.** Viçosa: AEAGRI, 2004. 64 p. (Série Caderno Didático n. 34).
- OLIVEIRA, P. C. R.; NOGUEIRA, M. G.; SARTORI, L. P. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspectives. **Revista Acta Limnologica Brasiliensia.** vol.26 nº.4 Rio Claro out./dez. 2014.

- PONTES, P. P.; MARQUES, A. R.; MARQUES, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo – Contagem. **Revista Ambiente Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 183-194, 2012.
- PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D. da; KOETZ, M. **Estudo de vazão em cursos d'água**. Viçosa: AEAGRI, 2006. 151 p. (Série Caderno Didático n. 43).
- ROCHA, F. A.; BARROS, F. M. Variáveis de qualidade de água influenciadas pelo tipo e época de amostragem, no rio Catolé-BA. **Enciclopédia biosfera**, v. 6, p. 1-6, 2010.
- SANTOS, Q. R.; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M.; REIS, A. S.; BARROS, F. M. Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio Catolé, Itapetinga-BA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 1503-1519, 2013.
- SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Revista Acta Amazonica**. v. 38 p.733 – 742. 2008.
- SILVEIRA, T.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; ARAÚJO, M. S. B. Qualidade da água e vulnerabilidade dos recursos hídricos superficiais na definição das fragilidades potencial e ambiental de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 7, n. 4 (2014) 642-652.
- VON SPERLING, M. – **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** – Volume 1, 2ª Edição revisada, DESA-UFMG, Belo Horizonte, MG, 1996.

CAPÍTULO III

**Coefficientes de desoxigenação e reaeração e dinâmica da
autodepuração em cursos de água situados na bacia hidrográfica
do rio Catolé Grande**

Natália Andrade Silvão

Flávia Mariani Barros

Coeficientes de desoxigenação e reaeração e dinâmica da autodepuração em cursos de água situados na bacia hidrográfica do rio Catolé Grande

RESUMO

O presente estudo teve como objetivos determinar os coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2) e verificar a capacidade de autodepuração em diferentes trechos do rio Catolé Grande. Os valores do coeficiente K_1 , foram obtidos por meio de análises da quantificação de oxigênio consumido da amostra, com posterior análise de regressão não linear. Os valores do coeficiente K_2 foram obtidos por meio da equação proposta por Streeter-Phelps, bem como a curva de oxigênio dissolvido ao longo do rio. Foi observada variação temporal nos valores de K_1 e K_2 , sendo que, ambos apresentaram variação direta em relação a vazão. O impacto ambiental causado pela liberação de matéria orgânica na água, proveniente de efluentes agroindustriais e de efluentes municipais são relevantes, interferindo na dinâmica de autodepuração do rio Catolé Grande. As equações propostas por O'Connor e Dobbins (1956), Benett e Rathburn (1972) e Owens et al (1964) apresentaram valores de K_2 superestimados não sendo portanto, adequadas a sua aplicação no presente estudo. A maior capacidade de autodepuração do Catolé Grande foi observada na coleta em que o rio apresentou maior vazão, entretanto a análise de todas as coletas demonstra o comprometimento da autodepuração do rio em decorrência de impactos ambientais causados pela liberação de matéria orgânica proveniente de efluentes agroindustriais e de efluentes domésticos.

Palavras-chave: autodepuração, qualidade de água, poluição das águas.

Deoxygenation and reaeration coefficients and dynamics of self-purification in water courses located in the Catolé Grande River basin

ABSTRACT

This study aimed to determine the deoxygenation (K_1) and reaeration (K_2) coefficients, and to verify the capacity of autodepuration in different stretches of the Catolé Grande River. The values of the coefficient K_1 were obtained by the analyzes of the oxygen quantification consumed in the sample, with subsequent non-linear regression analysis. The values of the

coefficient K_2 were obtained by the equation proposed by Streeter-Phelps, as well as the oxygen curve dissolved along the river. It was observed a temporal variation in the values of K_1 and K_2 , both presented direct variation in relation to the flow. The environmental impact caused by the release of organic matter in water from agroindustrial effluents and municipal effluents are relevant, interfering with the self-purification dynamics of the Catolé Grande River. The equations proposed by O'Connor and Dobbins (1956), Benett and Rathburn (1972) and Owens et al. (1964) presented overestimated K_2 values. Thus, they are not suitable for the application in the present study. The greater capacity of self-purification of Catolé Grande was observed in the collection in which the river had the highest flow, however the analysis of all the collections shows the commitment of the autodepuration of the river due to environmental impacts caused by the release of organic matter from agroindustrial and domestic effluents.

Key words: autodepuration, water pollution, water quality.

1. INTRODUÇÃO

A poluição dos corpos de água é um problema mundial e seu controle é considerado um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos. No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei Nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), adota a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e estabelece que o processo de gerenciamento dos recursos hídricos e a implementação da política por meio dos seus instrumentos de gestão devem ocorrer no âmbito dessa unidade territorial.

A gestão dos recursos hídricos propõe a adoção de medidas de planejamento e gerenciamento deste bem natural como alternativa viável para a solução do problema, de forma a regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos, sem acarretar em entraves para o desenvolvimento econômico de uma região (GASTALDINI e OPPA, 2011).

Para auxiliar na gestão, controle e proteção dos corpos hídricos os modelos matemáticos são utilizados como ferramentas que possibilitam a análise e o prognóstico dos mesmos, permitindo a simulação dos processos de autodepuração do rio e, conseqüentemente, auxiliando na tomada de decisões referentes ao gerenciamento desses recursos a longo prazo, e apoiar decisões de gerenciamento a curto prazo. (GONÇALVES *et al.*, 2012)

A autodepuração em corpos hídricos é um fenômeno complexo que envolve processos biológicos, físicos, químicos, que permitem que o corpo hídrico possa recuperar o seu estado natural ao longo de certa distância de determinado trecho do rio (VON SPERLING, 2007; DEMARS E MANSON, 2013). A poluição das águas provocada pela matéria orgânica presente

no esgoto pode ser modelada a partir de parâmetros indicativos, no caso DBO e OD (BRANDELERO, 2010).

O modelo de Streeter Phelps foi precursor de modelos numéricos de qualidade de água, sendo ainda largamente utilizado, e servindo de suporte a outros modelos mais sofisticados que se sucederam. Este é constituído, de forma genérica, por duas equações diferenciais ordinárias: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica (K_1) e outra, o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica (K_2) (BEZERRA *et al.*, 2008).

A estimativa dos coeficientes, K_1 e K_2 , é imprescindível para a seleção de uma curva de solução que melhor represente um sistema real. No entanto, não há nenhum método disponível para determinar valores que se ajustam precisamente à realidade de um determinado corpo de água. Vários estudos fornecem métodos para estimar K_1 e K_2 com aproximações razoáveis dentro de limites predefinidos. Entretanto, devido à natureza de não linearidade desses coeficientes, não há fórmula para casos genéricos (RAYMOND *et al.*, 2012; HAIDER *et al.*, 2013; BENSON *et al.*, 2014).

Os modelos de qualidade de água usualmente utilizados em rios simulam processo considerando apenas uma direção no espaço, ou seja, unidimensional, além de representar o escoamento através da velocidade média na seção transversal, desprezando as variações vertical e transversal (GOMES e SIMÕES, 2014). Souza (2006) afirma que apesar do processo de mistura das substâncias se dê de forma tridimensional, é comumente verificado o uso de modelos unidimensionais que assumam mistura instantânea de cargas poluidoras advindas de fontes pontuais, o que reforça ainda mais a utilização destas ferramentas.

Diante do exposto o objetivo do presente estudo foi obter os coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2), e comparar este último, obtido por meio da equação de Streeter-Phelps, com os obtidos por meio de equações que utilizam variáveis hidráulicas e verificar a capacidade de autodepuração em um trecho do rio Catolé Grande.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O local do presente estudo está situado na Bacia Hidrográfica do rio Catolé Grande, sendo este pertencente à bacia hidrográfica do rio Pardo no estado da Bahia. Esta sub-bacia está contida entre os paralelos ($-14^{\circ}39'9''$ e $-15^{\circ}21'45''$) e entre os meridianos ($-40^{\circ}51'33''$ e $-40^{\circ}7'42''$). Possui uma área de 3.128 km^2 composta pelos municípios de Vitória da Conquista, Itambé, Barra do Choça, Planalto, Caatiba, Nova Canaã e Itapetinga.

A diferença de altitude do rio principal varia entre 1124 m próximo a nascente e 219 m, próximo a foz, e comprimento curvilíneo de 174,319 Km com 207 canais tributários.

A bacia do rio Catolé Grande sofre efeitos da atividade agrícola que recobre quase que 75% das terras dos municípios que compõem a bacia (LIMA e PINTO, 2011). Somado a este fator a rede coletora de esgoto do município de Itapetinga-BA, despeja todo o efluente doméstico diretamente no rio, sem nenhum tratamento, aumentando a poluição dos recursos hídricos da região.

Neste estudo foram selecionados três pontos de coleta distintos do rio Catolé Grande dentro do município de Itapetinga – BA (Figura 1), sendo levado em consideração para a escolha dos pontos a ocorrência ou não de fontes de poluição ao longo do rio. O ponto P1 está situado a montante do perímetro urbano ($-15^{\circ}14'6.14''$ e $-40^{\circ}16'18.63''$). O ponto P2 está localizado logo após o perímetro urbano ($-15^{\circ}16'9.97''$ e $-40^{\circ}13'3.09''$) e compreende lançamentos de efluentes domésticos e agroindustriais (laticínios e frigoríficos) do município; e o ponto P3 está situado após o perímetro urbano ($-15^{\circ}19'30.43''$ e $-40^{\circ}10'34.14''$) em uma propriedade na zona rural do município. Os pontos P2 e P3 distam do ponto P1 aproximadamente 16,9 e 34,8 km, respectivamente.

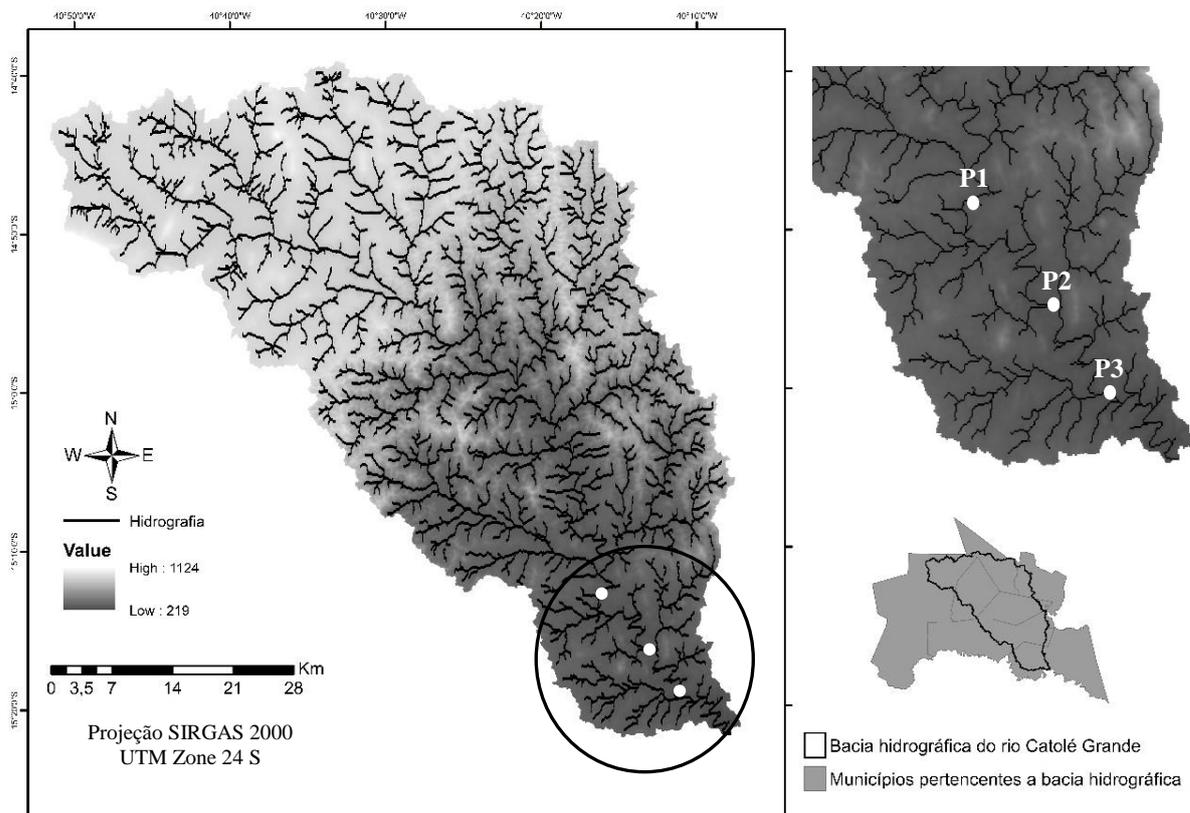


Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Catolé Grande e pontos de amostragem.

As amostras de água coletadas em cada ponto do rio foram do tipo simples, com três repetições, coletadas manualmente no centro do escoamento do rio, na profundidade de 15-30 cm, a fim de se evitar introdução de contaminantes superficiais, conforme metodologia expressa pela ANA (BRASIL, 2011). Após a coleta, as amostras de água foram acondicionadas em caixas de isopor e transportadas imediatamente ao Laboratório de solos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), onde foram realizadas análises da concentração de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

As concentrações de OD na água foram determinadas de acordo com o método de Winkler Modificado. A determinação da DBO foi realizada pelo método descrito na NBR 12614/1992 (BRASIL, 1992).

Para a obtenção do coeficiente de desoxigenação (K_1), foi selecionado o ponto que recebia toda a contribuição de efluentes da cidade, localizado imediatamente após o perímetro urbano de Itapetinga, ou seja, o ponto de mistura dos efluentes com a água do rio (Ponto P2).

As amostras de água coletadas foram incubadas a temperatura de 20°C, utilizando-se o mesmo procedimento para obtenção da DBO (NBR 12614/92), durante períodos de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19 e 21 dias. Posteriormente foram ajustados os parâmetros das equações de regressão não linear, de forma a se obter os parâmetros de K_1 e da demanda última de oxigênio (L_0), conforme Equação 1.

$$y = L_0(1 - e^{-K_1 \cdot t}) \text{ (Equação 1)}$$

em que,

y = DBO exercida em um tempo t (mg L^{-1});

L_0 = demanda última de oxigênio que representa a DBO total ao final da estabilização (mg L^{-1});

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}).

O coeficiente de reaeração (K_2) foi obtido utilizando-se a equação desenvolvida por Streeter e Phelps (1925) (Equação 2), substituindo-se todos os valores e tendo apenas o K_2 como incógnita.

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot T} - e^{-K_2 \cdot T}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot T} \right] \text{ (Equação 2)}$$

em que,

C_t = concentração de oxigênio dissolvido, em um dado instante t (mg L^{-1});

C_s = concentração de saturação de oxigênio (mg L^{-1});

K_1 = coeficiente de desoxigenação (d^{-1});

K_2 = coeficiente reaeração (d^{-1});

L_0 = demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});

t = tempo (d);

C_0 = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1}).

Os valores de K_2 também foram estimados por meio de equações formuladas por O'Connor e Dobbins (1956), Bennett e Rathbum (1972), Owens *et al.* (1964) (Tabela 1). Estes valores foram comparados aos obtidos por meio da estimativa do K_2 utilizando-se a equação desenvolvida por Streeter e Phelps (1925).

Tabela 1. Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C)

Pesquisadores	Equação	Faixa de aplicação
O'CONNOR E DOBBINS (1956)	$3,952 v^{0,5} H^{-1,5}$	$0,27 \leq H < 11,28 \text{ m}$ $0,06 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,28 \text{ m s}^{-1}$
BENNETT e RATHBUM (1972)	$5,5773 v^{0,607} H^{-1,689}$	$0,12 \leq H < 3,48 \text{ m}$ $0,04 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,52 \text{ m s}^{-1}$
OWENS <i>et al.</i> (1964)	$5,3 v^{0,67} H^{-1,67}$	$0,1 \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,5 \text{ m s}^{-1}$

v : velocidade do curso d'água (m s^{-1}); H : altura da lâmina d'água (m)

Fonte: EPA, (1985).

Neste estudo o modelo matemático proposto por Streeter-Phelps foi aplicado, considerando a real contribuição dos seus afluentes, padrões sazonais e dados quantitativos e qualitativos medidos no local. Foram consideradas condições estacionárias determinadas no modelo citado que presume que todas as condições são permanentemente as mesmas. Além disso, este modelo considera que toda a carga orgânica presente no trecho em estudo como uma fonte pontual de poluição. Neste estudo a fonte de poluição considerada foi o ponto P2, pela sua posição estratégica estando imediatamente localizado logo após o perímetro urbano e compreendendo lançamentos de efluentes domésticos e agroindustriais (laticínios e frigoríficos) do município.

As curvas de autodepuração, concentração de OD em função da distância, foram determinadas de acordo com a Equação 2. Para tanto, os tempos (t) da equação foram determinados dividindo as distâncias ao longo do Rio Catolé pela velocidade média de escoamento.

A concentração de saturação (C_s) foi determinada em função da temperatura (Equação 3). Segundo Braz *et al.* (2012), em rios o efeito mais importante na concentração de oxigênio dissolvido se deve à temperatura.

$$C_s = 14,652 - 0,041022T + (0,007991 \cdot T^2) \cdot (7,7774 \cdot 10^{-5}) \cdot T^3 \text{ (Equação 3)}$$

em que:

C_s = concentração de saturação do oxigênio (mg L^{-1})

T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

A fim de se observar as condições do rio antes do recebimento de toda carga orgânica proveniente do município de Itapetinga, foram determinados os valores das concentrações de oxigênio dissolvido no ponto (P1), ponto situado antes do perímetro urbano, em todas as épocas do estudo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Coeficientes de desoxigenação e reaeração

Na Tabela 2 estão apresentados os valores médios de vazão, velocidade, profundidade, demanda última de oxigênio e coeficiente de desoxigenação no Rio Catolé Grande, para quatro coletas.

Tabela 2. Valores de vazão (Q), velocidade média (V), profundidade média (H), demanda última de oxigênio (Lo), coeficiente de desoxigenação (K_1) e coeficiente de reaeração (K_2) para quatro coletas realizadas no rio Catolé Grande na seção localizada imediatamente após o perímetro urbano (P2).

Coletas	Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	V (m s^{-1})	H (m)	Lo (mg L^{-1})	K_1 (d^{-1})	K_2 (d^{-1})
1 (12/05/2016)	1,41	0,23	0,35	17,42	0,28	0,95
2 (02/07/2016)	3,86	0,36	0,58	51,59	0,47	3,8
3 (24/09/2016)	2,18	0,30	0,41	36,57	0,39	2,36
4 (29/11/2016)	2,74	0,29	0,50	22,92	0,35	2,26

Os valores obtidos para os coeficientes de desoxigenação (K_1), nas quatro coletas realizadas demonstraram, de maneira geral, variação temporal, com coeficientes maiores em períodos de maior vazão. Entretanto a coleta 3, apesar de possuir valor de vazão ($2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) inferior a apresentada na coleta 4 ($2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), apresentou valor de K_1 ($0,39 \text{ d}^{-1}$) superior. O maior valor de K_1 ($0,47 \text{ d}^{-1}$) na coleta 2 é explicado pela maior quantidade de sedimentos

transportados para o leito do rio em decorrência do escoamento superficial nos períodos chuvosos. Além disso, a maior velocidade das águas em períodos chuvosos provoca um aumento da matéria orgânica dissolvida e particulada onde esta se originada pela própria ressuspensão do sedimento.

Em Itapetinga-BA a agropecuária se caracteriza como atividade econômica predominante. Contudo, a falta de manejo gera baixa permeabilidade, alta compactação e erosão do solo que amplifica o carreamento de sedimentos para o corpo hídrico em períodos chuvosos. Somado a isto a retirada de trechos de matas ciliares facilita a entrada de sedimentos no rio.

Brandelero *et al.* (2010) e Almeida (2013) observaram relação direta de K_1 com períodos sazonais, apresentando maiores valores do coeficiente em períodos de maior vazão, corroborando com resultados apresentados neste estudo.

A classificação proposta por Von Sperling (1996) apresentou categorias variadas para o rio Catolé Grande. O menor valor apresentado para K_1 ($0,28 \text{ d}^{-1}$) se encaixa entre os valores admitidos para efluente secundário ($0,12$ a $0,24 \text{ d}^{-1}$) e efluentes primários ($0,30$ a $0,40 \text{ d}^{-1}$). Para os valores de K_1 intermediários ($0,35$ e $0,39 \text{ d}^{-1}$), a classificação está entre esgoto bruto de baixa concentração ($0,30$ a $0,40 \text{ d}^{-1}$). O maior valor de K_1 encontrado ($0,47 \text{ d}^{-1}$) não se encaixa entre os valores apresentados por Von Sperling (1996), portanto este último será proporcional a classificação de esgoto bruto concentrado.

Observou-se uma relação direta entre os valores de K_1 e os valores de L_0 . Esta relação indica que mesmo em períodos em que a concentração de material orgânico bruto ao longo do corpo hídrico é elevada a velocidade de assimilação deste material também é maior, como pode ser observado em período de maior vazão. A maior velocidade aumenta a incorporação de oxigênio dissolvido nas águas, que é fator limitante no processo de decomposição de matéria orgânica. Além disso, o principal tipo de efluente lançado no rio Catolé Grande é de natureza orgânica, que se caracteriza como efluente de mais rápida assimilação quando comparado a efluentes industriais.

A variação temporal foi o principal fator responsável pela variação nos valores do coeficiente de desoxigenação (K_2). Em coletas com ocorrência de maiores valores de vazão e velocidade da água foram observados maiores valores de K_2 . Corpos d'água velozes tendem possuir maior coeficiente de reaeração em decorrência da maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície.

Queiroz *et al.* (2015), em um estudo que teve como objetivo determinar experimentalmente valores de K_2 para condição de escoamento raso, com diferentes valores de

profundidade e velocidade da água, obtiveram resultados significativos quanto a expectativa de que os maiores valores de K_2 estão diretamente relacionados a menor lâmina de água, associada com a maior velocidade. O oposto também foi verdadeiro, ou seja, para uma maior lâmina e menor velocidade obteve-se o menor K_2 .

Para as coletas 3 e 4, que apresentaram valores de vazão (2,18 e 2,74 m³ s⁻¹) e velocidade (0,30 e 0,29 m s⁻¹) mais próximos, o fator que mais influenciou os valores de K_2 (2,36 e 2,26 d⁻¹) foi altura da lâmina d'água, sendo esta relação inversamente proporcional. Von Sperling (2014) afirma que corpos de águas mais rasas tendem a ter maior coeficiente de reaeração, devido à facilidade de mistura ao longo do perfil de profundidade e maior turbulência superficial. Menezes *et al.* (2015) avaliando a capacidade de autodepuração do rio Ribeirão Vermelho observaram que as condições hidrodinâmicas do rio foi fator que mais influenciou nos valores de K_2 encontrados.

Von Sperling (1996) classifica os corpos d'água para diferentes valores de K_2 em função da profundidade. Para a coleta 1 ($K_2=0,95$ d⁻¹) o rio Catolé Grande segundo classificação do autor seria enquadrado como rios rápidos ($0,69 < K_2 < 1,15$ d⁻¹) enquanto para as demais coletas 2, 3 e 4 seria classificado como um corpo d'água com corredeiras e quedas d'água ($K_2 > 1,15$ d⁻¹), o que indica que o rio tem alta capacidade de autodepuração. Von Sperling (1996) afirma que em certas condições de rios não profundos, os valores tabelados resultaram em melhores ajustes a dados medidos de OD do que os valores obtidos por fórmulas hidráulicas.

Na Tabela 3 estão apresentados os valores de K_2 utilizando-se equações propostas por três diferentes autores, para coleta realizada.

Tabela 3. Valores de coeficiente de reaeração (K_2) obtidos utilizando-se equações propostas por diferentes autores em função das variáveis hidráulicas velocidade (V) e profundidade (H), em quatro coletas

Coletas	Referência	V (m s ⁻¹)	H (m)	K_2 (d ⁻¹)
1 (12/05/2016)	O'Connor e Dobbins (1956)	0,23	0,35	9,09
	Bennett e Rathburn (1972)			13,34
	Owens <i>et al.</i> (1964)			11,32
2 (02/07/2016)	O'Connor e Dobbins (1956)	0,36	0,58	5,42
	Bennett e Rathburn (1972)			7,62
	Owens <i>et al.</i> (1964)			6,72
3 (24/09/2016)	O'Connor e Dobbins (1956)	0,30	0,41	8,17
	Bennett e Rathburn (1972)			11,98
	Owens <i>et al.</i> (1964)			10,37

4 (29/11/2016)	O'Connor e Dobbins (1956)			6,12
	Bennett e Rathburn (1972)	0,29	0,50	8,65
	Owens <i>et al.</i> (1964)			7,51

A análise da Tabela 3 permite inferir que os valores de K_2 obtidos para as três referências apresentadas, variaram entre todas coletas realizadas. Além disso, observou-se que todos os resultados de K_2 para as três referências foram superestimados quando comparado aos valores calculados usando a equação proposta por Streeter-Phelps (1925). As equações ajustadas pelos referidos autores não se mostraram adequadas para a estimativa de K_2 no trecho do rio estudado.

Barros (2008) analisando os coeficientes de reaeração a jusante do Rio Turvo Sujo, nas diferentes estações do ano, observou que independente da profundidade e da velocidade de cada trecho, os valores de K_2 determinados para as três referências citadas, foram superiores aos obtidos usando a equação proposta por Streeter-Phelps. Segundo o mesmo autor, as equações ajustadas por O'Connor e Dobbins (1956), Bennett e Rathburn (1972) e Owens *et al.* (1964) não se mostraram adequadas para estimativa de K_2 nas diferentes épocas estudadas, como pode ser observado no presente estudo. Formentini (2010) e Almeida (2006) analisando o coeficiente de reaeração do rio Vacacaí Mirim e rio Pomba, respectivamente, encontraram valores superestimados de K_2 utilizando as equações propostas por O'Connor e Dobbins (1956) e Owens *et al.* (1964), quando comparados aos valores de K_2 obtidos experimentalmente.

3.2. Capacidade de autodepuração

Na Figura 2 estão apresentadas as curvas de depleção de oxigênio dissolvido em função da distância, geradas pela equação proposta por Streeter-Phelps (Equação 2). A utilização do modelo proposto por Streeter-Phelps para simulação da concentração de OD em função do comprimento do rio foi compatível com as amostras experimentais feitas no rio Catolé Grande.

Gonçalves *et al.* (2012) utilizando o modelo matemático proposto por Streeter - Phelps, analisaram a capacidade de autodepuração no rio Córrego São Simão, nos períodos de seca e chuva. Os autores observaram que o comportamento do gráfico apresentou um maior prolongamento na curva em período de maior vazão, corroborando com os resultados do presente estudo.

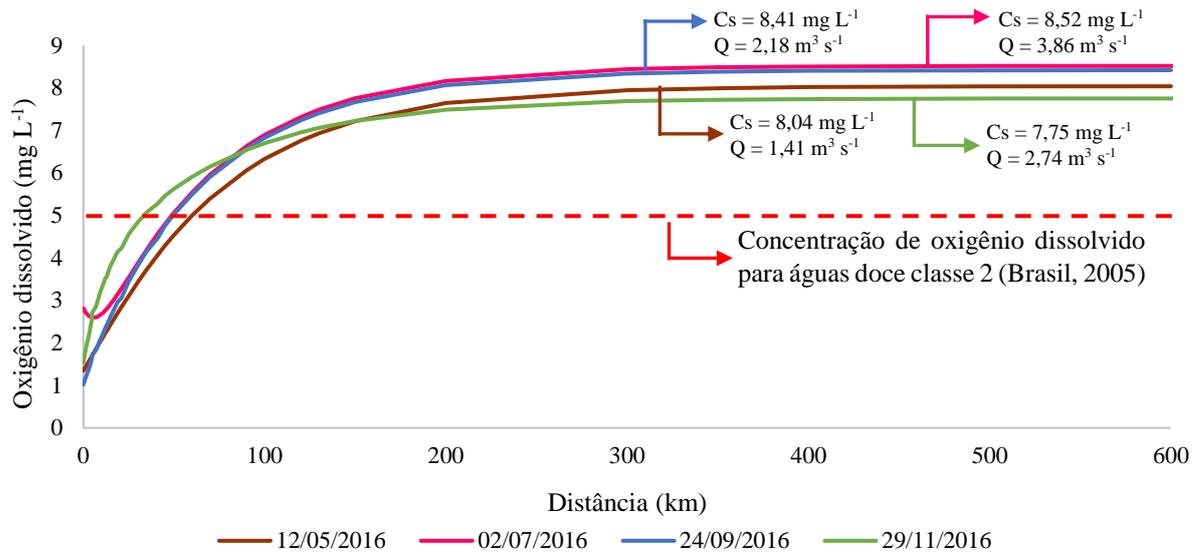


Figura 2. Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância no rio Catolé para as quatro coletas.

O maior valor de concentração de saturação (C_s) foi determinado para a curva corresponde a vazão de $3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. C_s varia diretamente em função da temperatura, sendo que em períodos mais frios a saturação de OD na água são maiores (a menor agitação das moléculas na água faz com que os gases dissolvidos permaneçam em maior quantidade na fase líquida) o que aumenta os valores de C_s (von Sperling, 1996).

A relação que define o comportamento do tempo crítico (T_c) na curva de depleção de OD, foi positiva apenas para a curva referente a coleta 02/07/2016 ($Q = 3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), ou seja, a partir do ponto de lançamento há uma queda na concentração de OD que inicialmente era de $2,82 \text{ mg L}^{-1}$. Nesta condição a menor concentração de oxigênio ($2,59 \text{ mg L}^{-1}$) será atingida em um tempo (T_c) de 0,19 dia na distância de 6,29 Km após o lançamento de efluentes. Para as demais curvas a relação o T_c foi negativa, o que indica que os menores valores de OD ocorrem no ponto de mistura tendendo a se elevar.

Ao longo do tempo e considerando o perfil longitudinal dos cursos de água, existem estágios de sucessões ecológicas associadas a zonas fisicamente identificáveis nos rios, conhecidas como zonas de autodepuração. Neste estudo não foi identificado o trecho correspondente a zona de águas limpas, pois o levantamento de dados referente a curva de autodepuração do rio Catolé Grande, assim como os coeficientes de desoxigenação e reaeração, foi limitado apenas ao trecho correspondente ao município de Itapetinga-BA, não abrangendo o estudo aos outros municípios.

Conforme suas águas escoam no sentido da área urbana da cidade de Itapetinga, o grande aporte de efluentes domésticos e industriais ao longo do trecho alteram a qualidade da água,

dando início a zona de degradação. O local do presente estudo que apresenta esta característica é o P2, região onde a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado provavelmente devido à grande atividade microbiana responsável pela decomposição da matéria orgânica. Nesta região, observou-se que as águas do rio Catolé possuem forte odor e grande quantidade de matéria em suspensão (óleos, espumas e larvas de insetos).

Na Figura 2, verifica-se uma recuperação gradativa ao longo do trecho simulado na concentração de OD. O curso d'água para a coleta 02/07/2016 ($Q = 3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), condição de maior prolongamento da curva de autodepuração, somente apresentará OD mínimo de 5 mg L^{-1} (Figura 1), exigido pela resolução CONAMA 357/05, a uma distância de aproximadamente 50 km do ponto de lançamento, isto, se não houver nenhuma contribuição de efluentes e/ou afluentes ao longo do curso d'água. Para a coleta 29/11/2016 ($Q = 2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), condição de menor prolongamento da curva, esta concentração, será alcançada a uma distância de 35 km do ponto inicial.

As concentrações médias de OD em ponto localizado antes do perímetro urbano (zona de águas limpas) nas coletas, 12/05/2016, 02/07/2016, 24/09/2016 e 29/11/2016 foram respectivamente 5,13, 5,95, 5,51 e $5,24 \text{ mg L}^{-1}$. Todos os valores mencionados foram superiores aos valores determinados no ponto P2 (Figura 2) e ao limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, que determina um limite mínimo de OD de 5 mg L^{-1} para águas classe 2. Considerando estes valores de OD zona de águas limpas, o rio Catolé Grande entra na, novamente nesta zona a aproximadamente 100 km após o lançamento dos efluentes para a coleta 12/05/2016 ($Q = 1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 70 km para a coleta 02/07/2016 ($Q = 3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 142 km para a coleta 24/09/2016 ($Q = 2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e 40 km para a coleta 29/11/2016 ($Q = 2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Considerando que a distância de P2 até o encontro das águas do rio Catolé Grande com o rio Pardo são de aproximadamente 36,2 km, pode-se afirmar que a distância necessária para a autodepuração, independente da época analisada, é maior que a distância do trecho em estudo, que necessitaria de pelo menos, mais 3,8 km após a sua foz para que suas águas voltem a possuir uma concentração de oxigênio dissolvido acima dos valores obtidos no ponto P1.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos para os coeficientes de desoxigenação (K_1) nas quatro coletas realizadas demonstraram variação temporal, com maiores valores de K_1 em períodos de maior vazão. A classificação proposta por von Sperling (1996) em relação ao K_1 apresentou categorias variadas para as águas do rio Catolé Grande nas diferentes coletas, variando de efluente secundário a águas residuárias de elevada concentração.

O coeficiente de reaeração (K_2) apresentou variação direta com os valores de vazão e velocidade da água, o que indica significativa variação temporal. Pela classificação proposta por von Sperling (1996) o rio Catolé Grande se enquadra em rios rápidos no período de menor vazão ($Q = 1,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e rios com corredeiras e quedas d'água nas demais coletas ($Q = 3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $2,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). As equações propostas por O'Connor e Dobbins (1956), Bennett e Rathburn (1972) e Owens *et al.* (1964) apresentaram valores de K_2 superestimados para o rio Catolé Grande, não sendo portanto adequadas a sua aplicação no presente estudo.

O rio Catolé Grande apresentou menor capacidade de autodepuração durante o período de maior vazão do rio ($Q = 3,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 02/07/2016), entretanto em todas as coletas realizadas foi possível identificar o comprometimento da autodepuração do rio em decorrência do impacto ambiental causado pela liberação de matéria orgânica proveniente de efluentes agroindustriais e de efluentes domésticos, interferindo de maneira significativa na dinâmica de autodepuração do rio Catolé Grande.

5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, T. V. D. *Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio pomba*. 2006. 68f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- ALMEIDA, J. S. M. *Condições de oxigenação e desoxigenação de um trecho do rio Uberabinha no município de Uberlândia*. (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Uberlândia; Faculdade de Engenharia Química. Uberlândia – MG. 2013, 99p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12614: *Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de incubação (20°C, cinco dias)*. Rio de Janeiro, 1992.
- BARROS, F. M. *Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo*. (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG, 2008, 172, p.
- BRAZ, L.; FERREIRA, W. J.; SILVA, M. G.; ALVALÁ, P. C.; MARANI, L.; BATISTA, G. T.; HAMZA, V. M. Influência de características físico-químicas da água no transporte de metano para a atmosfera na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 99-112, 2012.
- BENNETT, J. P.; RATHBURN, R. E. *Reaeration in open-channel flow*. Professional paper 737. Washington DC: UFSGS, 1972. 75 P.
- BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. *Revista Escola de Minas* v.61 n.2 Ouro Preto abr./jun. 2008.

BRANDELERO, S. M.; SIQUEIRA, E. Q.; LIMA, A. C. B. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. *Revista Ambiente & Agua*, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 163-171, 2010.

BRASIL, 1997. Política Nacional dos Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 1997.

BRASIL 2005. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 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*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.

BRASIL, 2011. Resolução ANA (Agência Nacional das Águas). *Resolução n.o 274, de 03 de Outubro de 2011. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação das amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2011.

BENSON, A.; ZANE, M.; BECKER, T. E.; VISSER, A.; URIOSTEGUI, S. H.; DERUBEIS, E. *Quantifying reaeration rates in alpine streams using deliberate gas tracer experiments*. *Water*, v. 6, p. 1013-1027, 2014.

DEMARS, B. O. L.; MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: a critical review. *Water Research*, v. 47, p. 1-15, 2013.

EPA – United States Environmental Protection Agency, Athens. (1985) *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling*. 2. ed. 455 p.

FORMENTINI, T. A. *Coefficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim*. Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e saneamento ambiental) Universidade Federal de Santa Maria, UFSM, 2010, 90p.

GOMES, F. C.; SIMÕES, S. J. C. Simulação de Modelagem Qualitativa para Avaliação Preliminar da Qualidade da Água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP, como subsídio ao enquadramento. *Rev. Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19 n.3 –Jul/Set 2014, 309-326.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. *Revista Ambiente e Agua*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012.

HAIDER, H.; ALI, W.; HAYDAR, S. Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow variations in Pakistan. *Hydrological Processes*, v. 27, p. 3949-3963, 2013.

- LIMA, E.M., PINTO; J.E.S. Bacia do rio Catolé, Bahia - Brasil: bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo. *Revista Geográfica de América Central Número Especial*. EGAL, 2011- Costa Rica II Semestre 2011 pp. 1-11.
- MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FIA R. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. *Revista Ambiente e Água*, vol. 10 n. 4 Taubaté – Oct. / Dec. 2015.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. vol.20 no.1 Rio de Janeiro jan./mar. 2015.
- RAYMOND, P. A.; ZAPPA, C. J.; BUTMAN, D.; BOTT, T. L.; POTTER, J.; MULHOLLAND, P. et al. Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers. *Limnology and Oceanography. Fluids and Environments*, v. 2, p. 41-53, 2012.
- SOUZA, R.S.; *Simulação Hidrodinâmica da Qualidade da Água. Estudo de Caso: Ajuste do Modelo CE-QUAL-WE à Sub Bacia do Arroio Demétrio, Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí/RS*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - IPH, Porto Alegre, 2006.
- VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. DESA/UFMG. Belo Horizonte- MG, 2007.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. v. 1. 472 p.
- VON SPERLING, M. – *Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos* – Volume 1, 2a Edição revisada, DESA-UFMG, Belo Horizonte, MG, 1996.

ANEXOS

ANEXO I

Forma e preparação de manuscritos – Revista Enciclopédia Biosfera

- Forma de apresentação: O Trabalho deverá ser apresentado de forma completa – Digitado em formato DOC (**não sendo aceito formato DOCX, PDF ou outro**), contendo Título, nome(s) completo(s) do(s) autor(es) (sem abreviações), e-mail do autor principal, incluindo instituição de origem, cidade e país.
 - O trabalho deve ter: resumo em língua portuguesa, palavras-chave (em ordem alfabética), Título em língua estrangeira, resumo em língua estrangeira (abstract), palavras-chave em língua estrangeira (keywords). O resumo deve ter o máximo de 250 palavras.
 - O artigo científico regular deve apresentar as seções: introdução, material e métodos, resultados e discussão, conclusão (se for o caso), agradecimentos (opcional) e referências bibliográficas. A revisão bibliográfica deve conter as seções: introdução, desenvolvimento, conclusão, agradecimentos (opcional) e referências bibliográficas.
 - Regras de formatação:
 - corpo do texto justificado;
 - espaçamento simples;
 - margem superior e esquerda de 3 cm, margem inferior e direita de 2 cm;
 - fonte: Arial 12;
 - as páginas não devem ser numeradas;
 - Artigo científico regular: mínimo de sete (7) páginas, máximo de 15 páginas;
 - Revisão bibliográfica: mínimo de 15 páginas, máximo de 25 páginas.
- 4) Figuras: Deverão ser apresentadas em formato jpg, com resolução mínima de 300 dpi. Orientamos para que o trabalho tenha preferencialmente tamanho máximo de 1.000Kb. **As figuras devem informar a fonte.**
- 5) As situações não previstas devem seguir o que é determinado pelas normas da ABNT.

Importante:

Para as referências oriundas de artigos científicos, **OBRIGATORIAMENTE** inserir a URL e o número de identificação de DOI:

Exemplo:

VIJAYARAGHAVAN, K.; JOSHI, U. M. Hybrid Sargassum-sand sorbent: A novel adsorbent in packed column to treat metal-bearing wastewaters from inductively coupled plasma-optical emission spectrometry. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 48, n. 13, p.

1685-1693, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2013.815503>>. doi:10.1080/10934529.2013.815503

6) São aceitos trabalhos nos idiomas: **português, espanhol e inglês.**

7) Para todas as publicações: devem conter, pelo menos, 60% das referências citadas sendo dos últimos cinco anos. Não citar trabalhos oriundos de resumos de congressos, teses e dissertações.

8) TRABALHOS QUE NÃO ESTIVEREM DENTRO DA FORMATAÇÃO INDICADA NO EDITAL PODERÃO SER RECUSADOS SUMARIAMENTE.

9) As submissões de trabalhos devem ser feitas durante o período de vigência do edital, obedecendo as regras do mesmo.

10) Trabalhos resultantes de pesquisa com pessoas ou animais devem informar o parecer do comitê de ética e número de registro. (esta informação pode ser enviada anexa ao trabalho)

11) Orientações para desenvolvimento do texto:

- Trabalho científico deve ser escrito de forma impessoal.

- Referências no texto devem constar na lista final e vice-versa.

- **NÃO SÃO ACEITOS ARTIGOS DE OPINIÃO.**

- Todos os artigos submetidos recebem resposta dos avaliadores e orientações para que os autores possam melhorar seus trabalhos (quando é o caso).

- Parte de textos de terceiros que não é citada de forma correta é considerado como plágio e o artigo é recusado.

13) Orientamos para a utilização das normas NBR 6023 e NBR 10520 da ABNT.

ANEXO II

Forma e preparação de manuscritos – Revista Ambiente & Água

I - Os manuscritos submetidos devem ser originais, destinados exclusivamente a Ambiente & Água (Revista Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science).

II – A partir de janeiro de 2017, somente serão aceitos submissões em inglês. Todas as submissões têm que ser feita no sistema ScholarOne, depois de ler cuidadosamente todas as instruções e registrar-se em: <https://mc04.manuscriptcentral.com/ambiagua-scielo>

III - Os manuscritos submetidos à revista serão avaliados pelo Comitê Editorial e por Avaliadores Ad Hoc, de acordo com a especialidade, seguindo os critérios:

- a) Interesse científico internacional ou grande apelo social;
- b) Conteúdo técnico-científico;
- c) Relevância científica;
- d) Clareza e qualidade do texto;
- e) Qualidade e adequação do conteúdo teórico.

Por favor, esteja ciente de que será considerado não ético retirar uma apresentação antes da decisão final da Comissão Editorial.

IV - Em cada edição, o Comitê Editorial selecionará, dentre os manuscritos favoráveis, aqueles que serão publicados com base nos critérios acima. Não há compromisso com a sequência de submissão ou tempo para tomada da decisão editorial (aceite ou rejeição). Isso depende da resposta dos revisores e dos autores e de limitações administrativas.

Formatação do texto:

O artigo deverá ser submetido em formato texto (MS Office), não restringido por password para permitir edição. A publicação final será em pdf, html, epub e xml. O artigo deve ser submetido com as seguintes características:

- **Linguagem:** Inglês de qualidade (EUA ou RU)
- **Tamanho da página:** equivalente ao tamanho do papel A4 (210 x 297 mm);
- **Margens (superior, inferior, esquerda e direita):** 2,5 cm;
- **Fonte:** Times New Roman, 12, espaço entrelinhas simples, em uma única coluna, com parágrafos alinhados à esquerda e à direita;
- **Tamanho:** os artigos serão analisados com base na qualidade e contribuição científica. Deverão ter no máximo de 10 páginas incluindo tabelas e figuras, que não devem ultrapassar o número de cinco (figuras mais tabelas). Nosso custo editorial é proporcional ao tamanho

do artigo. Assim, artigos maiores são possíveis, porém, páginas adicionais a 10 serão cobradas, contadas após layout padrão da revista e após aceitação do artigo para publicação.

Nos artigos em inglês, o título, resumo e palavras-chave deverão ser escritos também em português, sempre em ordem alfabética independente do idioma.

- **Primeira página:**

Deverá conter apenas o título do trabalho, resumo e as palavras-chave, em letras minúsculas, separadas por “vírgula” e um ponto final após a última palavra-chave. Não deverá conter o nome dos autores, afiliação ou e-mail.

- **Tabelas e Figuras:**

Deverão ser numeradas com algarismos arábicos consecutivos, indicados no texto e anexadas no local do artigo mais próximo e depois da chamada. Os títulos das figuras deverão aparecer na sua parte inferior, antecidos da palavra **Figura** (notar a primeira letra maiúscula e em negrito), um espaço, mais o seu número de ordem em negrito, um ponto e espaço de um caractere, fonte 11, justificado, tabulado nos limites da figura, observando que o título da figura logo abaixo dela, não é em negrito. Os títulos das tabelas deverão aparecer na parte superior e antecidos pela palavra **Tabela** (notar a primeira letra maiúscula e em negrito), um espaço, mais o seu número de ordem (**em negrito**), um ponto e espaço de um caractere, fonte 11, justificado. Nas figuras e tabelas, quando houver uma fonte de referência, a palavra “Fonte:” vem na parte inferior, seguida da referência, fonte 10, justificado. Títulos de tabelas, figuras e a fonte terminam sempre com ponto final. As figuras poderão ser coloridas, porém com boa resolução (300 dpi), contudo, os autores devem explorar todas as possibilidades para que o tamanho do arquivo não fique grande, mas preservando a qualidade das figuras.

As tabelas devem ser sempre inseridas **como texto**, jamais como figuras/imagens e não usar espaços ou “tabs” para formatar e sim tamanho das células/colunas/linhas. Todas as colunas devem ter um título.

Figuras devem ter fontes legíveis, atentar para o tamanho do texto, alta resolução e inseridas como objeto quando se tratar de gráficos. Figuras não devem ter título na parte superior, só a legenda abaixo dela. Certifique-se de que elas sejam editáveis.

É possível inserir imagens em documentos sem deixar os arquivos grandes, basta seguir as instruções abaixo:

Utilize arquivos de imagem em formato JPG, PNG ou GIF. Estes arquivos costumam ter bons padrões de qualidade e não consomem muito espaço em disco e memória;

Para inserir as figuras, não use Copiar/Colar (ou Ctrl+C/Ctrl+V), salve em seu computador as imagens que deseja inserir no documento;

Em seguida, acesse a opção de menu disponível para inserção de imagem do seu editor de texto (Ex: no MSWord e selecione a opção Inserir/Figura/do arquivo) e localize a imagem que deseja inserir no documento. Para finalizar, insira a imagem selecionada no texto.

Figuras que contêm mais de um gráfico ou imagem, designá-los com letras maiúsculas (sem parênteses e sem pontos após as letras) no canto superior esquerdo de cada painel, se possível.

Para as equações, usar o editor de equações e inseri-las como objetos e não como imagens. Devem ser numeradas com a numeração entre parênteses e chamadas previamente no texto. Usar o MS Word 2010 para a edição das equações.

Envie as tabelas separadamente em Excel.

• **Nota importante dos manuscritos em inglês:** Todos os manuscritos escritos devem ser submetidos em inglês a partir de janeiro de 2017. Autores que não têm Inglês como primeira língua, devem ter seus manuscritos revisados por um profissional com bom conhecimento de Inglês para revisão do texto (vocabulário, gramática e sintaxe). As submissões poderão ser rejeitadas com base na inadequação do texto, sem exame de mérito científico.

Estrutura do artigo:

• **O artigo em INGLÊS deverá seguir a seguinte sequência:**

TÍTULO em inglês, 15, negrito, centralizado, primeira letra maiúscula, demais minúsculas (salvo nomes próprios); ABSTRACT 14, negrito alinhado à esquerda (seguido de três Keywords, 11, negrito alinhado à esquerda em ordem alfabética); TÍTULO DO ARTIGO em português, 15, negrito, centralizado, primeira letra maiúscula, demais minúsculas (salvo nomes próprios); RESUMO (seguido de três Palavras-chave 11, negrito alinhado à esquerda, em ordem alfabética); 1. INTRODUCTION (incluindo revisão de literatura); 2. MATERIALS AND METHODS; 3. RESULTS AND DISCUSSION; 4. CONCLUSIONS; 5. ACKNOWLEDGEMENTS (se for o caso, deve incluir apenas o reconhecimento de agências de financiamento, explicitando o número do processo da agência apoiadora); e 6. REFERENCES. Os títulos de 1 a 6 deverão ser 14, negrito alinhados à esquerda.

Consulte o "Formulário de Avaliação" (http://www.ambi-agua.net/seer/files/review_form.doc) para verificar o conteúdo esperado de cada seção. Verifique os artigos já publicados para ver quais textos devem estar em negrito.

Unidades:

- **Unidades de medida:** use sistema internacional com espaço após o número, e.g. 10 m ou, por exemplo, 10 km h⁻¹, e não km/h. Observe a consistência toda vez que usar a mesma unidade.
- Verifique todos os símbolos Gregos e todas as figuras cuidadosamente.
- Escreva os números de um a nove por extenso, exceto se forem usados como unidades.
- Use um espaço entre unidades: g L⁻¹, e não g.L⁻¹, ou gL⁻¹ exceto % (e.g. 10%) ou oC (15oC).
- Use o formato 24-h para tempo, com quatro dígitos para horas e minutos: 08h00; 15h30.
- **Subtítulos:** quando se fizerem necessários, serão escritos com letras iniciais maiúsculas, antecidos de dois números arábicos colocados em posição à esquerda, separados e seguidos por ponto, 12, negrito, alinhados à esquerda.
- **Resumo:** deverá conter os objetivos, a metodologia, os resultados e as conclusões, devendo ser compostos de uma sequência corrente de frases em um único parágrafo e conter, **no máximo, 250 palavras.**
- **Citações:** no texto, as citações deverão seguir as recomendações da ABNT-NBR 10520 com as seguintes especificidades:

Colocar o sobrenome do autor citado com apenas a primeira letra maiúscula, seguido do ano entre parênteses, quando o autor fizer parte do texto. Quando o autor não fizer parte do texto, colocar, entre parênteses, o sobrenome, seguido do ano separado por vírgula. Mais de um autor, separam-se os sobrenomes pela conjunção “e” Mais de dois autores, a expressão et al. é colocada após o primeiro nome, não em itálico. Serão aceitas no máximo 15 referências por artigo, preferencialmente publicados recentemente na base SciELO (www.scielo.br) ou em revistas internacionais de alto impacto (níveis A/B do Qualis CAPES).

- **Exemplos de como citar:**

Jones (2015), Jones e Smith (2009) ou (Jones, 2015; Jones e Smith, 2009), dependendo da construção da sentença. Mais de dois autores: Jones et al. (2014) ou (Jones et al., 2014). Comunicações pessoais ou dados não publicados não devem ser incluídos na lista de referências; assim como Apud (citação indireta) não será aceita.

- **Referências:**

Sempre que a referência tiver doi, citá-lo no final da referência. Seguirão as recomendações da ABNT-NBR 6023, com especificidades da revista.

- **Exemplos de como escrever as referências bibliográficas:**

- **Livros:**

FALKNER, E. **Aerial Mapping**: methods and applications. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. 322 p.

○ **Capítulos de livros:**

WEBB, H. Creation of digital terrain models using analytical photogrammetry and their use in civil engineering. In: **Terrain Modelling in Surveying and Civil Engineering**. New York: McGraw-Hill, 1991. p. 73-84.

○ **Artigos em Periódicos Científicos:**

HADDAD, E.; SANTOS, C. L. dos; FRANCO Jr., R. S. Novas perspectivas sobre o Instituto da desapropriação: a proteção ambiental e sua valoração. **Fórum de direito urbano e ambiental**, Belo Horizonte, ano 6, n. 31, p. 17-25, jan./fev. 2007.

MEYER, M. P. Place of small-format aerial photography in resource surveys. **Journal of Forestry**, Washington, v. 80, n. 1, p. 15-17, 1982.

Observar que é importante identificar a cidade da edição e colocar um espaço entre as iniciais dos nomes.

○ **Trabalhos apresentados em eventos (Impresso)** (devem ser evitados, se essenciais):

DAVIDSON, J. M.; RIZZO, D. M.; GARBELOTTO, M.; TJOSVOLD, S.; SLAUGHTER, G. W. *Phytophthora ramorum* and sudden oak death in California: II Transmission and survival. In: SYMPOSIUM ON OAK WOODLANDS: OAKS IN CALIFORNIA'S CHANGING LANDSCAPE, 5. 23-25 Oct. 2001, San Diego, **Proceedings...** Berkeley: USDA Forest Service, 2002. p. 741-749.

○ **Trabalhos apresentados em eventos (meio eletrônico)** (devem ser evitados, se essenciais):

COOK, J. D.; FERDINAND, L. D. 2001. Geometric fidelity of Ikonos imagery. In: Annual Convention of American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 23-27 Apr., St. Louis. **Proceedings...** St. Louis: ASPRS, 2001. 1 CD-ROM.

○ **Teses e Dissertações:** Procurar citar os artigos derivados de teses e dissertações em revistas científicas, se não foram ainda publicados e essenciais, use a forma:

AFFONSO, A. G. **Caracterização de fisionomias vegetais na Amazônia oriental através de videografia aerotransportada e imagens LANDSAT 7 ETM+**, 2003, 120f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.

○ **Referências de sites na Internet** (não devem ser citadas, se absolutamente essenciais):

DIAZ, H. F. Precipitation trends and water consumption in the southwestern United States. In: United States Geological Survey, 1997, Reston. **Web Conference...** Disponível em: <<http://geochange.er.usgs.gov/sw/changes/natural/diaz/>>. Acesso em: 15 julho 2014.

ANEXO III

Forma e preparação de manuscritos – Revista Engenharia Sanitária e Ambiental

1- Formato das contribuições

- Os trabalhos submetidos devem estar de acordo com as normas da ABNT/NBR 14724:2011– Trabalhos

Acadêmicos

- Poderão ser incluídos figuras, gráficos e ilustrações, desde que o tamanho do arquivo não ultrapasse 10MB.
- O texto integral do artigo não poderá exceder 20 (vinte) páginas para Artigo Técnico e Revisão da Literatura e 8 (oito) páginas para Nota Técnica e Discussão, atendendo ao formato estabelecido nos itens a seguir.
- O Artigo Técnico e a Nota Técnica deverão seguir a seguinte sequência de apresentação:
 - Título do artigo em português (até 200 caracteres) e em inglês
 - Resumo em português e em inglês, de 100 a 250 palavras (conforme NBR 14724).
 - Palavras-chave em português e em inglês
 - Título resumido do artigo em português (até 60 caracteres) para o cabeçalho
 - Texto do artigo (sem divisão em colunas)
 - Referências
 - Anexos (se houver)
 - Agradecimentos, se houver, deverão ser incluídos somente na versão final do artigo aprovado para publicação.
 - O Nome do(s) autor(es), Currículo resumido(s) do(s) autor(es), endereço para correspondência (profissional) devem constar somente nos metadados do Sistema Scielo, preenchidos no momento de cadastro. **IMPORTANTE:** não colocar estas informações no envio da contribuição original.
- O texto deverá ser formatado para um tamanho de página A-4, margens 3 cm para esquerda e superior, e 2 cm inferior e direita (conforme NBR 14724). As páginas deverão ser devidamente numeradas. Deve ser empregada fonte Times New Roman, corpo 12, exceto no título que deverá ter corpo 16. O espaçamento entre as linhas deverá ser 1,5.
- O corpo do artigo deve ser organizado segundo um encadeamento lógico, contendo subtítulos “Introdução”, “Metodologia”, “Resultados”, “Discussão”, (ou “Resultados e Discussão”), “Conclusões” e “Referências”. Na redação não deve ser empregada a primeira

pessoa e o estilo a ser adotado deve ser objetivo e sóbrio, compatível com o recomendável para um texto científico.

- Deverá ser evitada a subdivisão do texto em um grande número de subtítulos ou itens, admitindo-se um máximo de cabeçalhos de terceira ordem.
- O conteúdo do trabalho deve ser submetido a criteriosa revisão ortográfica.
- Termos grafados em itálico ou negrito poderão ser utilizados no corpo do artigo.
- As discussões deverão ser submetidas no máximo até 6 (seis) meses após a publicação do Artigo, Nota Técnica ou Revisão da Literatura.
- Somente serão aceitos trabalhos em português Brasil.

- Figuras e ilustrações

As figuras e ilustrações devem observar os seguintes critérios:

- Os arquivos das figuras e ilustrações, sem bordas ao redor, devem ser inseridas no arquivo do texto, de maneira que possam ser editados por meio do MS Word for Windows.
- Os textos e legendas não devem ficar muito pequenos ou muito grandes em relação à figura.
- As figuras devem ser intercaladas nos locais apropriados e apresentar um título.
- A inclusão de fotografias não é aconselhável; porém, se os autores julgarem que são importantes para esclarecer aspectos relevantes do artigo, deverão ser inseridas em resolução mínima de 300 dpi.
- Todos os gráficos, desenhos, figuras e fotografias devem ser denominados “Figura”, e numerados sequencialmente em algarismos arábicos. Toda figura deve ser mencionada no texto.
- O número e título da Figura devem ser colocados centralizados, imediatamente abaixo da figura. O título deve ser claro e autoexplicativo.
- As páginas internas da Revista são impressas em uma só cor, não sendo permitida, portanto, a adoção de cores na diferenciação das variáveis nos gráficos e diagramas.

- Quadros e tabelas

Os quadros e tabelas deverão atender os seguintes critérios:

- Os quadros e tabelas devem ser claros e objetivos, sem linhas de grade. As unidades correspondentes a todos os termos usados devem ser claramente identificadas.
- Todos os quadros ou tabelas devem ser denominados “Quadro” ou “Tabela”, numerados sequencialmente em algarismos arábicos e mencionados no texto.

- Cada quadro e tabela, além da numeração, deve possuir um título. O número e o título devem ser colocados centralizados, imediatamente acima do quadro ou tabela. O título deve ser claro e autoexplicativo.
- Um quadro e uma tabela não poderão ser maiores do que uma folha A-4.
- Quadros e tabelas devem aparecer, preferencialmente, intercalados nos locais apropriados do texto, a critério do autor.
- As páginas internas da Revista são impressas em uma só cor, não sendo permitida, portanto, a adoção de cores na diferenciação das variáveis nos quadros e tabelas.

- Equações

As equações podem ser editadas pela equipe responsável pela diagramação. Portanto, os seguintes critérios devem ser satisfeitos:

- As equações devem ser claras e legíveis, e escritas com a mesma fonte do corpo do texto, sem a utilização de itálico ou negrito.
- As equações e fórmulas devem ser denominadas “Equação” e numeradas sequencialmente em algarismos arábicos. A numeração à direita da equação deve ser entre parênteses. Todas as equações devem ser mencionadas no texto.
- Todos os símbolos usados devem ser definidos imediatamente após a equação (caso não tenham sido definidos anteriormente), incluindo as suas unidades ou dimensões.

- Unidades

- Todas as unidades mencionadas no texto, tabelas, quadros e figuras devem ser expressas de acordo com o Sistema Internacional de Unidades (SI).
- Deve-se evitar o uso da barra de fração na expressão das unidades. Exemplo: Ao invés de mg/L ou m³/s, deve-se utilizar mg.L⁻¹ e m³.s⁻¹

- Referências

As referências citadas no texto e listadas ao final do artigo deverão estar de acordo com a norma NBR 6023/2002. A título de esclarecimento são apresentadas algumas diretrizes:

- As referências citadas no texto devem conter o sobrenome do(s) autor(es), em caixa alta, seguidos pelo ano da publicação, observando-se os seguintes critérios:
 - Quando houver mais de um trabalho, as citações devem ser em ordem alfabética.
 - Trabalhos com mais de três autores devem ser referenciados ao primeiro autor, seguido por “et al.” (em itálico e com ponto).
 - Quando houver mais de uma publicação do mesmo autor, no mesmo ano, o ano da publicação deve ser seguido dos componentes “a, b, c...”, em ordem alfabética. Exemplos: ... estudos efetuados por Silva (1994a, 1994b) e por Machado et al. (1995a)

revelaram...; ... estudos recentes (SOUZA,1993; SILVA, WILSON e OLIVEIRA, 1994; MACHADO et al., 1995b) revelaram...

- Ao final do trabalho deverá ser apresentada uma lista de todas as referências citadas no texto, de acordo com os seguintes critérios, entre outros:

- As referências devem ser relacionadas em ordem alfabética, de acordo com o sobrenome do primeiro autor.
- Devem ser referenciados todos os autores (independentemente do número de autores) pelo sobrenome seguido pelas iniciais de cada autor, separados por vírgulas. Exemplo: SMITH, P.J.; WATSON, L.R.M.; GREEN, C.M...

- O título do periódico referenciado deverá ser apresentado em itálico. As indicações de volume, número e página deverão ser identificados pela letra inicial (“v”, “n” ou “p”), seguida de ponto. Não devem ser utilizadas aspas antes e depois do título do trabalho.

- Exemplo: JEWELL, W.J.; NELSON, Y.M.; WILSON, M.S. *Methanotrophic bacteria for nutrient removal from wastewater: attached film systems*. *Water Environment Research*, v. 64, n. 6, 1992, p. 756-65.

- O título do livro deve ser apresentado em itálico. Devem ser incluídos a edição, o local, a editora, o número de páginas e a data.

- Exemplo: FRANÇA, J.L.; VASCONCELOS A.C. *Manual para Normalização de Publicações Técnico-Científicas*. 8 ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007, 255 p.

- Em capítulos de livros e trabalhos de congressos, a obra principal (título do livro ou denominação do congresso) é referenciada em itálico e vem precedida da expressão “In”.

- Exemplos: Anais - CAIXINHAS, R.D. *Avaliação do impacto ambiental de empreendimentos hidro-agrícolas*. In: *Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 5 Anais... Lisboa: APRH, 1992, p. 203-11.
- Capítulo de Livro - KUKOR, J.J.; OLSEN, R.H.; IVES, K. *Diversity of toluene degradation following exposure to BTEX in situ*. In: KAMELY, D.; CHAKABARTY, A.; OLSEN, R.H. (Eds.) *Biotechnology and Biodegradation*. Portfolio Publishing Company, The Woodlands, E.U.A.,1989, p. 405-421.