



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**JOSIANA DO NASCIMENTO ALVES FEITOSA**

**AUTODEPURAÇÃO DO RIO SACO, MARANHÃO**

**FORTALEZA**

**2024**

JOSIANA DO NASCIMENTO ALVES FEITOSA

AUTODEPURAÇÃO DO RIO SACO, MARANHÃO

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Agrícola. Área de Concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. José Carlos de Araújo  
Coorientadora: Prof<sup>ª</sup>. Christine Farias Coelho

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

F336a Feitosa, Josiana do Nascimento Alves.

Autodepuração do Rio Saco, Maranhão / Josiana do Nascimento Alves Feitosa. – 2024.  
81 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. José Carlos de Araújo.

Coorientação: Prof. Dr. Christine Farias Coelho.

1. Qualidade de água. 2. Ambiente lótico. 3. Coeficientes de desoxigenação e de reaeração. 4. Modelo Streeter-Phelps. I. Título.

CDD 630

---

JOSIANA DO NASCIMENTO ALVES FEITOSA

AUTODEPURAÇÃO DO RIO SACO, MARANHÃO

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Agrícola. Área de Concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em 16/02/2024

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. José Carlos de Araújo (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Christine Farias Coelho (Coorientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr.<sup>a</sup> Margarita Maria Lopez Gil  
Universidade Estadual do Piauí (UESPI)

---

Prof. Dr. Antônio Alisson Fernandes Simplício  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA)

A Deus.

Aos meus pais, Josias e Salete.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Agradeço a Deus por ser minha base e fortaleza, por sempre me guiar e me fazer permanecer firme nos meus objetivos mesmo com as dificuldades.

Agradeço também pelo apoio e esforço dos meus pais (Josias e Salete), que sempre investiram muito na minha educação e acreditaram nos meus esforços, em especial esta pesquisa, visto que recebi todo apoio deles para a realização das campanhas desse estudo. Sou grata pela minha irmã Débora, a qual me faz acreditar que tudo vai dar certo, que deixa tudo mais leve com seu carinho e alegria.

Agradeço pelas orientações da professora Dr<sup>a</sup>. Christine Farias Coelho e do professor Dr. José Carlos de Araújo que foram fundamentais para o meu aprendizado e crescimento. Sou grata a ambos pela orientação competente e incrível que me forneceram.

Agradeço pelo apoio e parceria do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA) – Campus Codó, em especial ao professor Dr. Antônio Alisson Fernandes Simplicio e aos graduandos Rodrigo Costa Carneiro Silva, Maycon Sousa Araújo e Victório Alessandro de Leão Loeschke Moraes. De igual modo, agradeço ao Prof. Carlos Ernande por ter cedido o Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí (UFPI), onde foram realizadas as análises. Agradeço em especial à Olga, técnica que me ajudou sobremaneira com a rotina analítica.

Agradeço a professora Margarita Lopez pela orientação na graduação, por me auxiliar na decisão do mestrado e pelas contribuições na banca de mestrado. Agradeço ao José Brenno, doutorando do PPGEA/UFC, pela elaboração de um dos gráficos desse trabalho.

Agradeço por todos os meus amigos que me apoiaram e ajudaram durante o mestrado, em especial à Noely Silva Viana e ao Felipe Augusto Sombra Cabral, os quais foram essenciais nessa caminhada de mestrado em Fortaleza.

## RESUMO

Os recursos hídricos são bens fundamentais para diversos fins. No entanto, a falta de gestão das águas vem colaborando para a poluição dos corpos d'água, superando sua capacidade de autodepuração, que é um fenômeno natural que permite o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático após as alterações induzidas pelos despejos afluentes. Nesse sentido, esta pesquisa analisou o processo de autodepuração no Rio Saco, afluente do Rio Itapecuru, Maranhão. Os objetivos específicos compreendem: medir as variáveis relacionadas ao processo de autodepuração do rio Saco; calibrar, com base no modelo de Streeter-Phelps, os coeficientes de desoxigenação ( $K_d$ ) e de reaeração ( $K_r$ ) para o trecho do rio em estudo e; avaliar a contribuição difusa da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). As variáveis limnológicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento (UFPI, Campus Teresina), com exceção da temperatura, que foi obtida *in situ*; as medições hidrométricas foram tomadas com o uso de molinete e por meio do método de Chiu. O espaço temporal das medidas se deu entre abril e dezembro de 2023, contemplando tanto o período chuvoso quanto o seco. A bacia do Rio Saco indicou predominância de vegetação densa (mata dos cocais) seguida de solo exposto. Os resultados das variáveis limnológicas mostraram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA para água doce de Classe 2. No que se refere às variáveis hidrométricas, observou-se que o Rio Saco possui regime subcrítico ( $Fr = 0,09$ ), com vazão média anual em torno de  $2 \text{ m}^3/\text{s}$ . Além disso, o parâmetro M de Chiu foi igual a 2,16. Os coeficientes  $K_d$  e  $K_r$ , calibrados, foram de  $0,22 \text{ dia}^{-1}$  e  $2,32 \text{ dia}^{-1}$ , respectivamente. O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), relacionando o OD medido e calculado, foi de 0,40, valor aceitável. A simulação utilizando o modelo Streeter-Phelps e os dados calibrados ajustaram-se bem e apresentaram uma boa correlação entre o aporte difuso de DBO e a precipitação da semana anterior ( $R^2 = 0,93$ ). Para que o Rio Saco permaneça em conformidade com a Resolução CONAMA para um corpo hídrico de Classe 2, recomenda-se tratamento primário avançado do esgoto da comunidade situada próxima à seção de montante do trecho analisado, de modo que a DBO máxima de lançamento seja de  $73 \text{ mg/L}$ . Conclui-se que a autodepuração do rio Saco é procedente, visto que, apesar do lançamento de esgotos na seção de montante, o valor de OD na seção de jusante está na média superior a  $5 \text{ mg/L}$ , em conformidade com a Resolução CONAMA.

**Palavras-chave:** qualidade de água, ambiente lótico, coeficientes de desoxigenação e de reaeração; modelo Streeter-Phelps.

## ABSTRACT

Water resources are fundamental assets for various purposes. However, the lack of water management has contributed to the pollution of water bodies, exceeding their self-depuration capacity, which is a natural phenomenon that allows the aquatic environment to re-establish its balance after the alterations induced by affluent discharges. With this in mind, this study analyzed the self-depuration process in the Saco River, a tributary of the Itapecuru River in Maranhão. The specific objectives are: to measure the variables related to the self-depuration process of the Saco River; to calibrate, based on the Streeter-Phelps model, the deoxygenation ( $K_d$ ) and reaeration ( $K_r$ ) coefficients for the stretch of river under study and; to evaluate the diffuse contribution of biochemical oxygen demand (BOD). The limnological variables were measured at the Sanitation Laboratory (UFPI, Teresina Campus), with the exception of temperature, which was obtained in situ; the hydrometric measurements were taken using a windlass and the Chiu method. The measurements took place between April and December 2023, covering both the rainy and dry periods. The Saco River basin showed a predominance of dense vegetation (coconut forest) followed by exposed soil. The results of the limnological variables were within the limits established by CONAMA Resolution 357/2005 for Class 2 freshwater. With regard to the hydrometric variables, it was observed that the Saco River has a subcritical regime ( $Fr = 0.09$ ), with an average annual flow of around  $2 \text{ m}^3/\text{s}$ . In addition, Chiu's  $M$  parameter was equal to 2.16. The calibrated  $K_d$  and  $K_r$  coefficients were  $0.22 \text{ day}^{-1}$  and  $2.32 \text{ day}^{-1}$ , respectively. The Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) coefficient, relating measured and calculated DO, was 0.40, which is acceptable. The simulation using the Streeter-Phelps model and the calibrated data fitted well and showed a good correlation between the diffuse input of BOD and the previous week's rainfall ( $R^2 = 0.93$ ). In order for the Saco River to remain in compliance with the CONAMA Resolution for a Class 2 water body, advanced primary treatment of the sewage from the community located near the upstream section of the analyzed stretch is recommended, so that the maximum discharge BOD is  $73 \text{ mg/L}$ . It can be concluded that the Saco River is self-depurifying, since, despite the discharge of sewage in the upstream section, the BOD value in the downstream section is on average higher than  $5 \text{ mg/L}$ , in accordance with the CONAMA Resolution.

**Keywords:** water quality; lotic environment; deoxygenation and reaeration coefficients; Streeter-Phelps model.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Delimitação das zonas de autodepuração. Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água.....	31
Figura 2 – Bacia hidrográfica do Rio Codozinho e do Rio Saco, Maranhão.....	38
Figura 3 – Fluxograma do estudo .....	39
Figura 4 – Garrafa de van Dorn coletando água nas proximidades da ponte (Seção 1 deste estudo) .....	42
Figura 5 – Seção de medição de uma estação fluviométrica e o perfil de velocidade aplicada na Seção 2.....	44
Figura 6 – Seção de medição de uma estação fluviométrica aplicada na Seção 1.....	45
Figura 7 – Figura 7 – Gado confinado imediatamente a montante da seção 1, Codó, Maranhão .....	51
Figura 8 – Figura 8 – Valores de CE, salinidade, turbidez, pH e temperatura nas Seções 1 e 2 .....	53
Figura 9 – Valores de vazão médio no trecho de estudo do Rio Saco nos dias de campanha.....	54
Figura 10 – Presença de material sólido em suspensão na Seção 1 em 06/10/2023 (período seco) .....	55
Figura 11 – Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) medidos nas Seções 1 e 2 de cada campanha .....	56
Figura 12 – Queda de árvore próxima à seção de jusante do trecho em estudo (Seção 2).....	57
Figura 13 – Precipitação mensal para o ano de 2023 obtida para o posto de Caxias ....	58
Figura 14 – Desenho esquemático da topografia da seção 2 do Rio Saco, Maranhão...	59
Figura 15 – Desenho esquemático da topografia da seção 1 do Rio Saco, Maranhão...	59
Figura 16 – Precipitações de sete dias versus vazões no dia da campanha .....	61
Figura 17 – Marca d'água em uma residência situada muito acima do leito do Rio Saco. O evento em questão ocorreu em 10/04/2023 e a foto foi registrada uma semana depois .....	61

Figura 18 – Correlação entre oxigênio dissolvido medido e OD calculado pela Equação 19. Observe-se que foram usados nove valores correspondentes às campanhas realizadas no período seco.....	63
Figura 19 – Valores de oxigênio dissolvido (OD) medidos e calculados pela Equação 19 (Streeter-Phelps) usando-se os parâmetros (coeficientes de desoxigenação e reaeração calibrados no âmbito dessa pesquisa) ao longo do trecho em estudo do Rio Saco, Maranhão. As linhas vermelhas horizontais indicam o valor de OD limite para atendimento da Classe 2 segundo a Resolução CONAMA n° 375/2005 .....	64
Figura 20 – Superfície gerada pela variação de $K_d$ e $K_r$ em função do RMSE.....	66
Figura 21 – Correlação entre precipitação de sete dias (H) em mm e a contribuição difusa específica de DBO ( $dL_e$ ) dada em $mg. L^{-1}.Km^{-1}$ .....	68

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais fontes de poluição da água .....	18
Tabela 2 – Fases básicas do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água .....	20
Tabela 3 – Valores típicos de Kd em condições de laboratório (base e, 20°C) .....	26
Tabela 4 – Valores típicos de Kr (base e, 20°C) .....	27
Tabela 5 – Classificação dos corpos d'água em classes segundo seus usos preponderantes de acordo com CONAMA n° 327, 2005 .....	33
Tabela 6 – Padrões para classes de corpos de água doce segundo CONAMA n° 357 (2005) .....	34
Tabela 7 – Classe dos pontos coletados em campo .....	40
Tabela 8 – Especificações dos equipamentos utilizados na obtenção das variáveis limnológicas .....	42
Tabela 9 – Cálculo da velocidade média na vertical (método detalhado) .....	43
Tabela 10 – Área correspondente às classes de uso e cobertura do solo da bacia do Rio Saco em Codó .....	50
Tabela 11 – Campanhas relacionadas aos períodos secos e chuvosos, Bacia do Rio Saco .....	52
Tabela 12 – Estatística das medidas limnológicas para o Rio Saco .....	52
Tabela 13 – Velocidades e vazões das seções do Rio Saco, Maranhão, para o período de abril a dezembro de 2023 .....	60
Tabela 14 – Valores iniciais para os coeficientes Kd (dia-1) e Kr (dia-1) .....	62
Tabela 15 – Dados de cálculo para obtenção dos coeficientes Kd e Kr calibrados .....	62
Tabela 16 – Simulações para eventos no período chuvoso .....	67
Tabela 17 – Valores das variáveis utilizadas para o cálculo da eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	69

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AcATaMa	<i>Accuracy Assessment of Thematic Maps</i>
ANA	Agência Nacional de águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CE	Condutividade Elétrica
CEEIBH	Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DHI	<i>Danish Hydraulic Institute</i>
DOS	Demanda de Oxigênio do Sedimento
E. Coli	<i>Escherichia Coli</i>
EUA	Estados Unidos da América
Fr	Número de Froude
GO	Goiás
GPS	<i>Global Positioning System</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	Índice de Qualidade de Água
MA	Maranhão
MG	Minas Gerais
MT	Mato Grosso
NH <sub>3</sub> -H	Nitrogênio Amoniacal
NSE	Eficiência Nash-Sutcliffe
OD	Oxigênio Dissolvido
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
P <sub>total</sub>	Fósforo total
RMSE	Raiz do erro médio quadrático
R <sup>2</sup>	Coefficiente de Determinação
SCP	<i>Semi-Automatic Classification Plugin</i>
SE	Sergipe
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente

SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SP	São Paulo
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Too</i>
Tu	Turbidez
TWDB	<i>Texas Water Development Board</i>
UFPI	Universidade Federal do Piauí
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	17
<b>3.1</b>	<b>Poluição das águas</b> .....	17
<b>3.2</b>	<b>Modelagem da qualidade de água</b> .....	19
<b>3.2.1</b>	<i>Histórico dos modelos de qualidade de água</i> .....	19
<b>3.2.2</b>	<i>Modelo de Streeter-Phelps</i> .....	24
<b>3.3</b>	<b>Autodepuração de cursos d'água</b> .....	30
<b>3.4</b>	<b>Enquadramento dos corpos hídricos</b> .....	32
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	37
<b>4.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	37
<b>4.2</b>	<b>Uso e cobertura do solo</b> .....	40
<b>4.3</b>	<b>Medidas</b> .....	41
<b>4.3.1</b>	<i>Medidas das variáveis limnológicas</i> .....	41
<b>4.3.2</b>	<i>Medidas hidrométricas</i> .....	43
<b>4.4</b>	<b>Modelagem</b> .....	46
<b>4.5</b>	<b>Eficiência média de remoção de DBO</b> .....	48
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	50
<b>5.1</b>	<b>Uso e cobertura do solo</b> .....	50
<b>5.2</b>	<b>Medidas</b> .....	51
<b>5.2.1</b>	<i>Medidas limnológicas</i> .....	52
<b>5.2.2</b>	<i>Medidas hidrométricas</i> .....	59
<b>5.3</b>	<b>Modelagem</b> .....	62
<b>5.3.1</b>	<i>Calibração</i> .....	62
<b>5.3.2</b>	<i>Simulação</i> .....	67
<b>5.4</b>	<b>Eficiência média de remoção de DBO</b> .....	69
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	70
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	72

## 1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são bens fundamentais para diversos fins, como geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento doméstico e industrial, entre outros. Desse modo, a água apresenta-se como um elemento de importância vital para sobrevivência do ser humano e de todas as espécies, bem como para o progresso de uma sociedade. No entanto, a sua distribuição na natureza é desigual e vem se tornando cada vez mais escassa devido à gestão indevida desse bem público e ao aumento de sua demanda (SETTI *et al.*, 2000).

O processo de industrialização teve contribuição significativa nas mudanças características da água, visto que passou a gerar materiais descartáveis com grande velocidade acarretando o aumento da produção de resíduos sólidos urbanos (SARDINHA & GODOY, 2016) e consequente elevação da decomposição orgânica na natureza, que colaborou com diversos problemas ao meio ambiente, como a contaminação dos cursos d'água e lençóis freáticos (MALTA, 2017). Além disso, a concentração populacional, uma das consequências do avanço das indústrias no espaço urbano (FERREIRA *et al.*, 2019), intensificou o consumo de produtos industrializados aumentando o descarte dos resíduos, em locais inadequados para a sua disposição, ampliando também a poluição das águas.

Desse modo, a inserção de efluentes em corpos hídricos aumenta a quantidade de matéria orgânica, que passa a ser oxidada pelo consumo de oxigênio dissolvido (OD) presente no rio, ou seja, há uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para ocorrer o consumo da matéria orgânica e um reequilíbrio de OD no corpo d'água. Nesse contexto, a autodepuração dos corpos hídricos destaca-se como um fenômeno natural que permite o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 2014). Contudo, o lançamento excessivo de carga orgânica nos cursos d'água muitas vezes supera a capacidade do rio em estabilizar de forma natural os poluentes lançados em seu curso (TUCCI, 2005; VON SPERLING, 2014).

No que se refere à qualidade da água, notam-se interferências dos processos antrópicos, como mudanças no uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. A intervenção humana gera de efluentes domésticos e industriais (geralmente lançados de forma concentrada) ou de defensivos e insumos agrícolas (geralmente lançados de forma difusa), os quais alcançam os cursos d'água por meio do escoamento (NUNES, SILVA & MATOS, 2011).

Diante dessas considerações, esta pesquisa almeja medir e modelar a autodepuração de um trecho do Rio Saco localizado no município de Codó (Maranhão). A hipótese da pesquisa

é que o sistema fluvial apresenta capacidade autodepurativa capaz de decompor as substâncias incorporadas ao longo do seu curso (sucendo no equilíbrio entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio, portanto), de modo que o rio se mantenha em conformidade com a Classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.



## 2 OBJETIVOS

O objetivo geral dessa pesquisa é medir e modelar o processo de autodepuração tendo como estudo de caso um trecho do Rio Saco, no Maranhão.

Os objetivos específicos compreendem:

- I. Medir as variáveis relacionadas ao processo de autodepuração do rio Saco;
- II. Calibrar, com base no modelo de Streeter-Phelps, os coeficientes de desoxigenação ( $K_d$ ), e de reaeração ( $K_r$ ) para o trecho do rio em estudo; e
- III. Avaliar, com base nas medidas e no modelo de Streeter-Phelps, a contribuição difusa de DBO no trecho do rio em estudo.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Poluição das águas

No início dos anos 1970 a questão ambiental passou a ser uma preocupação no cenário mundial em virtude dos impactos negativos ocasionados pela ação antrópica (ARENAS-SANCHEZ, RICO & VIGHI, 2016; SOUTO, *et al.*, 2022). A partir disso, reconheceu-se que a redução dos problemas ambientais exigiria transformações significativas no comportamento humano, na formulação de políticas públicas e na criação de leis que estabelecessem diretrizes para as interações entre as pessoas e o meio ambiente (SOUTO, *et al.*, 2022).

No Brasil, a Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981 que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, surgiu como um instrumento capaz de promover a gestão ambiental visando assegurar as condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana. Para os fins previstos na Lei 6.938/81, conforme Art 3º, entende-se por meio ambiente, degradação da qualidade ambiental e poluição,

I - meio ambiente, o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas; II - degradação da qualidade ambiental, a alteração adversa das características do meio ambiente; III - poluição, a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos;

De forma específica, ao que se refere à poluição das águas, Von Sperling (2014) afirma que essa poluição decorre do acréscimo de substâncias ou de formas de energia, que modificam a natureza do corpo d'água, direta ou indiretamente, e acabam por promover prejuízo nos legítimos usos que se pode fazer dele. Existem essencialmente duas formas de as fontes poluentes alcançarem os corpos d'água: poluição pontual e difusa.

A poluição pontual é aquela que atinge um determinado corpo de água de forma concentrada no espaço, com localização definida e regulamente com regime contínuo de produção, como exemplo as descargas industriais (WETZEL, 2001; TUNDISI & TUNDISI, 2011; LIMA, *et al.*, 2016; MOTA, 2019). A poluição difusa, por sua vez, é gerada em áreas extensas e chega aos corpos de água de forma intermitente (WETZEL, 2001; TUNDISI & TUNDISI, 2011; LIBOS, ROTUNNO FILHO & ZEILHOFER, 2003; MOTA, 2019), em outras

palavras, é o poluente distribuído ao longo da extensão do corpo d'água, como a poluição associada às descargas dos centros urbanos e agricultura.

Outrossim, conhecer as principais fontes de poluição das águas, bem como seus efeitos poluidores básicos (Tabela 1) são essenciais para melhor entender os problemas de um corpo hídrico e como melhor solucioná-los.

Tabela 1 – Principais fontes de poluição da água

Constituinte	Principais Parâmetros Representativos	Fonte				Possível Efeito Poluidor
		Água Residuária		Água Pluvial		
		Urbana	Industrial	Urbana	Agricultura e Pastagem	
Sólidos em suspensão	Sólidos totais em suspensão	muito	variável	médio	pouco	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Problemas estéticos;</li> <li>• Depósitos de lodo;</li> <li>• Adsorção de poluentes;</li> <li>• Proteção de patogênicos.</li> </ul>
Matéria orgânica biodegradável	Demanda bioquímica de oxigênio	muito	variável	médio	pouco	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Consumo de Oxigênio;</li> <li>• Mortandade de peixes;</li> <li>• Condições sépticas.</li> </ul>
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	muito	variável	médio	pouco	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Crescimento excessivo de algas;</li> <li>• Toxicidade aos peixes (amônia);</li> <li>• Doença em recém-nascidos (nitrato);</li> <li>• Poluição da água subterrânea</li> </ul>
Organismos patogênicos	Coliformes	muito	variável	médio	pouco	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Doenças de veiculação hídrica.</li> </ul>
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas Alguns detergentes Produtos farmacêuticos Outros	médio	variável	pouco	médio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Toxicidade (vários);</li> <li>• Espumas (detergentes);</li> <li>• Redução da transferência de oxigênio (detergentes)</li> <li>• Biodegradabilidade reduzida ou inexistente;</li> <li>• Maus odores (ex: fenóis)</li> </ul>
Metais	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, etc)	médio	variável	pouco	—	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Toxicidade;</li> <li>• Inibição do tratamento biológico dos esgotos;</li> <li>• Problemas na disposição do lodo na agricultura;</li> <li>• Contaminação da água subterrânea.</li> </ul>
Sólidos inorgânicos dissolvidos	Sólidos dissolvidos Condutividade elétrica	médio	variável	—	pouco	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Salinidade excessiva – prejuízo às plantações (irrigação);</li> <li>• Toxicidade a plantas (alguns íons);</li> <li>• Problemas de permeabilidade do solo (sódio).</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2014

Nota: –: usualmente não importante

### 3.2 Modelagem da qualidade de água

Modelos são abstrações da realidade que buscam reproduzir de forma simplificada o comportamento de um sistema (WARREN, 2013). Segundo Bai *et al.* (2022), a dinâmica espaço-temporal e a variabilidade da qualidade da água podem ser simulados e previstos através de modelos, os quais são apropriados para analisar o sucesso das estratégias de gestão da água, além de direcionar as práticas de melhoria da qualidade de água.

Modelos matemáticos vêm sendo adotados para a hidrologia e a qualidade da água em várias regiões (CASTRO, *et al.* 2002; DIETZEL & REICHERT, 2012; TAYLOR, HE & HISCOCK, 2016; LU *et al.*, 2017; LIMA, MAMEDE & LIMA NETO, 2018; HOANG *et al.*, 2019; SRIVASTAVA *et al.*, 2020; MARTIN *et al.*, 2021; MA *et al.*, 2023). No entanto, a incerteza preditiva é um desafio da modelagem hidrológica proveniente de erros de dados e de aproximações de modelos (MCLNERNEY *et al.*, 2017). Assim, conforme Mclnerney *et al.* (2017), definir previsões probabilística confiáveis, precisas e imparciais de hidrologia e qualidade da água auxilia os especialistas de recursos hídricos no melhor gerenciamento e aprimoramento da qualidade hídrica.

Além disso, os modelos matemáticos são usados para ajudar a minimizar os problemas de poluição, como também possibilitam entender o meio ambiente e visualizá-lo de forma integrada, visto que os modelos relacionam informações físicas, químicas e biológicas (CHAPRA, 1997).

#### 3.2.1 Histórico dos modelos de qualidade de água

Os modelos matemáticos de qualidade da água começaram a ser desenvolvidos no início do século XX, devido à preocupação com a saúde pública e com questões relacionadas ao saneamento ambiental. Desde então, as técnicas de modelagem matemática de qualidade da água vêm sendo aprimoradas (OPPA, 2007).

Chapra (1997) apresenta a evolução dos modelos de qualidade de água, os quais podem ser descritos em quatro fases fundamentais. Essas fases estão relacionadas tanto a questões sociais quanto à capacidade computacional disponível em cada período.

A primeira fase admite todos os trabalhos publicados entre 1925 e 1960, sendo marcada pelo modelo Streeter-Phelps (STREETER & PHELPS, 1925). Este permite estimar a concentração de oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ao longo de um trecho de rio tendo como parâmetros fundamentais os coeficientes de reaeração e

de desoxigenação. Na década de 1960, a maior disponibilidade de computadores permitiu avançar nos estudos e aplicações dos modelos para sistemas mais complexos. Nessa época, o enfoque dos trabalhos ainda era o curso d'água, porém, com o advento dos computadores, os estudos passaram a avaliar os intervenientes mais amplos, sendo a bacia hidrográfica visualizada como um sistema (STREETER & PHELPS, 1925; CHAPRA, 1997).

Na década de 1970 inicia um movimento ecológico que cresce juntamente a uma nova percepção da sociedade com relação ao meio ambiente. Por essa razão, a eutrofização<sup>1</sup> passa a ser um problema central de qualidade da água nesse período, visto que os pesquisadores ampliaram a percepção ambiental para além do oxigênio dissolvido. Como resultado, foram ampliados os estudos para os mecanismos de representação dos processos biológicos (CHAPRA, 1997; SILVA, 2003).

A quarta fase da modelagem de qualidade da água em rios desenvolveu-se em razão da crise de energia em meados dos anos 1970, a qual promoveu a restrição de ações vistas como necessárias para a proteção e melhoria da qualidade da água. Desse modo, houve um maior avanço no reconhecimento da importância do transporte e destinação de substâncias tóxicas, que desencadearam em estudos sobre o acúmulo dessas substâncias e sua atuação na cadeia alimentar (CHAPRA, 1997; SILVA, 2003). A Tabela 2 mostra um resumo dessas fases.

Tabela 2 – Fases básicas do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água

Fase	Problemas	Parâmetros analisados	Sistema	Cinética
1925 – 1960 (Streeter-Phelps)	Esgoto sem tratamento e Efluente primário	DBO/OD	Unidimensional	Linear
1960 – 1970 (Computadores)	Efluente primário e secundário	DBO/OD	Unidimensional e Bidimensional	Linear
1970 – 1977 (Biologia)	Eutrofização	Nutrientes	Unidimensional, Bidimensional e Tridimensional	Não Linear
1977 – 1997 (Tóxicos)	Elementos tóxicos	Elementos orgânicos e metais	Interações água-sedimento	Linear

Fonte: Chapra (1997)

É importante ressaltar que de 1997 a 2017 foram desenvolvidos outros modelos de qualidade de água que se fundamentaram nos anteriores, sendo eles SWAT – *Soil and Water Assessment Too* – (KING *et al.*, 1996), QUAL 2K (CHAPRA, PELLETIER & TAO,

<sup>1</sup>Processo em que o corpo d'água adquire elevados níveis de nutrientes ocasionando acúmulo de matéria orgânica em decomposição, causando deterioração da água e anoxia afetando a vida aquática local. (WANG & WANG, 2009; WETZEL, 2001).

2008), QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007). Esses, em sua maioria, são unidimensionais e analisam parâmetros diversos, em especial, DBO, OD e nutrientes.

A evolução histórica de alguns dos modelos matemáticos de qualidade de água de rios é apresentada mais detalhadamente a seguir.

O primeiro modelo de qualidade de água surgiu em 1925, proposto por Streeter e Phelps com formulação desenvolvida a partir do estudo intitulado *The study of the pollution and natural purification of the Ohio river* (EUA). Oriundo de intensa pesquisa das fontes de poluição e análises dos impactos nesse corpo hídrico, o modelo apresentado abrange os dois principais mecanismos que orientam a dinâmica do OD em rios que recebem esgoto: a decomposição da matéria orgânica e a aeração/reaeração atmosférica (STREETER & PHELPS, 1925; COX, 2003).

Em 1970, foi desenvolvido o modelo DOSAG, proposto por *Texas Water Development Board* (TWDB), que permitiu maior flexibilidade na variação dos coeficientes de desoxigenação. Em seguida, surgiu o modelo QUAL I (*River and Stream Water Model*) que incluiu a variável temperatura, corrigindo os valores dos coeficientes internamente durante a simulação, além de acrescentar a demanda bioquímica de oxigênio nitrogenada (TONON, 2014).

Ainda na década de 1970 foi desenvolvido o modelo MIKE 11 pelo *Danish Hydraulic Institute* (DHI) com a finalidade de simular as variações na descarga e no nível da água em rios resultantes da precipitação na bacia hidrográfica e das entradas e saídas através das condições de contorno (fronteiras) do rio (LUCAS, *et al.*, 2010; FLECK, TAVARES & EYNG, 2013; CALMON, 2015). Em 2010, esse modelo foi utilizado por Lucas e demais autores para ajustar os dados de vazão disponíveis na sub-bacia hidrográfica do rio Piauitinga (SE) com área total de 418 km<sup>2</sup>. Os resultados obtidos por esses autores apresentaram um bom desempenho do modelo calibrado, visto que o coeficiente de eficiência foi de 0,9, demonstrando que o modelo pode ser usado para a estimativa da quantidade de água em bacias semelhantes.

Em 1973, o modelo QUAL I é substituído pelo QUAL II, apresentando algumas alterações como simular as distribuições espaciais e temporais de parâmetros (DBO, OD, entre outros) (TONON, 2014). Após um ano (1975) o grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland (EUA) desenvolveu o CE-QUAL-W2 que é um modelo bidimensional de dois módulos, um hidrodinâmico e um de qualidade de água. Esse modelo permite simular o processo de eutrofização dos cursos hídricos levando em consideração parâmetros como nutrientes, algas,

temperatura, oxigênio dissolvido e matéria orgânica (OSTFELD & SALOMONS, 2005; LIPORONI, 2012).

Liporoni (2012) aplicou o CE-QUAL-W2 com objetivo de avaliar a potencialidade desse modelo nos estudos de qualidade da água e também utilizá-lo como ferramenta de auxílio no gerenciamento de mananciais submetidos a usos múltiplos, entre eles diluição de efluentes tratados, recreação e abastecimento. As variáveis de qualidade da água foram simuladas sem calibração, com intuito de verificar apenas as dificuldades da aplicação do modelo e as tendências dos resultados. O autor concluiu que o modelo apresentou uma resposta adequada.

Em 1985, surge o modelo QUAL2E, um dos mais citados na literatura, desenvolvido e apresentado pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (SONG & KIM, 2009; GASTALDINI & OPPA, 2011). É um modelo estacionário aperfeiçoado destinado especialmente para simular a vazão e a qualidade da água de rios e córregos, o qual possui sua teoria fundamentada na suposição de que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão são relevantes apenas no trajeto da direção principal do fluxo (BROWN e BARNWELL, 1987; GASTALDINI & OPPA, 2011; CALMON, 2015).

No estudo de Gastaldini & Oppa (2011), os autores utilizaram o QUAL2E como ferramenta de apoio para avaliar propostas de enquadramento para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, com uma área de 1120 km<sup>2</sup>, no Estado do Rio Grande do Sul. Na calibração a qualidade da água do rio Vacacaí Mirim apresentou boas condições, exceto nos trechos iniciais do rio em que os parâmetros ultrapassaram os limites estabelecidos para a Classe 2 e 3 da Resolução nº 357/05 do CONAMA. Em contrapartida, nas simulações os parâmetros excederam os limites das classes em vários trechos do Rio Vacacaí Mirim.

O modelo SisBaHiA (1987) é outro destaque na evolução histórica da modelagem de qualidade de água e se caracteriza por ser um sistema computacional destinado à previsão do escoamento ou movimento das águas (LEITE, 2004; CALMON, 2015). No trabalho de Leite (2004), o modelo foi aplicado com ênfase nos ciclos do oxigênio e do nitrogênio, em que foram realizadas simulações em um canal unidimensional em regime permanente, com lançamento constante de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e nitrogênio amoniacal. De modo geral, alcançou-se valores de concentração coerentes com o que é citado na literatura, verificando que a reaeração e a deposição de sedimentos são os processos mais relevantes na remoção da matéria orgânica na coluna d'água.

No início da década de 1990, foi desenvolvido o modelo computacional SWAT (*Soil and Water Assessment Too*) com o objetivo de estimar o impacto de diferentes práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água, na perda do solo e carga de poluentes em grandes

bacias hidrográficas (NEITSCH, *et al.*, 2011). No estudo de Lelis *et al.* (2012), a utilização do modelo SWAT para a análise de sensibilidade e de calibração na bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu (MG) com área de 54 km<sup>2</sup> apresentou resultados satisfatórios, de acordo com o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,808 para a produção de sedimentos e de 0,997 para a vazão.

Igualmente, no trabalho de Silva *et al.* (2015) a validação do modelo se mostrou satisfatória para a bacia hidrográfica do submédio do Vale do rio São Francisco, com área de 110.446 km<sup>2</sup> abrangendo os Estados da Bahia e Pernambuco. Por outro lado, no estudo de Vergara (2021), os resultados foram insatisfatórios na bacia hidrográfica do Ribeirão Taquaruçu situada no Estado de Tocantins.

Nos anos 2000, surgiu o QUAL 2K, um modelo de qualidade de água desenvolvido pela Universidade de Tufts (Medford – EUA) que apresentava uma versão modernizada do modelo QUAL2E. Esse modelo realiza o cálculo dos índices de qualidade da água através de várias combinações de carga contaminantes, como nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>-N), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda de oxigênio do sedimento (DOS), fósforo total (P<sub>total</sub>), entre outros (FAN, KO & WANG, 2009). O modelo está fundamentado em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante, ou seja, em uma mesma seção transversal a concentração do material em estudo é homogênea, além de ser melhor na simulação das condições de rios com descargas de efluentes difusas (SARDINHA *et al.*, 2008).

Conforme Silvino (2008), o modelo QUAL2K permitiu simular alguns cenários, nos quais foi possível concluir que somente com forte intervenção em saneamento seria admissível elevar a qualidade da água com relação a *Escherichia coli* (E. coli) no estudo realizado na bacia do rio Coxipó com área de drenagem de 678 km<sup>2</sup>, localizada em Cuiabá – MT. No trabalho de Sardinha *et al.* (2008), o modelo QUAL2K possibilitou identificar as zonas de autodepuração e indicou a necessidade de tratamento de esgotos em nível secundário, com eficiência de 76%. No que se refere ao trabalho de Farhadian *et al.* (2019), o modelo foi utilizado para simular a qualidade da água para diferentes níveis de DBO e os resultados dessas simulações são comparados entre si com uma função de preferência relativa que escolhe locais de descarga de efluentes poluídos para reduzir a degradação da qualidade da água dos rios.

No ano de 2007, foi desenvolvido o QUAL-UFMG um modelo unidimensional adequado para rios com vazões relativamente baixas e escoamentos em regime permanente (COSTA & TEIXEIRA, 2010). Conforme Von Sperling (2014), esse modelo permite simulações mais simples e rápidas da Demanda Bioquímica de Oxigênio, do Oxigênio



Dissolvido, do nitrogênio total e suas frações, do fósforo total e suas frações e dos coliformes termotolerantes ou *E. coli*. No trabalho de Calmon (2015) o modelo QUAL-UFMG foi aplicado para avaliação da autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo no Espírito Santo, que possui área de drenagem de 611 km<sup>2</sup>, tendo sido simulados os parâmetros DBO e OD. Os resultados apresentaram a importância da incorporação da modelagem da autodepuração na avaliação da qualidade de corpos d'água superficiais para o enquadramento.

De modo similar, Costa & Teixeira (2010) aplicaram o modelo QUAL-UFMG para avaliar a qualidade das águas do Ribeirão do Ouro que possui uma área de drenagem de 84,3 km<sup>2</sup> e está situado em Araraquara (SP) a partir dos valores de concentração de OD e DBO, no qual se obteve como coeficiente de desoxigenação ( $K_d$ ) um valor médio de 0,40 dia<sup>-1</sup> e para o coeficiente de reaeração ( $K_r$ ) um valor de 10,5 dia<sup>-1</sup>. O modelo se mostrou eficiente no estudo com resultados que podem ser base para o processo de gerenciamento dos recursos hídricos locais. No que se refere ao trabalho de Lima, Mamede & Lima Neto (2018), o modelo QUAL-UFMG foi utilizado para caracterizar a qualidade de água na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio com área de drenagem de 240 km<sup>2</sup> situado no semiárido brasileiro, no qual se estimou a carga de entrada de fósforo no açude em 13,7 Mg.ano<sup>-1</sup> apresentando o coeficiente de desoxigenação igual a 0,45 dia<sup>-1</sup> e coeficiente de reaeração igual a 5,4 dia<sup>-1</sup>.

### 3.2.2 Modelo de Streeter-Phelps

O trabalho de Streeter & Phelps (1925) admite o escoamento permanente uniforme e simula os parâmetros de DBO e OD. Nesse modelo, a simulação da dinâmica da concentração de oxigênio dissolvido é realizada por meio do princípio da cinética baseada em dois fenômenos: a desoxigenação e a reaeração.

A cinética da desoxigenação está relacionada ao decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido, o qual está associado à DBO. Esta, por sua vez, representa tanto a matéria orgânica – DBO remanescente – quanto o consumo de oxigênio – DBO exercida – ambas com unidade de massa de oxigênio por unidade de volume (mgO<sub>2</sub>/L). No caso da cinética da reação da matéria orgânica remanescente (DBO remanescente) o processo ocorre segundo a equação de primeira ordem (Equação 1).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L \quad (1)$$

Onde:

$L$  = concentração de DBO remanescente (mg/L);

$t$  = tempo (dia);

$K_d$  = coeficiente de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Essa equação mostra que a taxa de oxidação da matéria orgânica ( $dL/dt$ ) é proporcional à própria matéria orgânica remanescente ( $L$ ), em qualquer tempo ( $t$ ). A integração da Equação 1, entre os limites de  $L = L_0$  e  $L = L_t$  em  $t = 0$  e  $t = t$ , respectivamente, direcionam à Equação 2.

$$L(t) = L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t} \quad (2)$$

Onde:

$L_0$  = DBO remanescente em  $t = 0$  (mg/L) ou DBO exercida em  $t = \infty$ , conhecida também como demanda última.

Em termos de consumo de oxigênio, é relevante a quantificação da DBO exercida, que pode ser obtida pela Equação 3.

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_d \cdot t}) \quad (3)$$

Onde:

$y$  = DBO exercida em um tempo  $t$  (mg/L). Notar que  $y = L_0 - L$ .

É válido ressaltar que a DBO última pode ser obtida pela relação entre a  $DBO_5$  e o fator de conversão  $K_T$ , o qual está relacionado ao coeficiente de desoxigenação (Equação 4).

$$K_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5 \cdot K_d}} \quad (4)$$

O coeficiente de desoxigenação ( $K_d$ ) depende das características da matéria orgânica, bem como da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Esse coeficiente indica que quanto maior a quantidade de matéria orgânica a ser estabilizada, maior é a taxa de degradação, ou seja, mais rápida a taxa de consumo de oxigênio (VON SPERLING, 2014).

O coeficiente  $K_d$  pode ser estimado por diferentes métodos, os mais utilizados no passado foram: método da diferença de logaritmos de Fair (1936), método da inclinação de Thomas (1937), método dos momentos de Moore, Thomas & Snow (1950), método dos mínimos quadrados de Reed-Therriault apud Barnwell (1980) e método de Thomas de Metcalf

& Eddy (1981). Atualmente, o método mais usado é o de regressão não linear, em que a curva teórica é ajustada aos vários pontos experimentais de  $t$  e  $DBO(t)$ , permitindo a obtenção da estimativa simultânea dos valores dos parâmetros  $K_d$  e  $L_0$ . Para a estimação dos parâmetros  $K_d$  e  $L_0$  é necessário ter os valores de  $t$  e  $DBO(t)$ . Os valores típicos de  $K_d$  podem ser obtidos também pela Tabela 3.

Tabela 3 – Valores típicos de  $K_d$  em condições de laboratório (base e, 20°C)

Origem	$K_d$ (dia <sup>-1</sup> )
Esgoto bruto concentrado	0,35 - 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 - 0,40
Efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 - 0,20

Fonte: Adaptado de Fair *et al.* (1973) e Arceivala (1981) *apud* Von Sperling (2014)

Conforme Von Sperling (2014), o processo da reaeração atmosférica ocorre segundo a teoria de transferência de gases. Essa teoria explica que, quando a água é exposta a um gás, acontece um contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa até se atingir um equilíbrio dinâmico que define a concentração de saturação ( $C_S$ ) do gás na fase líquida.

Contudo, se houver algum consumo do gás dissolvido na fase líquida, o fluxo de transferência principal é na direção gás-líquido, a fim de restabelecer o equilíbrio. O processo de reaeração atmosférica se desenvolve segundo esse conceito. O consumo de oxigênio nos processos de estabilização da matéria orgânica faz com que as concentrações deste no meio líquido estejam abaixo da saturação e por isso há uma maior passagem do oxigênio atmosférico para a massa líquida (VON SPERLING, 2014).

A cinética de reaeração pode ser expressa segundo a Equação 5:

$$\frac{dD}{dt} = -K_r \cdot D \quad (5)$$

Onde:

$D$  = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação ( $C_S$ ) e a concentração existente em um tempo ( $C_t$ ) (mg/L);

$t$  = tempo (dia);

$K_r$  = coeficiente de reaeração (dia<sup>-1</sup>).

A Equação 5 mostra que há uma relação diretamente proporcional entre a taxa de absorção de oxigênio e o déficit existente. A integração da Equação 5, para  $D_0$  em  $t = 0$ , fornece a Equação 6 ou 7:

$$D = D_0 \cdot e^{-K_r \cdot t} \quad (6)$$

ou

$$C = C_S - (C_S - C_0) \cdot e^{-K_r \cdot t} \quad (7)$$

Onde:

$$D = C_S - C ;$$

$D_0$  = déficit de oxigênio inicial (mg/L);

$C$  = concentração de OD em um tempo  $t$  (mg/L).

O valor do coeficiente de reaeração em uma amostra d'água pode ser obtido por métodos estatísticos, os quais fundamentam-se na análise da regressão, seja na Equação original 7 (regressão não linear), seja em alguma transformação logarítmica da mesma (regressão linear). Os dados de entrada são os valores de concentração de OD a diversos  $t$ , já os dados de saída são a concentração de saturação ( $C_S$ ), em função da temperatura, e o coeficiente de reaeração ( $K_r$ ).

Para a simulação do oxigênio dissolvido em um curso d'água existem dois métodos que permitem estimar o valor do coeficiente  $K_r$ , os quais são valores médios tabelados e valores em função das características hidráulicas do corpo d'água correlacionados com a vazão.

Os valores médios de  $K_r$  para diversas características de corpos d'água são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores típicos de  $K_r$  (base e, 20°C)

Corpo d'água	$K_r$ (dia <sup>-1</sup> )	
	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: Adaptado de Fair *et al.* (1973) e Arceivala (1981) *apud* Von Sperling (2014)

A Tabela 4 mostra que os valores de  $K_r$  tendem a ser maiores em corpos d'água mais rasos e mais velozes, em razão da maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e

da criação de maior turbulência na superfície. É importante ressaltar que os valores típicos da Tabela 4 são comumente menores do que os estimados pelas características hidráulicas de um curso d'água, porém há indicativos de que em algumas situações (rios não profundos), os valores tabelados geraram ajustes melhores a dados medidos de OD do que valores obtidos pelas fórmulas hidráulicas.

Para os valores em função das características hidráulicas do corpo d'água a literatura apresenta diversas equações, conceituais e empíricas, relacionando  $K_r$  com a profundidade e a velocidade do curso d'água. Abaixo são apresentadas equações com faixas de aplicação que se complementam e para dados de entrada de fácil obtenção.

$$K_r = 3,93. v^{0,5}. H^{-1,5} \quad (8)$$

$$K_r = 5,0. v^{0,97}. H^{-1,67} \quad (9)$$

$$K_r = 5,3. v^{0,67}. H^{-1,85} \quad (10)$$

Onde:

$v$  = velocidade do curso d'água (m/s);

$H$  = altura da lâmina d'água (m)

A Equação 8 foi desenvolvida por O'Connor & Dobbins (1958) e apresenta uma faixa de aplicabilidade que varia de 0,6 m a 4,0 m para a profundidade e de 0,05 m/s a 0,8 m/s para a velocidade. A Equação 9, por sua vez, foi descrita por Churchill *et al* (1962) cuja faixa de aplicação da profundidade é a mesma da Equação 8 e a velocidade varia de 0,8 m/s a 1,5 m/s. No que se refere à Equação 10, apresentada por Owens *et al* (*apud* Branco, 1978; Chapra, 1997), a profundidade varia de 0,1 m a 0,6 m e a velocidade de 0,05 m/s a 1,5 m/s.

Além das equações 8, 9 e 10, destacam-se ainda as desenvolvidas por Tsivoglou e Wallace apresentadas por Thomann & Mueller (1987), que foram desenvolvidas especialmente para cursos d'água pequenos e rasos e mostram ser as mais precisas para estas condições (Equações 11 e 12).

$$\text{Rios pequenos: } K_r = 31,6. v. i \quad (0,03 \leq Q \leq 0,3 \text{ m}^3/\text{s}) \quad (11)$$

$$\text{Rios médios: } K_r = 15,4. v. i \quad (0,3 < Q \leq 8,5 \text{ m}^3/\text{s}) \quad (12)$$

Onde:

$i$  = declividade do curso d'água (m/km);

$Q$  = vazão do curso d'água ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

Ressalta-se que o  $K_r$  está relacionado à vazão, uma vez que essa está intimamente associada a velocidade ( $v$ ) e a profundidade ( $H$ ) do curso d'água. O método se fundamenta na determinação de  $K_r$  através das Equações hidráulicas 8, 9 e 10 para os pares de valores de  $v$  e  $H$  da série histórica dos dados fluviométricos disponíveis. Em seguida, realiza-se uma análise de regressão entre os valores de  $K_r$  adquiridos e os correspondentes valores de vazão  $Q$ , esta relação é descrita na Equação 13 a seguir:

$$K_r = m \cdot Q^n \quad (13)$$

Onde:

$Q$  = vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ );

$m$  e  $n$  = coeficientes da equação

A Equação 13 permite a obtenção do valor de  $K_r$  para quaisquer condições de vazão, especialmente para vazões pequenas, independente de existir informações de velocidade e profundidade.

É relevante destacar que a temperatura tem influência nos coeficientes  $K_d$  e  $K_r$  apresentados e, por isso, é necessária a correção desses coeficientes para a temperatura medida no curso d'água (Equação 14).

$$K_{xT} = K_{x20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (14)$$

Onde:

$T$  = temperatura do líquido ( $^{\circ}\text{C}$ );

$\theta$  = coeficiente de temperatura. Destaca-se que para a correção de  $K_d$  é utilizado  $\theta$  igual a 1,047 e para a correção de  $K_r$  é utilizado  $\theta$  igual a 1,024 (EPA,1987);

$K_{xT} = K_x$  a uma temperatura  $T$  qualquer ( $\text{dia}^{-1}$ );

$K_{x20} = K_x$  a uma temperatura  $T = 20^{\circ}\text{C}$  ( $\text{dia}^{-1}$ );

$K_x$  = coeficiente  $K_1$  ou  $K_2$ .

### 3.3 Autodepuração de cursos d'água

Autodepuração é a habilidade de se restabelecer um compartimento ambiental por mecanismos puramente naturais, os quais podem acontecer por processos físicos, químicos e biológicos (VARGAS & MARQUES, 2015), após o lançamento de poluentes. Conforme Von Sperling (2014), a autodepuração de corpos hídricos pode ser compreendida como um fenômeno de sucessão ecológica, no qual os corpos d'água possuem a capacidade de restabelecer o equilíbrio por meio de mecanismos naturais após as alterações provocadas por despejos. Segundo o mesmo autor, o efeito mais nocivo da poluição de um corpo hídrico por matéria orgânica é a redução dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), em termos ecológicos.

Segundo Santos *et al.* (2011), a concentração de OD em um curso d'água é a variável mais importante para definir a sua condição e analisar se o mesmo se encontra dentro ou fora dos limites da classe de seu enquadramento<sup>2</sup>. Ademais, Von Sperling (2014) ratifica que o fator mais relevante à preservação da fauna e flora aquática é exatamente o teor de oxigênio, o qual permite também indicar os níveis de estabilização de um curso d'água.

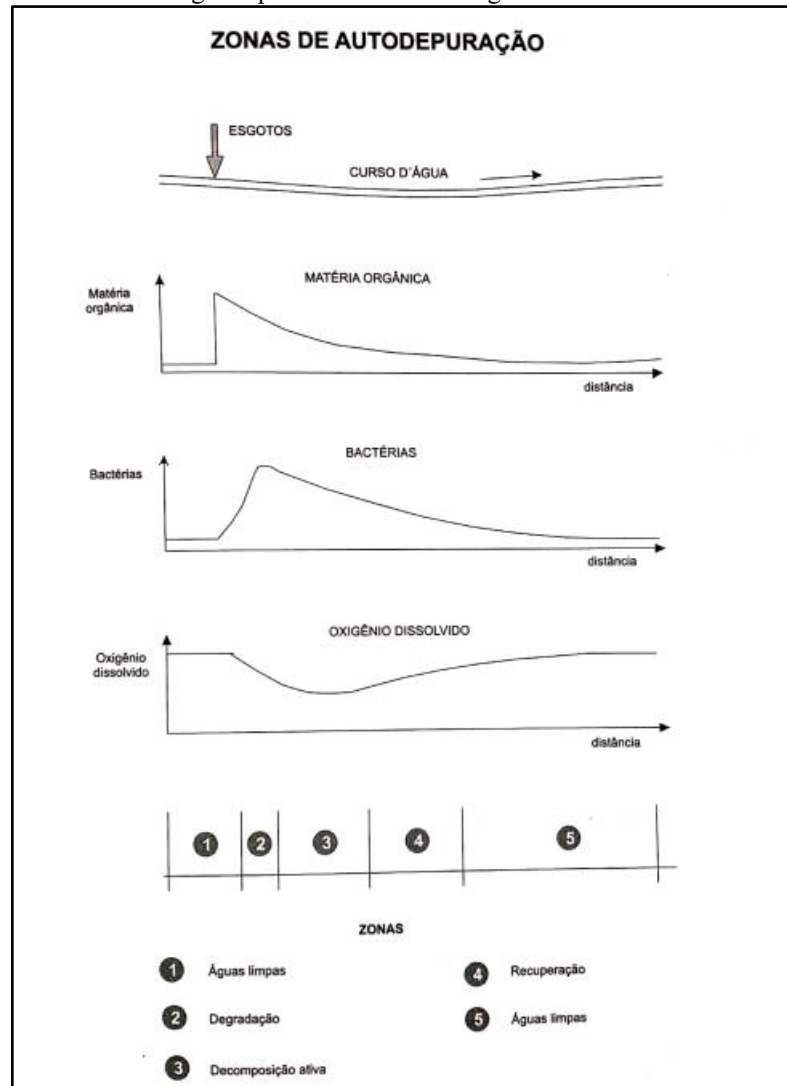
Contudo, sua concentração em corpos hídricos vem decrescendo devido o lançamento de esgotos domésticos nos rios, principal fonte de poluição hídrica de países em desenvolvimento (VON SPERLING, 2014). No Brasil, por exemplo, apesar das evoluções no setor da Engenharia Sanitária, observa-se que apenas 49,1% do esgoto gerado no país tem tratamento, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2019).

Nesse sentido, faz-se necessário explicar sobre os estágios de sucessão ecológica definidos por trechos, os quais estão diretamente ligados às fontes de poluição. Esses trechos são denominados de zonas de autodepuração, sendo elas: degradação, decomposição ativa, recuperação e águas limpas (VON SPERLING, 2014), vide abaixo.

---

<sup>2</sup>Sobre enquadramento dos corpos d'água em classes segundo seus usos preponderantes ver item 3.4 adiante.

Figura 1 – Delimitação das zonas de autodepuração. Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água



Fonte: Von Sperling (2014)

A Zona de Degradação se encontra logo após o lançamento de efluentes no curso d'água. Nesse trecho a quantidade de matéria orgânica está alta devido o recebimento de águas residuárias e, por isso, os microrganismos presentes nos efluentes iniciam o processo de decomposição de maneira lenta. Após um tempo, quando os seres decompositores (predominância de aeróbios) estão adaptados, há um aumento considerável do consumo de matéria orgânica, bem como, uma redução significativa do oxigênio dissolvido.

A Zona de Decomposição Ativa corresponde ao início da organização do ecossistema perturbado pelo lançamento de efluentes na zona anterior. Os microrganismos continuam desempenhando seu papel de decompositores da matéria orgânica, mas começam a decair em razão da redução na disponibilidade de alimentos, principalmente. O OD, por sua vez, atinge a menor concentração e, dependendo da quantidade de esgoto lançando, o OD pode



ser totalmente consumido, passando a atuar seres anaeróbicos. Nessa zona, a qualidade da água encontra-se em seu estado mais deteriorado.

Na Zona de Recuperação a matéria orgânica se encontra em grande parte estabilizada e, por isso, o consumo de oxigênio pelas bactérias é reduzido. Simultaneamente, a inserção de oxigênio atmosférico na massa líquida, que ocorre durante todo o processo de autodepuração, aumenta os teores de OD. É importante ressaltar que as condições anaeróbicas não ocorrem mais nessa zona. Desse modo, a água se apresenta mais clara e melhorada em sua aparência geral.

Na Zona de Águas Limpas no que se refere ao OD, à matéria orgânica, aos teores de bactérias e aos organismos patogênicos, o curso d'água volta a possuir as condições normais anteriores à poluição e, portanto, as águas estão limpas novamente.

### **3.4 Enquadramento dos corpos hídricos**

Segundo Silva & Albuquerque (2018), ao longo de 84 anos (período entre 1934 e 2018) diversos dispositivos legais foram determinados no que se refere à questão da qualidade de água no Brasil. O primeiro dispositivo legal foi estabelecido em 1934, o Código de Águas (BRASIL, 1934).

Em relação ao enquadramento dos corpos de água, o primeiro dispositivo com base legal em âmbito Federal ocorreu em 1976 pela Portaria do Ministério do Interior de nº 013 (CONEJO, COSTA & ZOBY, 2007). Em 1978, foi criado o Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH) pelo Ministérios de Minas e Energia e do Interior, com o intuito principal de classificar os cursos d'água da União, bem como realizar o monitoramento e o estudo integrado do uso racional dos recursos hídricos (BURSZTYN & ASSUNÇÃO NETA, 2001).

Em 1981, a Lei nº 6.938 estabeleceu a Política Nacional de Meio Ambiente e elaborou o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), cujo órgão consultivo e deliberativo é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Posteriormente, a classificação de corpos d'água estabelecida pela Portaria de 1976 foi substituída pela Resolução nº 20/1986 do CONAMA, no que se refere a classificação das águas e usos. Depois disso, observou-se uma mudança dos responsáveis por estabelecer o enquadramento dos corpos hídricos, a partir da Lei nº 9.433 de 1997 (Lei das Águas), visto que passou a ser desempenhado

pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e com participação da sociedade, que antes não ocorria.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), estabeleceu a resolução de nº 12 em 2000, a qual designou os procedimentos para o enquadramento dos cursos d'água em classes de qualidade. Em 2005, a Resolução nº 20/1986 do CONAMA foi revogada e substituída pela Resolução nº 357 CONAMA, que dispõe sobre classificação, enquadramento e condições para lançamento de efluentes (ANA, 2020). É importante ressaltar que, em 2008, foi editada a Resolução CNRH nº 91, que revogou a Resolução CNRH nº 12 de 2000 e aprimorou os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos, além de harmonizá-lo com a resolução nº 357 de 2005 do CONAMA, consolidando o enquadramento como um instrumento de planejamento (ANA, 2020).

Dessa maneira, de acordo com a Resolução nº 357 de 2005 as águas doces, salobras e salinas do Brasil são classificadas em treze classes, conforme a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. A tabela 5 apresenta essa classificação, a partir da qual se observa que quanto maior o número da classe, menor a exigência da qualidade da água.

Tabela 5 – Classificação dos corpos d'água em classes segundo seus usos preponderantes de acordo com CONAMA nº 327, 2005

	Água Doce	Água Salina	Água Salobra
Classe Especial	<ul style="list-style-type: none"> <li>abastecimento para consumo humano, com desinfecção;</li> <li>preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;</li> <li>preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;</li> <li>preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;</li> <li>preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.</li> </ul>
Classe 1	<ul style="list-style-type: none"> <li>abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;</li> <li>proteção das comunidades aquáticas;</li> <li>recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução nº 274 de 2000 do CONAMA;</li> <li>irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>recreação de contato primário, conforme Resolução nº 274 de 2000 do CONAMA;</li> <li>proteção das comunidades aquáticas;</li> <li>aquicultura e à atividade de pesca.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>recreação de contato primário, conforme Resolução nº 274 de 2000 do CONAMA;</li> <li>proteção das comunidades aquáticas;</li> <li>aquicultura e à atividade de pesca;</li> <li>abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado;</li> <li>irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins,</li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.</li> </ul>		campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.
Classe 2	<ul style="list-style-type: none"> <li>abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;</li> <li>proteção das comunidades aquáticas;</li> <li>recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução n° 274 de 2000 do CONAMA;</li> <li>irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;</li> <li>aquicultura e à atividade de pesca.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>pesca amadora;</li> <li>recreação de contato secundário.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>pesca amadora;</li> <li>recreação de contato secundário.</li> </ul>
Classe 3	<ul style="list-style-type: none"> <li>abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;</li> <li>irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;</li> <li>pesca amadora;</li> <li>recreação de contato secundário;</li> <li>dessedentação de animais.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>navegação;</li> <li>harmonia paisagística.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>navegação;</li> <li>harmonia paisagística.</li> </ul>
Classe 4	<ul style="list-style-type: none"> <li>navegação;</li> <li>harmonia paisagística.</li> </ul>		

Fonte: CONAMA (2005)

A Resolução n° 357/2005 do CONAMA apresenta valores limites aos parâmetros que influenciam na qualidade da água. A Tabela 6 indica os valores padrões dos parâmetros geralmente analisados, como demanda biológica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Tu), potencial hidrogeniônico (pH) e salinidade para corpos de água doce.

Tabela 6 – Padrões para classes de corpos de água doce segundo CONAMA n° 357 (2005)

Variáveis	Unidades	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
$DBO_{5d-20^{\circ}C}$	$mg L^{-1}$	$\leq 3,00$	$\leq 5,00$	$\leq 10,00$	—
OD	$mg L^{-1}$	$\geq 6,00$	$\geq 5,00$	$\geq 4,00$	$\geq 2$
Tu	UNT	$\leq 40$	$\leq 100$	$\leq 100$	—
pH	adimensional	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Salinidade	%	$\leq 0,5$	$\leq 0,5$	$\leq 0,5$	$\leq 0,5$

Fonte: CONAMA (2005)

É importante ressaltar o artigo 10 inciso 1° da referida resolução que diz o seguinte:

Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Alguns estudos realizaram o enquadramento de corpos d'água, instrumento de planejamento essencial na gestão dos recursos hídricos. O trabalho de Sabiá (2008), por exemplo, foi desenvolvido em um trecho do rio Salgado (Ceará) que possui uma sub-bacia de 3.012 km<sup>2</sup>, a fim de determinar o padrão de emissão de poluentes adequado à capacidade de autodepuração e, conseqüentemente, enquadrar o rio. O resultado obtido foi de que o rio Salgado possui condições de enquadramento na Classe III, conforme CONAMA n°357 (2005).

O estudo de Amorim *et al.* (2017), por sua vez, tinha como objetivo a realização do diagnóstico da qualidade das águas dos igarapés Precuá e Rabo de Porco ambos situados no Estado do Maranhão com área de drenagem de 23,4 km<sup>2</sup> e 41,2 km<sup>2</sup>, respectivamente. Os resultados obtidos enquadraram as águas predominantemente na classe 3, seguida da classe 2 segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005.

O enquadramento dos corpos d'água auxilia também na cobrança pelo uso da água como pode ser observado no trabalho de Silva & Ribeiro (2006). Nesse artigo os autores apresentam cenários de melhoria da qualidade da água para a bacia do rio Pirapama (PE), que possui uma área de drenagem de 312 km<sup>2</sup>, associados ao enquadramento dos cursos d'água para Classe 1, 2 e 3. Os autores concluíram que para atender aos objetivos de qualidade (Classe 2), as fontes potencialmente poluidoras devem efetuar o Tratamento Secundário e Terciário nas águas residuárias e, para isso é necessário cobrar dos poluidores US\$ 320,00/ton de DBO lançada no rio.

Alguns outros estudos realizaram a análise de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de cursos d'água conforme a Resolução n° 357/2005 do CONAMA. O trabalho de Fagundes, Mendes & Pereira (2016), por exemplo, foi desenvolvido em um trecho da bacia hidrográfica do rio Meia Ponte (GO) que possui uma área de aproximadamente 12.180 km<sup>2</sup>, a fim de classificar o trecho com base nos parâmetros estabelecidos pela Resolução n° 357/2005 do CONAMA. O resultado mostrou que temporariamente os parâmetros pH, turbidez e DBO atenderam os limites exigidos pelo CONAMA, porém a turbidez e o OD apresentaram distintas alterações ao longo do período analisado, provavelmente em decorrência do período chuvoso.

O estudo de Oliveira, Santos & Lima (2017), por sua vez, avaliou a qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA) de 510 km de extensão. Os autores analisaram parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, bem como, avaliaram o índice de Qualidade

de Água (IQA, *e.g.* VON SPERLING, 2014). Os resultados indicaram que os parâmetros temperatura, turbidez, pH, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio mineral estavam dentro dos padrões estabelecidos para águas de classe 2 pela Resolução n° 357/2005 do CONAMA. No entanto, os valores de coliformes fecais foram acima do permitido pela resolução tornando a água imprópria para usos primário e secundário, sem tratamento prévio.

A qualidade da água pode ser relacionada e avaliada em relação às atividades agrícolas como pode ser observado no trabalho de Brito *et al.* (2016). Nesse artigo os autores analisaram onze parâmetros, em três estações de monitoramento, para avaliar a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Betume (SE), que possui uma área de drenagem de 850 km<sup>2</sup>. Os autores concluíram que os baixos valores de OD no período seco e chuvoso e as altas concentrações de fósforo total no período seco ocorrem devido às interferências antrópicas e pela colheita de arroz, respectivamente.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

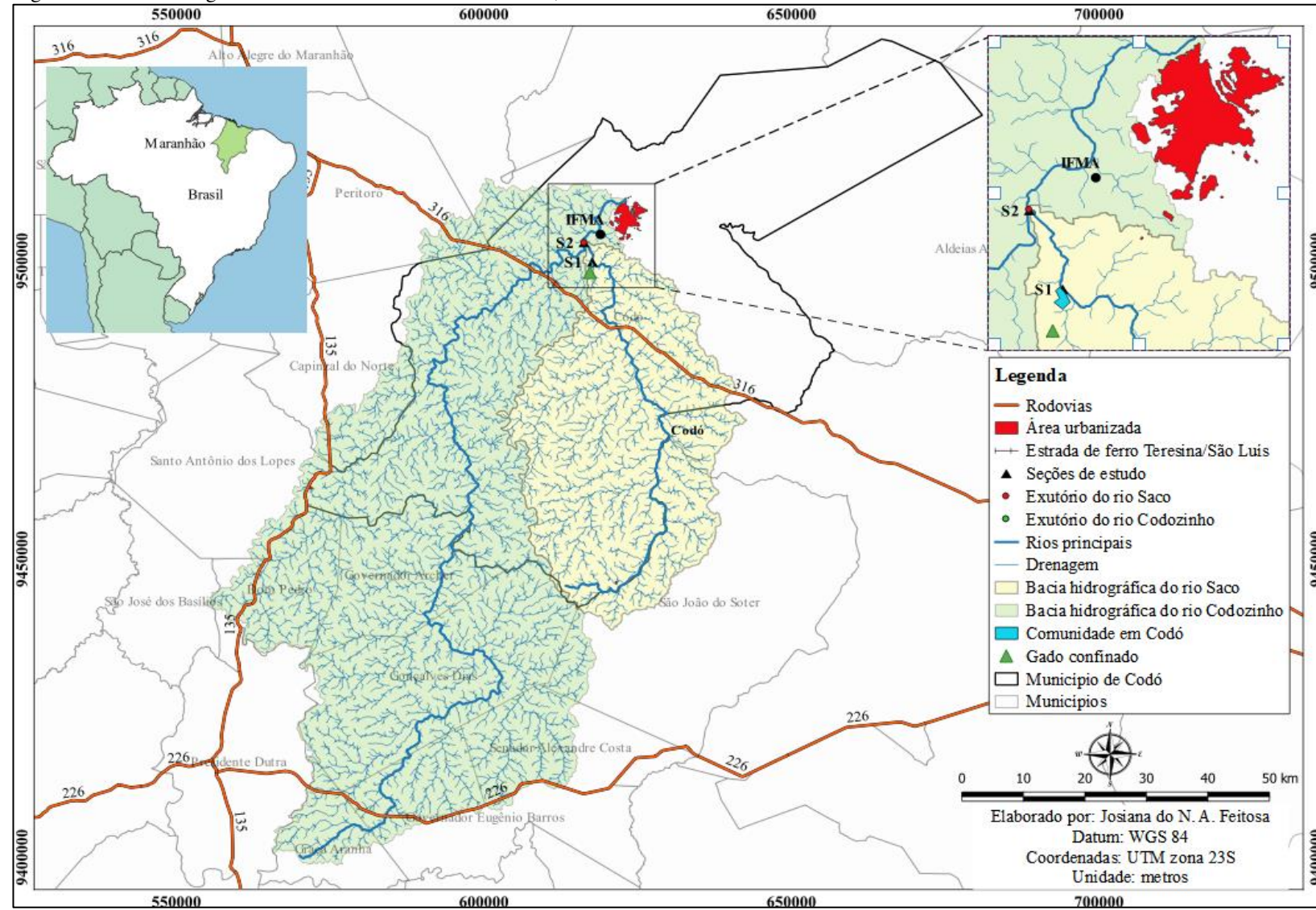
### 4.1 Área de estudo

O município de Codó está inserido na Mesorregião Leste Maranhense, Microrregião Codó, abrange uma área de 4.362 km<sup>2</sup>, com população de 118.038 habitantes e densidade demográfica de 27,06 habitantes/km<sup>2</sup> (IBGE, 2010). O município está localizado a 290 km de São Luís, capital do estado do Maranhão, e faz fronteira com os municípios de Timbiras, Coroatá e Chapadinha ao Norte, Peritoró a Oeste, Governador Arche e São João do Soter ao Sul e Caxias e Aldeias Altas ao Leste (NASCIMENTO, PICKBRENNER & PINTO, 2020).

O acesso a partir de São Luís é realizado pelas rodovias BR-135 e BR-316 até a localidade Dezesete, situada 46 km depois da cidade de Peritoró. Desse ponto, transcorrem-se 17 km pela MA-026 até a cidade de Codó, num percurso total de aproximadamente 290 km. Ressalta-se também a estrada de ferro Teresina/São Luís que passa na sede do município (CORREIA FILHO *et al.*, 2011).

A área foco de estudo foi um trecho do rio Saco – afluente do rio Codozinho – situado em Codó, onde foram realizadas medições e coletas nas seções 1 (9.499.678 S e 617.666 W) e 2 (9.502.950 S e 616.315 W). O rio Saco drena uma área de 1540 km<sup>2</sup>, tem perímetro de 326 km e possui rede de drenagem total de 1619 km, com exutório nas coordenadas 9.503.003 S (4°29'44,16" S) e 616.290 W (43°57'10,80" W). Ressalta-se que a seção 2 é próxima ao rio Codozinho, um dos principais afluentes do rio Itapecuru, que drena uma área de 4033 km<sup>2</sup>, perímetro de 687 km, rede de drenagem total de 4271 km, com exutório 9.510.277 S (4°25'47,28" S) e 623.103 W (43°53'25,80" W) vide Figura 2.

Figura 2 – Bacia hidrográfica do Rio Codozinho e do Rio Saco, Maranhão



Fonte: Elaborada pela autora

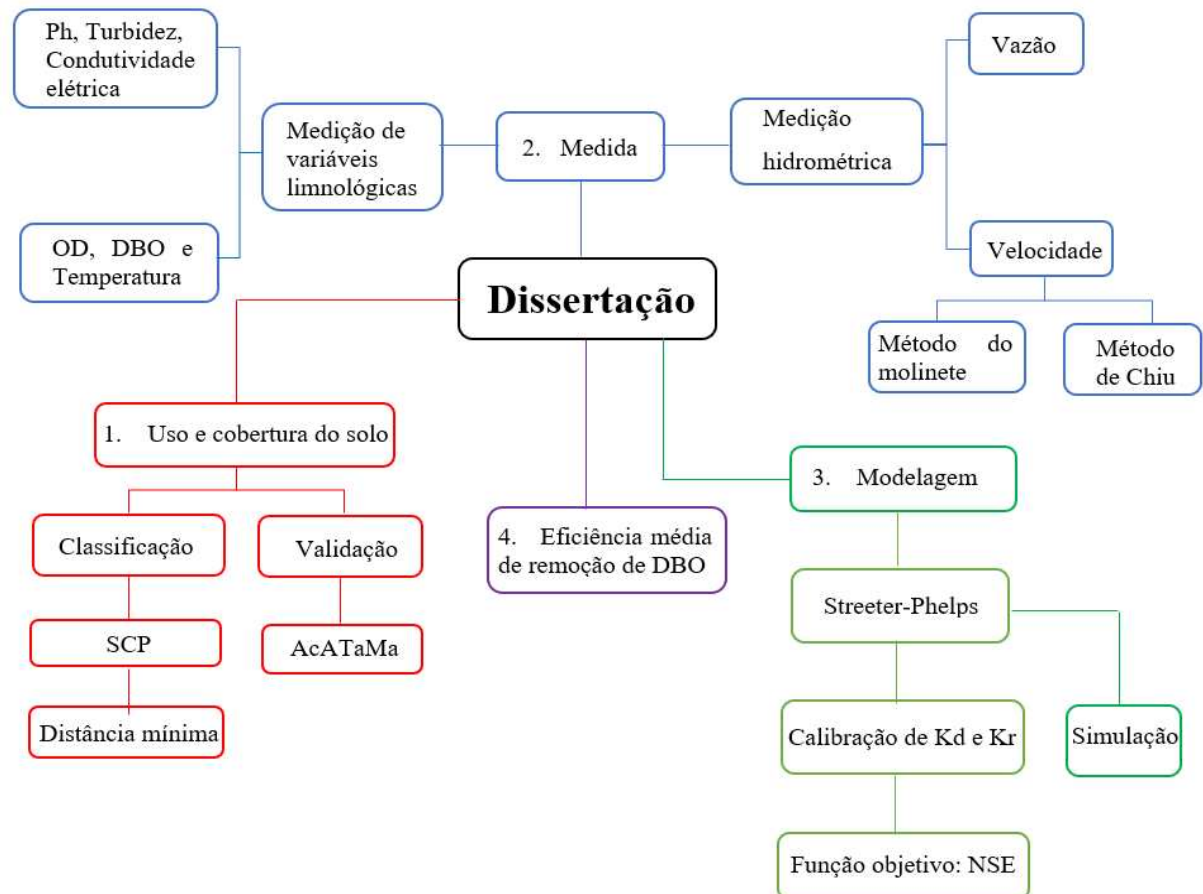


A vegetação predominante no município de Codó é a floresta aberta que abrange todo o vale do rio Itapecuru, cuja principais espécies arbóreas são a palmeira do babaçu e a carnaúba. É muito comum encontrar também a vegetação campos cerrados situada principalmente nas regiões leste, noroeste e sudoeste do município, sendo destaque as espécies Pequizeiro, Jatobá, Andiroba, além de outras frutíferas (CORREIA FILHO *et al.*, 2011).

Com altitude na sede de 47 m (CORREIA FILHO *et al.*, 2011; NASCIMENTO, PICKBRENNER & PINTO, 2020), o município apresenta um clima tropical subúmido que, conforme a classificação de Köppen é Am (CORRÊA, CARVALHO & MENDES, 2023). Codó apresenta temperatura média anual variando de 26° a 27° C, com precipitação pluviométrica definida pelo Regime Equatorial Continental, com variação anual entre 1.200 mm e 2.000 mm (CORREIA FILHO *et al.*, 2011). Segundo os mesmos autores, o período chuvoso da região ocorre durante os meses de dezembro a maio, alcançando maiores picos de chuva no mês de março. O período seco está concentrado no semestre de junho a novembro, com menor incidência de chuva no mês de agosto.

O estudo foi dividido em etapas, conforme fluxograma apresentado na Figura 3.

Figura 3 – Fluxograma do estudo






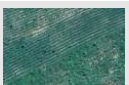



## 4.2 Uso e cobertura do solo

No que se refere ao uso e cobertura do solo foi realizada a classificação através do processamento de dados no Qgis utilizando *the Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)* por meio do algoritmo *minimum distance*. A imagem de satélite utilizada para classificação foi o produto multiespectral Landsat 8, sensor OLI (*Operational Land Imager*), órbita 220/063, do dia 18 de julho de 2023 obtida na plataforma *United States Geological Survey – USGS* (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). O critério de seleção da data foi fundamentado na data de aquisição mais próxima à coleta dos pontos *in loco* e *cloud free* (apresentando 1% de nuvens).

O critério utilizado para classificar o uso e cobertura do solo foi fundamentado no método de Chowdhury *et al.* (2020). De acordo com essa classificação a bacia foi caracterizada em cinco classes, sendo elas: áreas urbanizadas, corpos hídricos, vegetação densa, vegetação rala e solo exposto (Tabela 7). Além disso, nuvens e sombra de nuvens também foram classificadas, a fim de se evitar a sobreposição de classes. Enfatiza-se que pontos de agricultura não foram possíveis de coletar, visto que ficavam dentro de propriedades privadas, as quais não autorizaram a entrada.

Tabela 7 – Classe dos pontos coletados em campo

Classe	Descrição	Resolução espacial (m)
Área urbanizada	Áreas designadas como zona residencial, comercial, industrial, estradas e transporte.	
Corpo hídrico	Rio, lagos, lagoas e reservatórios, bem como áreas encharcadas e pantanosas durante a estação chuvosa e secas durante a estação seca, áreas chuvosa e secas durante a estação seca, áreas pantanosas perenes e vegetação ribeirinha.	
Vegetação densa	Áreas cobertas por vegetação natural, típica da região (mata dos cocais)	
Vegetação rala	Áreas cobertas por vegetação plantada ou vegetação de baixa estatura	
Solo exposto	Solo exposto e área estéril	

Fonte: Chowdhury *et al.* (2020) e Google Earth (2023)

Também foi efetuada a validação pela avaliação da acurácia temática para a classificação SCP por meio do AcATaMa (*Accuracy Assessment of Thematic Maps*) (Llano, 2018) complemento proposto por Stehman e Czaplewski (1998) e Olofsson *et al.* (2014). Para isso foram utilizados 91 pontos coletados ao longo da bacia do rio Saco obtidos com o auxílio de GPS (Global Positioning System) nos dias 5 e 9 de julho e 4 de agosto de 2023. Para cada

ponto coletado foram anotadas as coordenadas fornecidas pelo GPS e atribuída a classificação de uso e cobertura do solo.

### 4.3 Medidas

Inicialmente, as seções para as coletas de água e para as medições das variáveis limnológicas e hidrométricas foram definidas da seguinte forma: Seção 1 (S<sub>1</sub>), que está localizada na ponte que passa pelo rio Saco onde há lançamento de efluentes pela comunidade e pela presença de gado confinado e a Seção 2 (S<sub>2</sub>), que está localizada à montante do encontro dos rios Saco e Codozinho e fica a 3,53 km da S<sub>1</sub> (Figura 2). Essas seções foram selecionadas pois permite avaliar melhor a busca do equilíbrio entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio, ou seja, permite estimar de forma mais eficiente os coeficientes  $K_d$  e  $K_r$ .

#### 4.3.1 Medidas das variáveis limnológicas

Para obtenção do oxigênio dissolvido (OD) no rio Saco, foi utilizado inicialmente o oxímetro, equipamento portátil modelo “MO-900” que apresenta uma faixa de medição de 0 a 20,0 mg/L com resolução de 0,1 mg/L e precisão de  $\pm 0,4$  mg/L. Esse equipamento também serve para medir a temperatura do curso d’água, e apresenta faixa de medição de 0 a 50°C, com resolução de 0,1°C e precisão de  $\pm 0,8$  °C. No entanto, a medição do OD a partir do mês de julho foi realizada pelo método titulométrico Winkler modificação Azida em razão de problemas técnicos na sonda referente aos valores de OD (APHA, 1995).

No que se refere à DBO, utilizou-se a metodologia de *American Public Health Association* (APHA, 1995) que se fundamenta na diferença entre o oxigênio dissolvido inicial da amostra (diluída ou não) e o oxigênio dissolvido final, depois de um período de 5 dias a uma temperatura de 20°C na incubadora. Portanto, essa variável foi medida em laboratório. Além disso, para as amostras desse estudo realizou-se uma diluição de cinco vezes.

As amostras de água coletadas e armazenadas em frascos de materiais plásticos foram colocadas em uma caixa de isopor com gelo, a fim de conservar o material durante o traslado da coleta até o Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí (UFPI), onde as análises de DBO foram realizadas. Para a medição desse fator foi utilizado o medidor de oxigênio LineLab DO Eco, apresentando uma faixa de 0 a 20 mg/L, resolução de 0,01 mg/L

e precisão de  $\pm 2\%$  FS. Enfatiza-se que para a obtenção da amostra de água na seção 1 foi utilizada a garrafa de van Dorn (Figura 4) devido ao difícil acesso na seção da ponte.

Figura 4 – Garrafa de van Dorn coletando água nas proximidades da ponte (Seção 1 deste estudo)



Fonte: Elaborada pela autora

As coletas amostrais e as medições foram realizadas entre abril e dezembro de 2023 contemplando, tanto o período chuvoso (abril, junho, final de novembro e dezembro) quanto o período seco (julho a início de novembro), de modo a analisar os valores de OD, DBO e, conseqüentemente, a eficiência do processo de autodepuração do rio Saco.

Adicionalmente, obtiveram-se dados de pH, condutividade elétrica e turbidez nas seções S<sub>1</sub> e S<sub>2</sub>. O pH e a condutividade elétrica foram obtidos através da sonda multiparâmetro WTW modelo 740 InoLab. A turbidez, por sua vez, foi estimada pelo Turbidímetro Plus microprocessado Alfakit. A Tabela 8 apresenta as especificações desses aparelhos para cada uma dessas variáveis limnológicas.

Tabela 8 – Especificações dos equipamentos utilizados na obtenção das variáveis limnológicas

Variável	Equipamento	Faixa	Resolução	Precisão
pH	Sonda multiparâmetro (WTW-740)	0 - 14	——	——
Condutividade elétrica	Sonda multiparâmetro (WTW-740)	1 $\mu$ S/cm - 2S/cm	——	——
Turbidez	Turbidímetro Plus (Alfakit)	0 – 1000 NTU	0,01 NTU	——

Fonte: Elaborada pela autora

As variáveis limnológicas foram avaliadas conforme o padrão estabelecido na Resolução n° 357/2005 do CONAMA para águas doces de classe 2, visto que o rio Saco não foi enquadrado ainda.

#### 4.3.2 Medidas hidrométricas

Para a estimativa dos coeficientes  $K_d$  e  $K_r$  do rio Saco foi necessário medir a vazão e a velocidade média do rio no trecho em estudo. Os métodos utilizados para medir a vazão foram o do molinete hidrométrico e o da Equação proposta por Chiu, Hsu & Tung (2005). Para o método do molinete hidrométrico considerou-se que a vazão foi estimada a partir da medição da área molhada da seção e da velocidade média do fluxo que passa nessa seção (*e.g.* Santos *et al.*, 2001).

A área foi obtida a partir da medição da largura do rio e da profundidade em um número considerável de verticais ao longo da seção, na qual foi também efetuada a medição de velocidade com molinete hidrométrico, em um número significativo de pontos a diferentes profundidades, para obter a velocidade média na vertical.

A velocidade média vertical foi determinada em função do número de medições de velocidade e da posição, como o método detalhado, que fornece expressões para o cálculo da velocidade média para até seis pontos medidos em cada vertical (Tabela 9).

Tabela 9 – Cálculo da velocidade média na vertical (método detalhado)

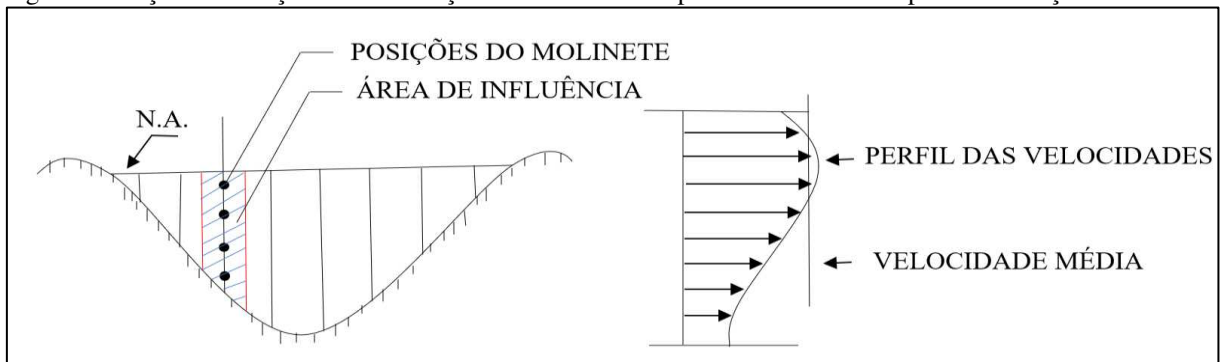
N° de pontos	Posição na vertical (*) em relação à prof. “p”	Cálculo da velocidade média na vertical	Profundidade (m)
1	0,6 p	$\bar{v} = v_{0,6}$	$\leq 0,5$
2	0,2 e 0,8 p	$\bar{v} = (v_{0,2} + v_{0,8})/2$	0,50 – 1,00
3	0,2; 0,6 e 0,8 p	$\bar{v} = (v_{0,2} + 2 v_{0,6} + v_{0,8})/4$	1,00 – 2,00
4	0,2; 0,4; 0,6 e 0,8 p	$\bar{v} = (v_{0,2} + 2 v_{0,4} + 2 v_{0,6} + v_{0,8})/6$	2,00 – 4,00
6	S; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 p, F	$\bar{v} = [v_S + 2 (v_{0,2} + v_{0,4} + v_{0,6} + v_{0,8}) + v_F]/10$	> 4,00

(\*) S – superfície; F – fundo

Fonte: Adaptado de DNAEE (1997) *apud* Santos et al. (2001)

A Figura 5 abaixo apresenta a seção de medição de uma estação fluviométrica e o perfil de velocidade.

Figura 5 – Seção de medição de uma estação fluviométrica e o perfil de velocidade aplicada na Seção 2



Fonte: Elaborada pela autora

Determinada a velocidade média de cada vertical e a área do setor obteve-se a vazão do setor representativo da vertical definida pelo produto da velocidade média pela área do setor. Por fim, estimou-se a vazão da seção transversal somando-se todas as vazões setoriais (Equação 15).

$$Q = \sum_{i=1}^n (\bar{V}_i \cdot A_i) \quad (15)$$

Onde:

$n$  = Número de setores;

$i$  = Setor;

$\bar{V}_i$  = Velocidade média setorial (m/s);

$A_i$  = Área molhada do setor (m<sup>2</sup>);

$Q$  = Vazão da seção (m<sup>3</sup>/s).

A partir da vazão da seção transversal pode-se obter a velocidade média na seção dividindo aquela pela área da seção (Equação 16).

$$\bar{V} = Q / \sum A_i \quad (16)$$

A medida da vazão pelo método de Chiu (2005), calculada partir dos valores de velocidade média e máxima, permitiu estimar o parâmetro  $M$ , característico de um curso d'água. Neste estudo, a velocidade máxima foi obtida através do flutuador enquanto a velocidade média foi adquirida por meio do método do molinete. A Equação 17 apresenta a relação das velocidades com o parâmetro  $M$ .

$$\frac{\bar{u}}{u_{m\acute{a}x}} = \phi = \frac{e^M}{e^M - 1} - \frac{1}{M} \quad (17)$$

Onde:

$\bar{u}$  = velocidade média da seção (m/s);

$u_{m\acute{a}x}$  = velocidade máxima da seção (m/s);

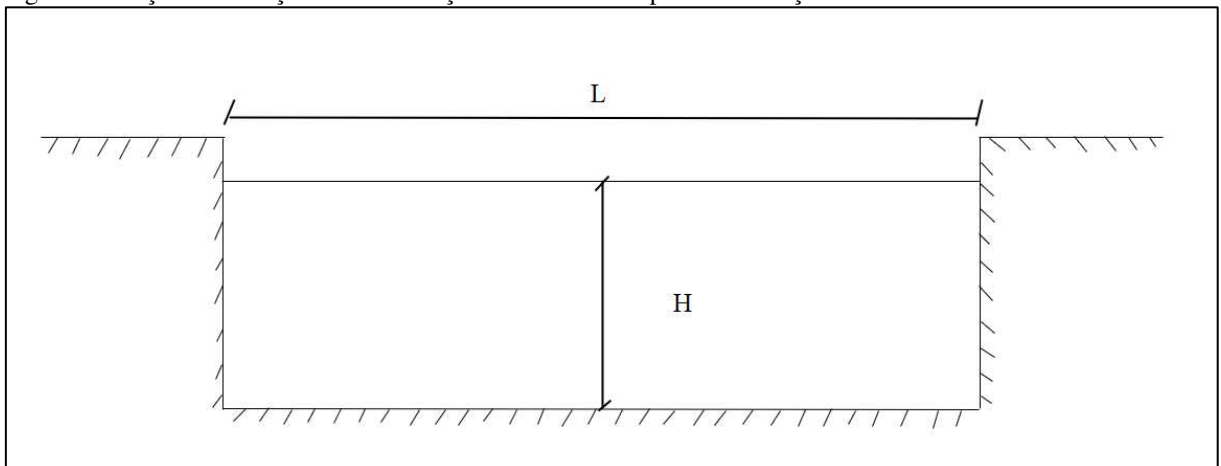
$\phi$  = razão entre as velocidades (adimensional);

$M$  = parâmetro de Chiu (adimensional).

O parâmetro  $M$  tende a ser invariante em uma seção de canal independentemente das condições de fluxo (CHIU, HSU & TUNG, 2005), ou seja, o  $M$  é um parâmetro que caracteriza determinado curso d'água. Desse modo, em momentos de altos fluxos em que a medição direta oferece dificuldade e risco, a velocidade média pode ser obtida a partir do produto de  $\phi = f(M)$  e da velocidade máxima.

Destaca-se que a velocidade média e a vazão na Seção 2 do estudo foram obtidas utilizando prioritariamente o método do molinete, ressalvado na campanha do dia 04/08/2023 em que se empregou o método do flutuador devido eventuais problemas no molinete. Todavia, na seção 1 o método do flutuador foi realizado em razão da dificuldade de acesso para efetuar medição direta, excetuando a medição direta (molinete) apenas no dia 16/06/2023. Na seção 1, as medições para a obtenção da área foram realizadas sobre a ponte, onde a profundidade foi medida por meio de fita métrica no espaço entre o assoalho do rio e a superfície do curso d'água, enquanto a largura foi determinada sobre o parapeito da ponte (Figura 6).

Figura 6 – Seção de medição de uma estação fluviométrica aplicada na Seção 1



Fonte: Elaborada pela autora

Essa etapa da pesquisa foi realizada concomitantemente às coletas amostrais no período seco e chuvoso com o intuito de obter a vazão para diferentes níveis d'água (ou cotas).

Ressalta-se que a precipitação é um fator que influencia na vazão de um rio e, por isso, adquiriu-se dados de precipitação do posto de Caxias (código: A237) na plataforma do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a fim de obter as precipitações diárias e mensais para o ano de 2023.

#### 4.4 Modelagem

A calibração foi realizada manualmente, ou seja, os parâmetros  $K_d$  e  $K_r$  do modelo tiveram valores iniciais estabelecidos conforme as faixas de valores encontrados na literatura, os quais foram alterados pela pesquisadora até que a curva simulada se ajustasse o melhor possível aos dados medidos em campo. A função objetivo utilizada nesse processo foi o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) que varia de menos infinito até um, este representando a máxima eficiência (NASH & SUTCLIFFE, 1970). Esse índice foi calculado em relação ao OD, a fim de obter o perfil mais ajustado aos dados reais do comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do tempo, sendo obtido pela Equação 18.

$$NSE = 1 - \frac{\sum(OD_{OBS} - OD_{SIM})^2}{\sum(OD_{OBS} - \overline{OD}_{OBS})^2} \quad (18)$$

Onde:

$OD_{OBS}$  = oxigênio dissolvido observado;

$OD_{SIM}$  = oxigênio dissolvido simulado;

$\overline{OD}_{OBS}$  = média do oxigênio dissolvido observado no período.

O critério de parada foi o de convergência de função, que está relacionado ao valor da função (NSE), ou seja, quando a eficiência do modelo não melhorar mais, a parada é efetuada.

Os coeficientes de desoxigenação e reaeração foram calibrados usando o modelo de Streeter-Phelps. Esse modelo permite descrever, teoricamente, o comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do tempo e do espaço após o lançamento de efluentes (TELES & SILVEIRA, 2006). O perfil de OD foi gerado a partir da Equação 19 baseada em Streeter & Phelps (1925).

$$C_t = C_s(t) - \left\{ \frac{K_d \cdot L_0}{K_r - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_r \cdot t}) + (C_s(0) - C_0(0)) \cdot e^{-K_r \cdot t} \right\} \quad (19)$$

Onde:

$C_t$  = Concentração de oxigênio ao longo do tempo (mg/L);

$C_s$  = Concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

$C_0$  = Concentração de oxigênio inicial (mg/L);

$L_0$  = DBO remanescente em  $t = 0$  (mg/L);

$K_d$  = Coeficiente de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ );

$K_r$  = Coeficiente de reaeração ( $\text{dia}^{-1}$ ).

$t$  = tempo de percurso (dia).

O parâmetro de concentração de saturação de oxigênio ( $C_s$ ) é em função da temperatura da água e da altitude, visto que em elevadas temperaturas e altitudes a concentração de saturação reduz. Como o município de Codó possui uma altitude média de 47 m (CORREIA FILHO *et al.*, 2011), próximo ao nível do mar, a altitude não influencia no valor de  $C_s$ . Desse modo, esse parâmetro foi definido apenas pela temperatura do curso d'água, segundo a Equação 20 baseada em Pöpel (1979).

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,777410^{-5} \cdot T^3 \quad (20)$$

Onde:

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

O tempo de viagem é obtido pela razão do comprimento do trecho em estudo (3,53 Km) e a velocidade média.

A simulação foi efetuada após a calibração dos coeficientes. A metodologia utilizada fundamentou-se em obter a quantidade de OD e DBO em cada trecho avaliado por meio de um incremento de DBO, cujo valor inicial foi definido pela autora. Em seguida, foram efetuados cálculos sucessivos até o último trecho, no qual foi obtido o erro de OD e DBO conforme a Equação 21.

$$\text{erro} = \text{ABS} \left( 1 - \frac{\text{Variável obtida no último trecho}}{\text{Variável inicial medida}} \right) \quad (21)$$

Onde: variável = OD ou DBO



#### 4.5 Eficiência média de remoção de DBO

A eficiência média de remoção de DBO foi analisada em função da razão entre a DBO máxima aceitável ( $L_{Cmáx}$ ) e a DBO proveniente dos efluentes gerados pela comunidade e gado confinado ( $L_c$ ) próximos à Seção 1 de estudo (Equação 22).

$$\eta = 1 - \frac{L_{Cmáx}}{L_c} \quad (22)$$

O valor da contribuição  $L_c$  foi avaliado pela Equação 23.

$$L_c = \frac{l_g \cdot N_g + l_p \cdot N_p}{Q_c} \quad (23)$$

Onde:

$N_g$  = número de cabeças de gado, adotou-se 4500;

$N_p$  = população da comunidade, consideraram-se 5 pessoas por residência e, portanto, contabilizaram-se 595 habitantes;

$l_g$  = carga de DBO em gramas por cabeça dia gerada pelo gado, adotamos  $378 \text{ g.cab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (FEPAM, 2004);

$l_p$  = carga de DBO em gramas por habitante dia gerada pela população, adotamos  $54 \text{ g.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (VON SPERLING, 2014);

$Q_c$  = vazão de contribuição do gado e população, calculada pela Equação 24.

$$Q_c = q_g \cdot N_g + q_p \cdot N_p \quad (24)$$

Onde:

$q_g$  = carga de DBO em litros por cabeça dia gerada pelo gado, adotamos  $1500 \text{ L.cab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (PHILIPPI JÚNIOR, ROMERO & BRUNA, 2004);

$q_p$  = carga de DBO em litros por habitante dia gerada pela população, adotamos  $200 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (TUCCI, 2017);

A  $L_{Cmáx}$ , por sua vez, foi obtida pela Equação 25.

$$L_{Cmáx} \leq \frac{5 \cdot (Q_M + Q_C) - (Q_M + L_M)}{Q_C} \quad (25)$$

Onde:

$Q_M$  = vazão mínima medida no rio;

$L_M$  =  $DBO_{mín}$  medida no rio.

O número de cabeças de gado foi obtido por comunicação pessoal junto aos moradores locais, que afirmam ter mais de 4000 bovinos em regime de produção intensiva. Os habitantes, por sua vez, foram estimados contabilizando-se o número de casas observadas no Google Earth, que foi de 119 moradias, e multiplicando essa quantidade pelo valor de 5 pessoas por residência, estabelecido pela autora. Isso foi realizado devido à ausência de relatórios publicados com esses dados e de resposta de órgãos da região.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Uso e cobertura do solo<sup>3</sup>

A bacia do rio Saco compõe 78,50% do município de Codó e apresenta predomínio de vegetação densa – áreas cobertas por vegetação natural, mais especificamente a mata dos cocais, ecótono entre os biomas: Amazônia, Cerrado e Caatinga – (56%), seguida de solo exposto – correspondendo a área estéril e de solo exposto – (23%) e da vegetação rala – áreas cobertas por vegetação plantada ou vegetação de baixa estatura – (15%). No entanto, a área urbanizada e de corpos hídricos apresentaram reduzida ocupação vide Tabela 10.

Tabela 10 – Área correspondente às classes de uso e cobertura do solo da bacia do Rio Saco em Codó

Classes	Bacia do Rio Saco	
	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Vegetação densa	859,64	55,81
Vegetação rala <sup>4</sup>	224,67	14,59
Solo exposto	360,89	23,43
Área urbana	35,36	2,30
Corpos hídricos	32,10	2,08
Nuvem <sup>5</sup>	15,44	1,00
Sombra de nuvem <sup>6</sup>	12,11	0,79

Fonte: Elaborada pela autora

A precisão (acurácia) global através do AcATaMa, que indica a proporção da área corretamente classificada (STEHMAN & FOODY, 2019), foi de 79%. Conforme Congalton e Green (1999), esse valor é considerado muito bom (71% - 80%), porém não alcançou a excelência (81% - 100%) devido as características do rio, que dificultou a sua precisão, e das confusões geradas entre classes.

Observou-se que a área de corpos hídricos deveria ser maior que a encontrada na classificação, isso porque a bacia do Rio Saco apresenta o rio principal e os afluentes estreitos o que, de acordo com Arvor *et al.* (2018), torna difícil a detecção desses alvos devido à resolução espacial de apenas 30 metros do Landsat-8, o que dificulta a separação precisa de corpos d'água pequenos e estreitos. Aliado a isso, há uma densa vegetação ao redor desses

<sup>3</sup> Um artigo derivado deste tópico foi submetido como: FEITOSA, J. N. A. *et al.* Mapeamento do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Saco, estado do Maranhão, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 58, n. 3 (2023).

<sup>4</sup> Áreas cobertas por vegetação plantada ou vegetação de baixa estatura. Destaca-se que pontos de agricultura não foram possíveis de coletar, visto que ficavam dentro de propriedades privadas, das quais não autorizaram o acesso.

<sup>5</sup>, <sup>6</sup> Nuvens e sombra de nuvens foram classificadas, a fim de se evitar a sobreposição de classes na classificação *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP)

corpos hídricos que torna a resposta espectral do espectro da água mais similar ao espectro de refletância da vegetação (BOCHOW *et al.*, 2012).

Além disso, notou-se a confusão entre vegetação rala e solo exposto que pode ser elucidada pela presença de extensas áreas com pastagem de capim plantado. Tal ocorre devido à existência de inúmeras propriedades rurais destinadas à criação de gado na região, incluindo um confinamento de grande escala que abriga mais de 4000 bovinos em regime de produção intensiva (Figura 7). A presença da pecuária bovina em uma determinada área resulta em uma vegetação de baixa estatura, que serve como fonte de alimentação para o gado ao mesmo tempo em que expõe o solo devido ao pisoteio induzido pelos animais.

Figura 7 – Gado confinado imediatamente a montante da seção 1, Codó, Maranhão



Fonte: Simplício (setembro de 2023)

## 5.2 Medidas

Foram efetuadas treze campanhas na área de estudo, sendo quatro durante o período chuvoso (abril, junho, final de novembro e dezembro) e nove durante a estação seca (julho a início de novembro), vide Tabela 11 abaixo. Em cada uma dessas campanhas foram realizadas medidas hidrométricas e coletas amostrais de água para análise das variáveis limnológicas.

Tabela 11 – Campanhas relacionadas aos períodos secos e chuvosos, Bacia do Rio Saco

Data	Período
17/04/2023	Chuvoso
16/06/2023	Chuvoso
14/07/2023	Seco
28/07/2023	Seco
04/08/2023	Seco
11/08/2023	Seco
18/08/2023	Seco
15/09/2023	Seco
22/09/2023	Seco
06/10/2023	Seco
17/11/2023	Seco
24/11/2023	Chuvoso
15/12/2023	Chuvoso

Fonte: Elaborado pela autora

No mês de junho a vazão do rio foi igual a 4,61 m<sup>3</sup>/s, alta em relação à média do período seco. Isso se deve provavelmente ao escoamento de base, uma vez que as precipitações haviam reduzido cerca de 145 mm em um mês. Também considerando o critério de taxa pluviométrica, a campanha do dia 24/11/2023 foi estabelecida no mesmo período (registro de 23,2 mm em uma semana).

### 5.2.1 Medidas limnológicas

As variáveis limnológicas correspondentes a condutividade elétrica, salinidade, turbidez e pH foram obtidas a fim de melhor entender a dinâmica da bacia do rio Saco, bem como caracterizar a área de estudo. A temperatura, por sua vez, foi uma importante variável, tanto na descrição das seções de estudo quanto na estimativa dos coeficientes  $K_d$  e  $K_r$ . A Tabela 12 apresenta a estatística dessas variáveis.

Tabela 12 – Estatística das medidas limnológicas para o Rio Saco

Atributos	Estatística	Rio Saco	
		Seco	Chuvoso
Condutividade elétrica (μS/cm)	n	9	4
	Min-Max	73,70-102,40	73,50-96,30
	Média ± DP	78,51±6,40	82,16±7,51
Salinidade (‰)	n	9	4
	Min-Max	0,02735-0,03911	0,02727-0,03658
	Média ± DP	0,02930±0,00262	0,03079±0,00307
Turbidez (UNT)	n	9	4
	Min-Max	7,50-27,20	7,17-27,85
	Média ± DP	21,30±4,95	17,50±8,47
pH	n	9	4
	Min-Max	6,41-6,92	6,38-6,94
	Média ± DP	6,65±0,14	6,68±0,22
Temperatura (°C)	n	9	4

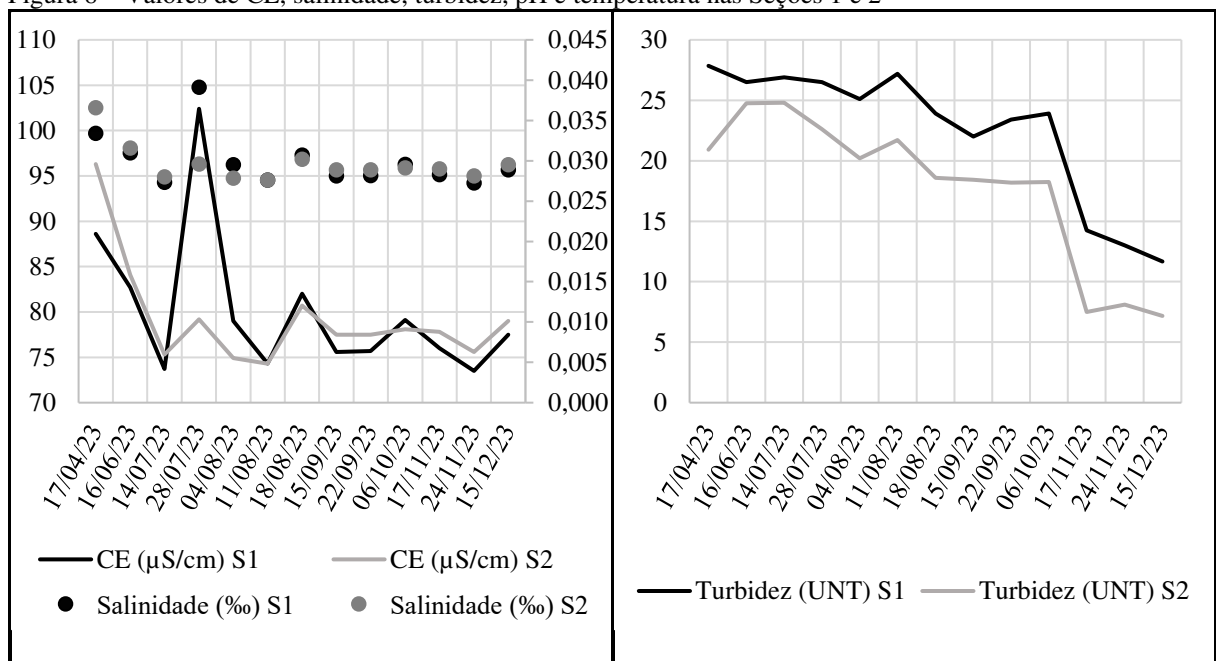
Min-Max	26,3-30,2	27,6-31,3
Média ± DP	27,2±0,98	28,9±1,38

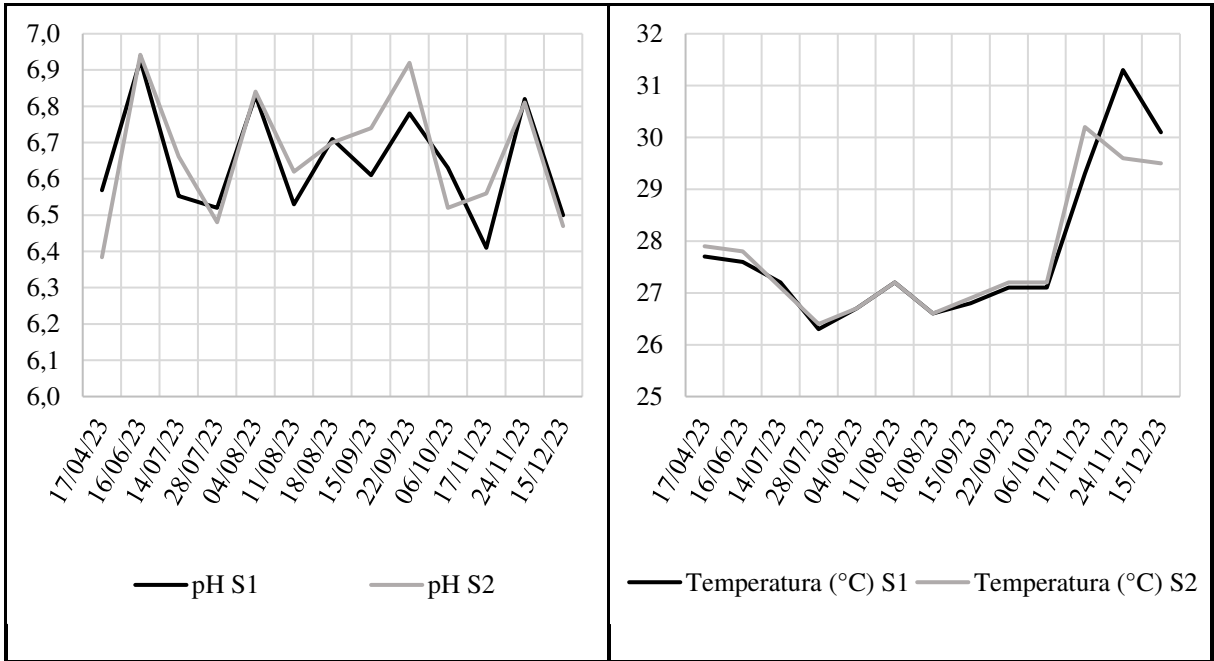
Fonte: Elaborada pela autora

A condutividade elétrica (CE) é a variável que relaciona a presença de íons dissolvidos na água indicando a salinidade (TOLEDO, 2019). Conforme a Tabela 12, a salinidade apresentou valores próximos para o período seco e chuvoso, sendo o período seco o que apresentou os maiores valores concordando com os estudos de Buzelli & Cunha-Santino (2013), Panhota & Bianchini Jr., (2003) e Rodgher *et al.* (2005), os quais declararam que a menor quantidade de chuvas resulta em maior concentração de sais.

Destaca-se o evento de 28/07/2023 (Figura 8), período em que a estação seca começou a se estabelecer, quando há um aumento significativo da salinidade obtida na Seção 1, o que se explica pela redução considerável da vazão do rio de 98% (Figura 9) em relação ao mês de abril e pela continuação do lançamento de efluentes na seção. Depois disso, observa-se uma variação mais constante da salinidade determinada pela CE. No entanto, os valores encontrados apresentaram-se, em todo o período do estudo, conforme os padrões da Resolução n° 357/2005 do CONAMA para rios de Classe 2, que é de até 0,5‰.

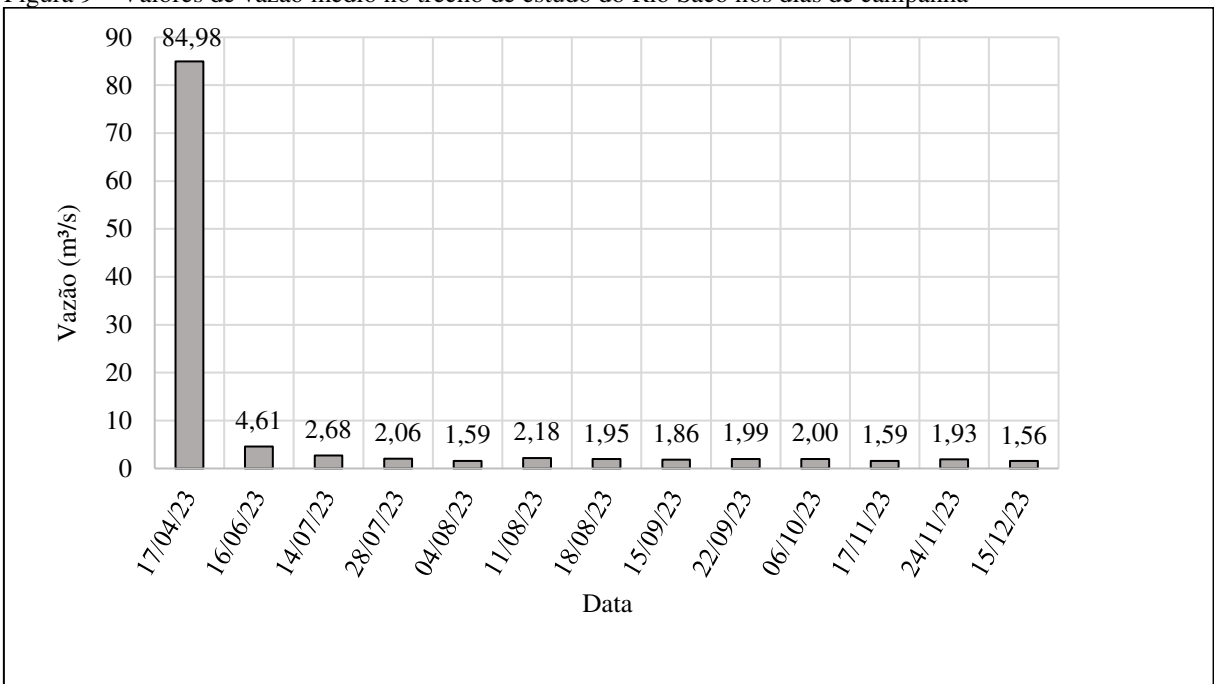
Figura 8 – Valores de CE, salinidade, turbidez, pH e temperatura nas Seções 1 e 2





Fonte: Elaborada pela autora

Figura 9 – Valores de vazão médio no trecho de estudo do Rio Saco nos dias de campanha



Fonte: Elaborada pela autora

A média da turbidez no trecho em estudo mostrou-se maior no período seco com 21,30 UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez), mas o desvio padrão indicou menor variação de turbidez quando comparado ao período chuvoso. A maior turbidez média nesse período acontece porque o lançamento de efluentes continuou a ocorrer enquanto o volume do rio reduziu e, por isso, observou-se uma quantidade de materiais sólidos em suspensão de modo



mais concentrada e evidente (Figura 10). No entanto, destaca-se que os maiores valores de turbidez absolutos foram registrados em parte do período chuvoso, o que se explica pelo transporte de contaminantes e materiais em suspensão até o corpo hídrico ocasionado pelas precipitações (PIRES, *et al.*, 2022).

Figura 10 – Presença de material sólido em suspensão na Seção 1 em 06/10/2023 (período seco)



Fonte: Elaborada pela autora

A Figura 10 apresenta materiais em suspensão na Seção 1, a qual recebe os efluentes provenientes do gado confinado (fonte pontual), e da comunidade (fonte difusa) e, por essa razão, apresenta turbidez maior que na Seção 2, tanto no período seco quanto chuvoso (Figura 8). Conquanto existam essas fontes poluidoras que ocasionam turbidez na água, os valores encontrados estão nos padrões da Resolução n° 357/2005 do CONAMA para rio de Classe 2, que é menor ou igual a 100 UNT.

Observa-se que o pH não sofreu grandes variações, apresentando um desvio padrão de apenas 0,14 e 0,23 para o período seco e chuvoso, respectivamente (Tabela 12). Verificou-se, também, que os valores obtidos em ambos os períodos são aceitáveis para o padrão do CONAMA 357/05, visto que estão dentro do limite de 6 a 9 estabelecido na Resolução. Nota-se que o pH mais próximo de 6, como encontrado no estudo, pode indicar maior presença de matéria orgânica, visto que essa ocasiona a redução do pH (TOLEDO, 2019).

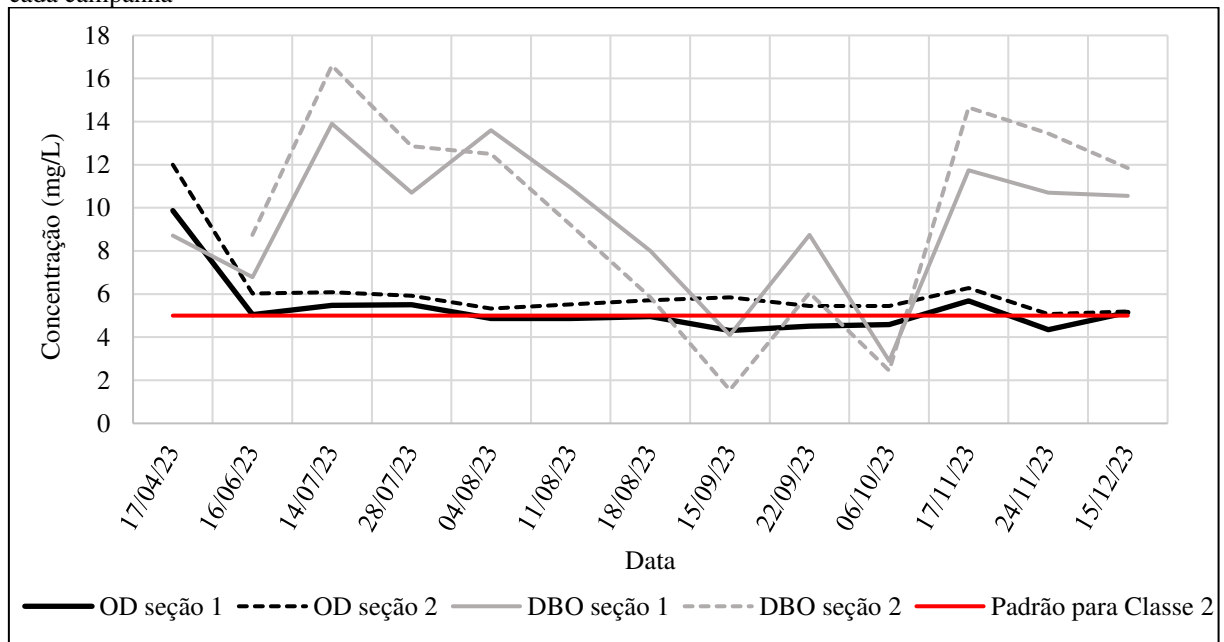
A temperatura da água apresentou valores que variaram de 26,3 °C a 31,3 °C (Tabela 12) em todo o período de estudo. Os maiores valores foram observados entre o final do



período seco, correspondente ao começo do mês de novembro e o início do período chuvoso, final do mesmo mês (Figura 8).

No que se refere ao OD medido, observam-se valores próximos em ambas as seções. No entanto, os valores obtidos na Seção 1 foram sempre menores quando comparados aos da Seção 2 (Figura 11), o que pode ser explicado pelo lançamento de efluentes a montante da primeira seção. Além disso, constata-se que os valores de OD obtidos na Seção 1 nos meses de agosto a outubro e no dia 24 de novembro estavam abaixo do recomendado na Resolução 375/2005 do CONAMA, enquanto todos os valores de OD na Seção 2 encontraram-se dentro dos padrões estabelecidos por essa norma, que é igual ou maior a 5 mg/L.

Figura 11 – Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) medidos nas Seções 1 e 2 de cada campanha



Fonte: Elaborada pela autora

Destaca-se, também, que no mês de abril o oxigênio dissolvido de ambas as seções difere das outras medidas, visto que alcançou valores mais elevados correspondendo a 9,87 mg/L e 12,00 mg/L nas Seções 1 e 2, respectivamente. Esses maiores valores no período chuvoso resultaram provavelmente do aumento da vazão (Figura 9), que ocasionou a maior velocidade e turbulência da água, podendo haver uma maior incorporação do OD no curso d'água.

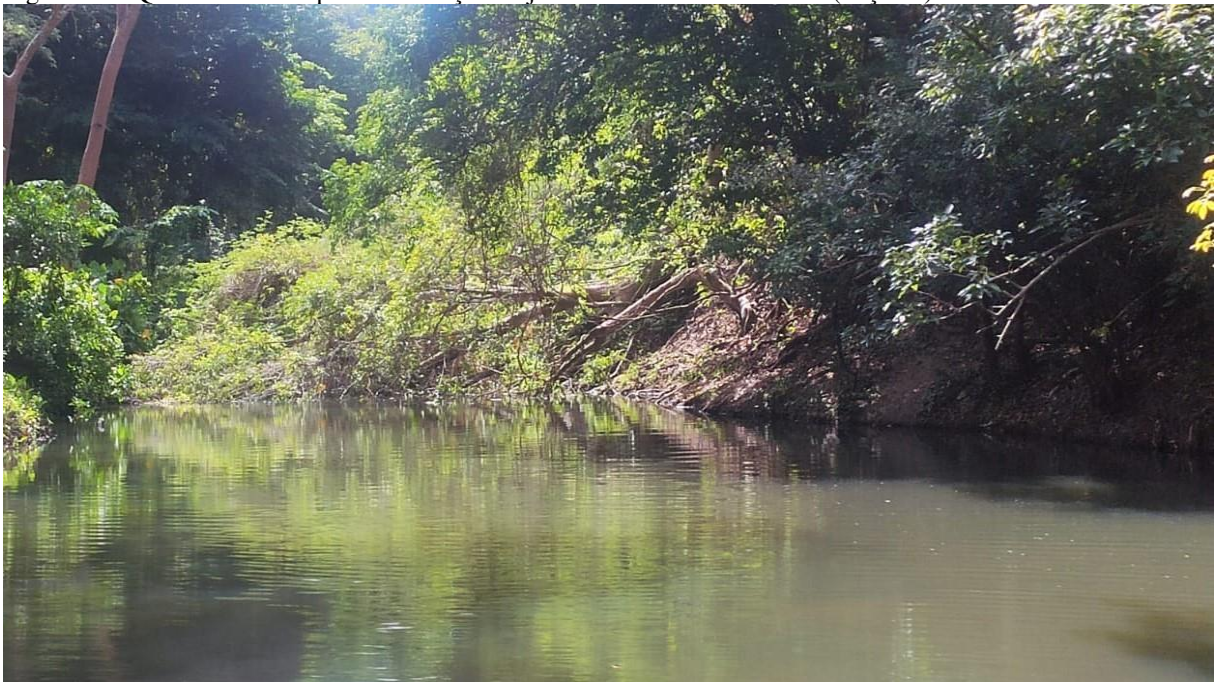
Um estudo realizado por Alencar *et al.* (2019), na baía de Guajará – Belém, PA, encontrou resultados semelhantes com o maior valor de OD no período chuvoso. SILVA *et al.* (2008), ao analisar a influência da precipitação da qualidade da água do rio Purus (MA)

chegaram à conclusão de que na estação chuvosa o OD aumenta. Essa relação é reafirmada por Veronez (2011), em sua análise da influência da precipitação pluviométrica e do uso do solo sobre a qualidade da água nas microbacias hidrográficas no nordeste paraense, Amazônia oriental.

A DBO, por outro lado, variou muito em todo o período do estudo (Figura 11). Os valores encontrados para a DBO nos meses de agosto a outubro foram maiores na Seção 1 do que na Seção 2, isso pode ser explicado pelo lançamento de efluentes que ocorre à montante da primeira seção, os quais propiciam uma maior quantidade de matéria orgânica.

No entanto, as demais medições apresentaram maiores valores na Seção 2. Isso pode ter ocorrido pela inserção de matéria orgânica entre os dois pontos de estudo, como uma árvore que caiu no rio (Figura 12). Inicialmente, em junho, a árvore ocupava apenas uma parte do curso d'água, foi quando detectou-se o primeiro valor de DBO maior na Seção 2 em relação à 1. No mês de julho, o tronco cedeu mais e a árvore passou de uma margem a outra, observou-se o mesmo comportamento para DBO. Nos meses de agosto a outubro, ocorreu provavelmente um reequilíbrio entre as fontes de produção e consumo de oxigênio tornando a DBO na Seção 2 menor que na Seção 1.

Figura 12 – Queda de árvore próxima à seção de jusante do trecho em estudo (Seção 2)

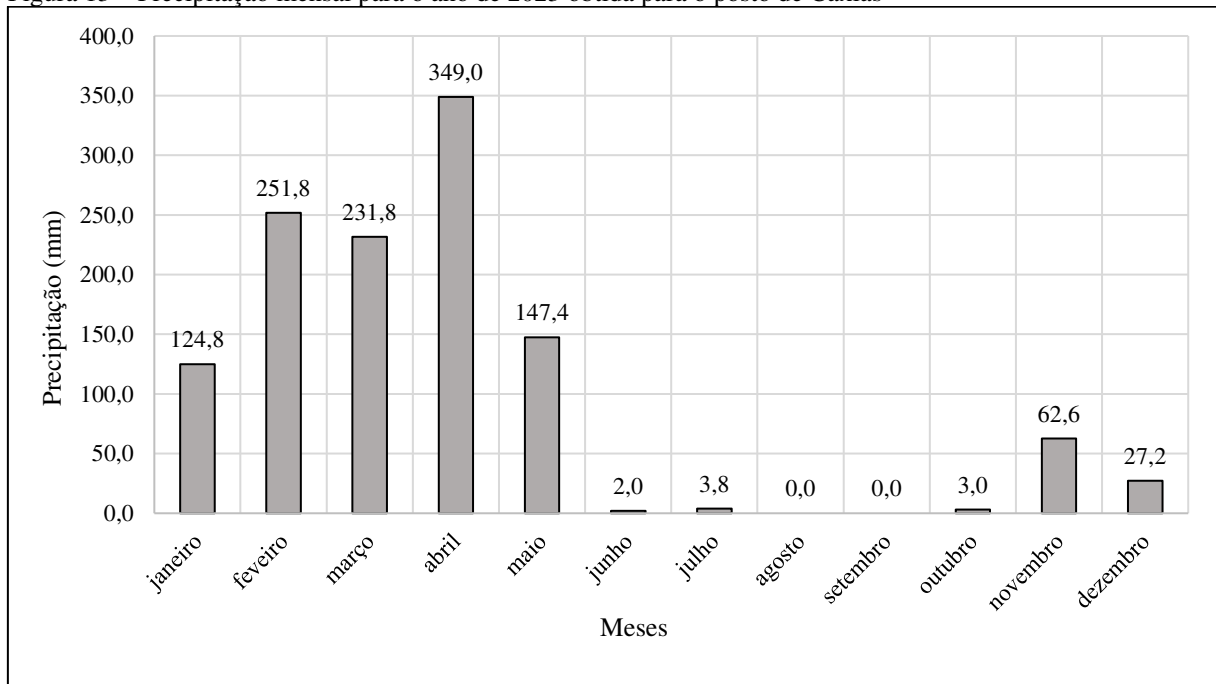


Fonte: Elaborada pela autora (dezembro de 2023)

Outro fator que pode explicar a maior DBO na Seção 2 é o período de transição entre os períodos seco e chuvoso, visto que a chuva transporta sedimentos e com eles nutrientes,

que aportam matéria orgânica (SILVA, *et al.*, 2008; CRUZ, RIBEIRO & GALIZONI, 2018; GARCIA & LONGO, 2020). Na Figura 13, podem ser observadas as precipitações mensais da área de estudo. Nota-se que, de outubro a novembro, houve um aumento de 59,6 mm na pluviosidade mensal, período no qual foi verificada DBO mais alta na Seção 2 que na Seção 1.

Figura 13 – Precipitação mensal para o ano de 2023 obtida para o posto de Caxias



Fonte: INMET, 2023

Os trabalhos de Vasco *et al.* (2011) na estação E3 na sub-bacia do rio Poxim (SE) e de Medeiros, Silva & Lins (2018) para a bacia do rio Longá (PI) encontraram resultados similares para a estação chuvosa, pois os maiores valores de DBO foram registrados nesse período e que se justifica pelo aumento do lançamento de partículas de solo e material orgânico no curso d'água, os quais elevam a carga orgânica.

No entanto, o habitual é a DBO apresentar menores valores no período chuvoso, visto que o aumento de vazão proporciona uma maior diluição da matéria orgânica, como pode ser observado nos estudos de Vasco *et al.* (2011) Rio Poxim (SE) e de Alencar *et al.* (2019) na análise de parâmetros de qualidade de água baía de Guajará – Belém, Pará.

No que se refere aos padrões estabelecidos pela Resolução 375/05 do CONAMA, apenas os valores de DBO medidos nos dias 15/09/2023 e 06/10/2023 estavam em conformidade, que é menor ou igual a 5 mg/L, vide Figura 11. Os demais valores encontrados para ambas as seções em estudo indicaram níveis inadequados de matéria orgânica para um curso de água doce Classe 2, atingindo um valor máximo de aproximadamente 17 mg/L.

### 5.2.2 Medidas hidrométricas

Para a estimativa do parâmetro  $M$  de Chiu, realizou-se primeiro a medida das velocidades máxima e média pelo método do molinete em cada campanha na Seção 2 (Figura 14 apresenta a topografia). Em seguida, foi realizada a média de todos os valores de  $M$  obtendo-se 2,16, uma vez que a razão média entre velocidades ( $\phi$ ) é igual a 0,67. Admitiu-se que o valor de  $M$  para a Seção 2 é igual ao as Seção 1 (Figura 15 apresenta a topografia), hipótese sugerida por Chiu, Hsu & Tung (2005). Assim, para se estimar a velocidade média (e, portanto, a vazão) na Seção 1, bastava estimar com acuidade a velocidade máxima, o que foi realizado por meio do flutuador. A Tabela 13 apresenta a velocidade média e vazão média do rio para cada campanha.

Figura 14 – Desenho esquemático da topografia da seção 2 do Rio Saco, Maranhão

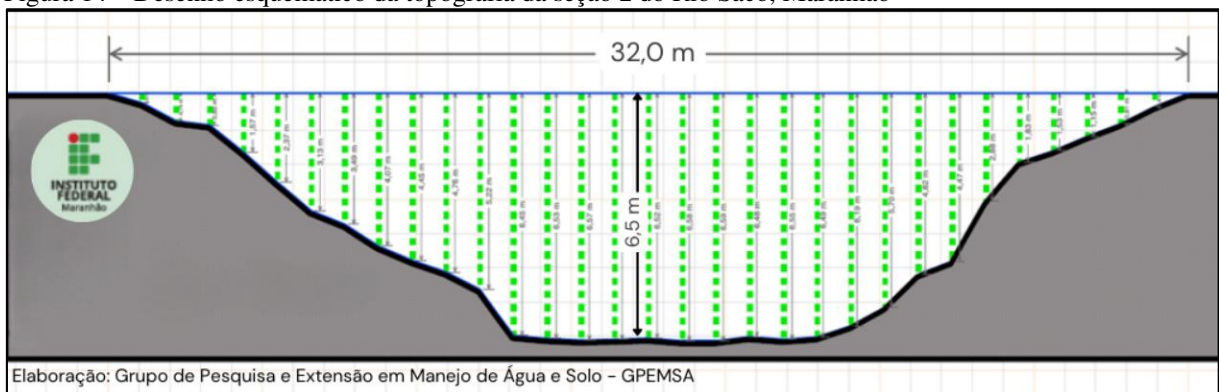
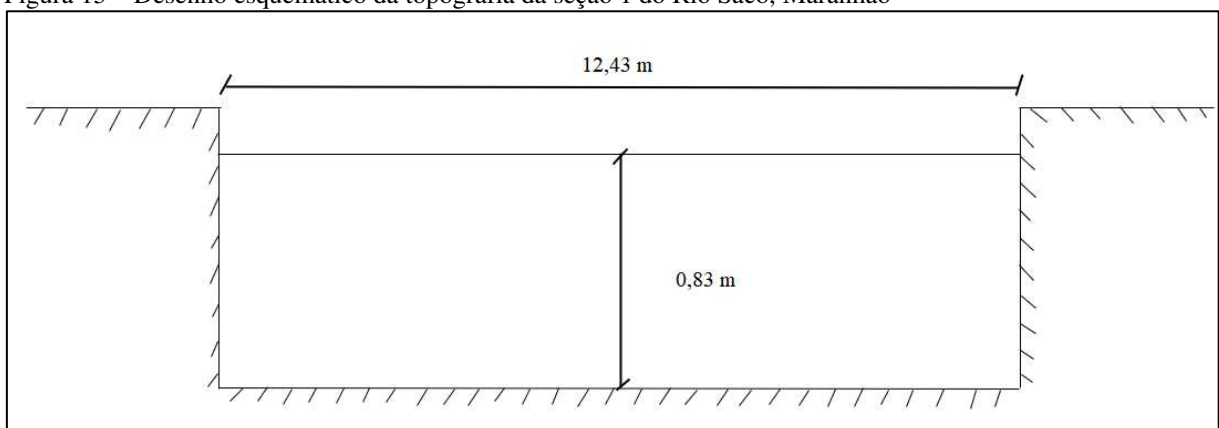


Figura 15 – Desenho esquemático da topografia da seção 1 do Rio Saco, Maranhão



Fonte: Elaborada pela autora

Tabela 13 – Velocidades e vazões das seções do Rio Saco, Maranhão, para o período de abril a dezembro de 2023

Data	V <sub>1</sub> (m/s)	V <sub>2</sub> (m/s)	V <sub>méd</sub> (m/s)	Q <sub>1</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Q <sub>méd</sub> (m <sup>3</sup> /s)
17/04/2023	-	0,67	0,67	-	84,98	84,98
16/06/2023	0,40	0,35	0,38	5,23	3,99	4,61
14/07/2023	0,28	0,25	0,27	3,08	2,28	2,68
28/07/2023	0,28	0,14	0,21	2,92	1,19	2,06
04/08/2023	0,17	0,12	0,15	1,81	1,37	1,59
11/08/2023	0,29	0,16	0,22	2,98	1,38	2,18
18/08/2023	0,26	0,14	0,20	2,71	1,19	1,95
15/09/2023	0,28	0,12	0,20	2,83	0,89	1,86
22/09/2023	0,33	0,11	0,22	3,12	0,86	1,99
06/10/2023	0,36	0,09	0,22	3,30	0,69	2,00
17/11/2023	0,34	0,07	0,20	2,69	0,48	1,59
24/11/2023	0,35	0,10	0,23	3,08	0,79	1,93
15/12/2023	0,30	0,08	0,19	2,53	0,59	1,56

Fonte: Elaborada pela autora

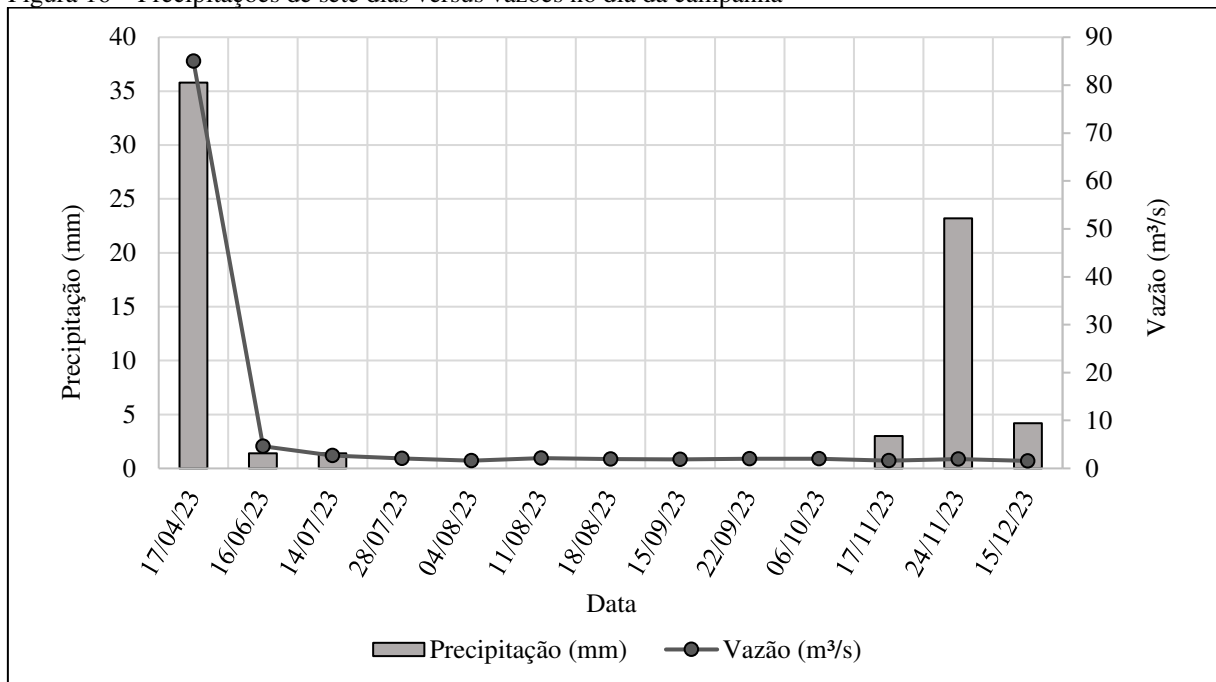
A velocidade mais elevada registrada foi em abril com 0,67 m/s correspondendo ao período de vazão mais elevada que foi aproximadamente de 85 m<sup>3</sup>/s. Nas campanhas seguintes observou-se uma redução considerável da velocidade apresentando uma média de 0,21 m/s no ano estudado. Apesar da velocidade mais significativa em 17/04/2023, o rio Saco apresenta regime subcrítico ou fluvial (AKAN & IYER, 2021), visto que o número de Froude (Fr) foi em média igual a 0,09, sendo que para a Seção 1 os valores mínimos e máximos foram de 0,06 e 0,13, respectivamente; e para a Seção 2 os valores mínimos e máximos foram de 0,03 e 0,13, respectivamente.

No que se refere à vazão, observou-se que na campanha de 17/04/2023 o valor estimado foi de 85 m<sup>3</sup>/s, correspondendo a um extremo hidrológico. Isso pode ser explicado por uma quadra chuvosa mais intensa no ano de 2023 destacando-se o mês de abril com uma precipitação de 349,0 mm (Figura 13). Além disso, a precipitação de sete dias (Figura 16), também revela que essa primeira campanha apresentou as maiores pluviosidades registrando 35,8 mm na semana da campanha. Segundo os moradores da região, o ano de 2023 registrou vazões históricas similares às dos anos de 1984 e 2009<sup>7</sup>. A Figura 17 ratifica as altas vazões, pois apresenta a marca d'água em uma residência uma semana antes da campanha de 17/04/2023, cerca de 6,90 m acima do seu nível no período seco de acordo com levantamento planialtimétrico.

<sup>7</sup> Essa informação foi obtida por meio de comunicação pessoal com moradores da proximidade do Rio Saco, na data de 17 de abril de 2023.



Figura 16 – Precipitações de sete dias versus vazões no dia da campanha



Fonte: Elaborada pela autora, baseado nos dados do INMET (<https://portal.inmet.gov.br/>)

Figura 17 – Marca d'água em uma residência situada muito acima do leito do Rio Saco. O evento em questão ocorreu em 10/04/2023 e a foto foi registrada uma semana depois



Fonte: Elaborada pela autora

Constatou-se também que na campanha do dia 24/11/2023 houve um aumento de precipitação semanal de 20,2 mm na semana desse campo em relação à campanha anterior realizada em 17/11/2023, que registrou 3,0 mm em sete dias (Figura 16). No entanto, a vazão apresentou um acréscimo de apenas 0,34 m³/s entre as duas medições, isso provavelmente

ocorreu porque parte da precipitação foi retida pela superfície da vegetação (interceptação) e parte infiltrou no solo, posto que ainda prevalecia a estação seca (VILLELA & MATTOS, 1975; TUCCI, 2004; BALBINOT *et al.*, 2008; BRITTO, BAPTISTA & LIMA, 2019).

### 5.3 Modelagem

#### 5.3.1 Calibração

Para começar o processo de calibração foi necessário escolher valores iniciais para os coeficientes de desoxigenação  $K_d$  e de reaeração  $K_r$ . O coeficiente de desoxigenação preliminar foi adotado a partir da Tabela 3 e dos valores apresentados por Chapra, enquanto o coeficiente preliminar de reaeração foi por meio da Tabela 7 usando-se a equação de O'Connor & Dobbins (1958). Por meio da literatura, portanto, foi possível estimar os valores mínimos, intermediários e máximos (Tabela 14). Foram utilizados como ponto de partida para a calibração os valores máximos de  $K_d$  e  $K_r$ . Ressalta-se que esses valores correspondem à temperatura de 20°C e, portanto, foi necessário corrigi-los para a temperatura medida no curso d'água, ou seja, de 27,7°C em média.

Tabela 14 – Valores iniciais para os coeficientes  $K_d$  ( $\text{dia}^{-1}$ ) e  $K_r$  ( $\text{dia}^{-1}$ )

	$K_d^{20^\circ\text{C}}$ ( $\text{dia}^{-1}$ )	$K_d^{27,7^\circ\text{C}}$ ( $\text{dia}^{-1}$ )	$K_r^{20^\circ\text{C}}$ ( $\text{dia}^{-1}$ )	$K_r^{27,7^\circ\text{C}}$ ( $\text{dia}^{-1}$ )
Mínimo	0,35	0,50	0,44 <sup>2</sup>	0,53
Médio	0,43	0,61	0,73 <sup>2</sup>	0,88
Máximo	0,50 <sup>1</sup>	0,71	1,89 <sup>2</sup>	2,27

Fonte: Elaborado pela autora

Nota: <sup>1</sup>Utilizado o valor baseado em Chapra (1997) ao invés do valor máximo apresentado na Tabela 3 para esgoto bruto concentrado, como forma de ampliar o intervalo do coeficiente. <sup>2</sup> Considerou-se o intervalo de valores da equação de O'Connor e Dobbins.

Os dados hidrométricos e limnológicos de entrada para a equação de Streeter Phelps foram apenas os obtidos no período seco (julho a início de novembro). A Tabela 15 apresenta os cálculos base para a obtenção dos coeficientes  $K_d$  e  $K_r$  calibrados.

Tabela 15 – Dados de cálculo para obtenção dos coeficientes  $K_d$  e  $K_r$  calibrados

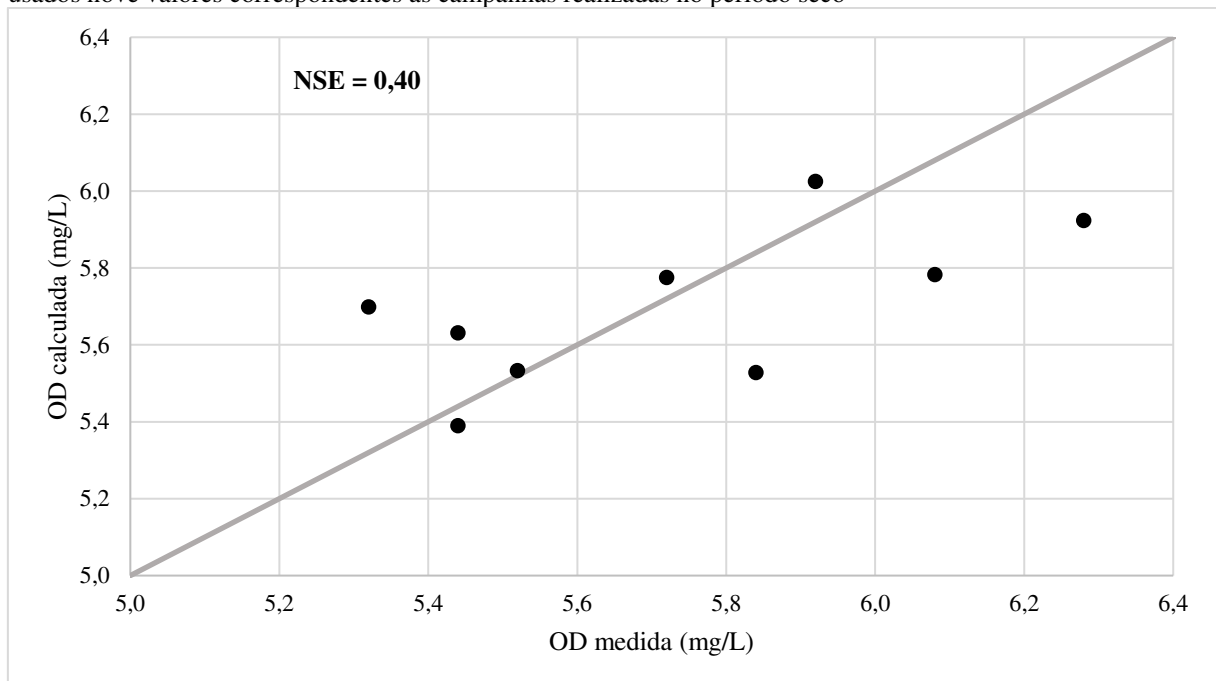
Data	Cs (mg/L)	Lo (mg/L)	$u_{med}$ (m/dia)	t (dias)	OD <sub>1</sub> (mg/L)	OD <sub>2</sub> (t) med
14/07	7,85	13,90	23206	0,15	5,48	6,08
28/07	7,97	10,70	18083	0,20	5,50	5,92
04/08	7,92	13,60	12783	0,28	4,87	5,32
11/08	7,84	10,93	19423	0,18	4,87	5,52
18/08	7,93	8,00	17698	0,20	4,95	5,72
15/09	7,89	4,10	17255	0,20	4,31	5,84
22/09	7,85	8,75	19021	0,19	4,51	5,44

06/10	7,85	2,90	19321	0,18	4,59	5,44
17/11	7,47	11,75	17650	0,20	5,68	6,28

Fonte: Elaborada pela autora

Os valores dos coeficientes  $K_d$  e  $K_r$  foram calibrados, utilizando-se “atingir meta” do Excel, sendo iguais a  $0,22 \text{ dia}^{-1}$  e  $2,32 \text{ dia}^{-1}$ , respectivamente. É importante evidenciar que  $K_d$  foi o parâmetro mais sensível, visto que variou mais e se distanciou dos valores da literatura, pois o mínimo foi de  $0,50 \text{ dia}^{-1}$ . Por outro lado, o valor de  $K_r$  foi bem próximo ao encontrado pela equação de O’ Connor e Dobbins que é de  $2,27 \text{ dia}^{-1}$ . Os valores dos coeficientes calibrados corresponderam ao NSE igual a 0,40. A Figura 18 exibe a correlação entre os valores medidos de oxigênio dissolvido e os valores simulados de OD usando-se o modelo Streeter-Phelps (Equação 19) com os parâmetros calibrados ( $K_d$  e  $K_r$ ) nessa pesquisa.

Figura 18 – Correlação entre oxigênio dissolvido medido e OD calculado pela Equação 19. Observe-se que foram usados nove valores correspondentes às campanhas realizadas no período seco



Fonte: Elaborado pela autora

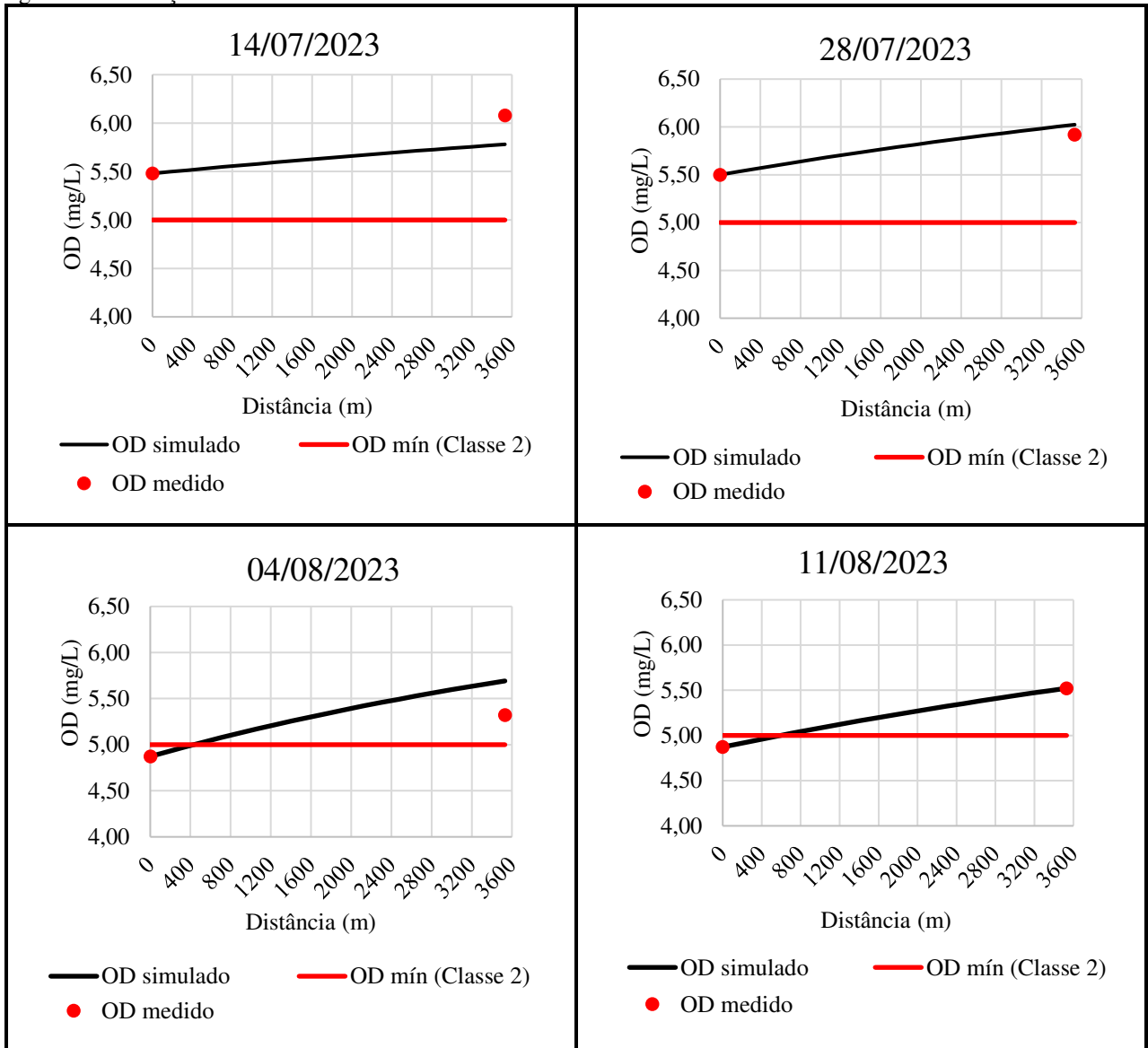
Na Figura 18 pode-se observar que houve uma correlação boa e aceitável entre as concentrações medidas e aquelas calculadas pela Equação 19 de Streeter & Phelps (1925). Conforme Moriasi *et al.* (2012), valores de NSE entre 0,0 e 1,0, para níveis de desempenho de modelos, são considerados bem aceitáveis para a representação e previsão de dados de campo (VALÉRIO & FRAGOSO JÚNIOR, 2014; TEIXEIRA *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2022).

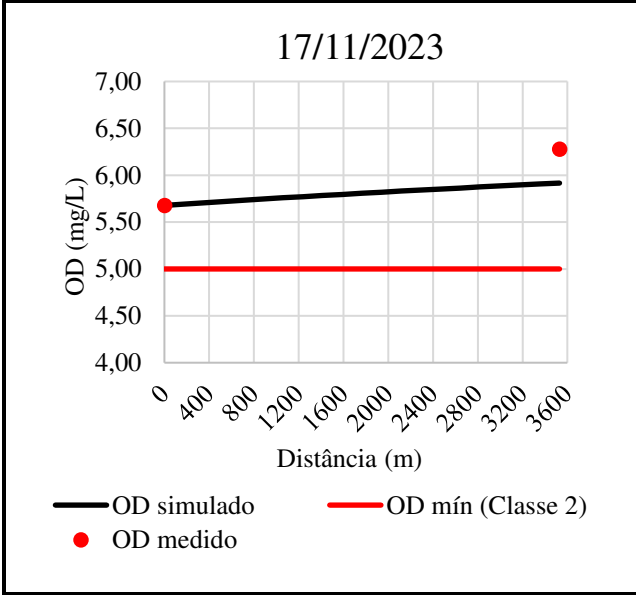
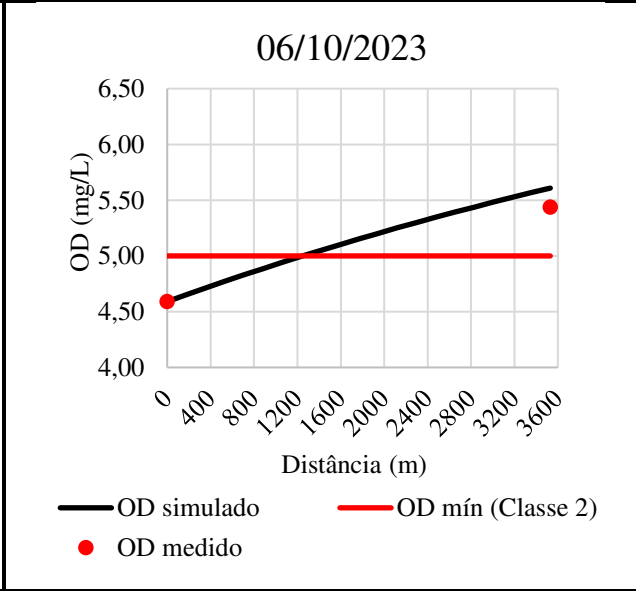
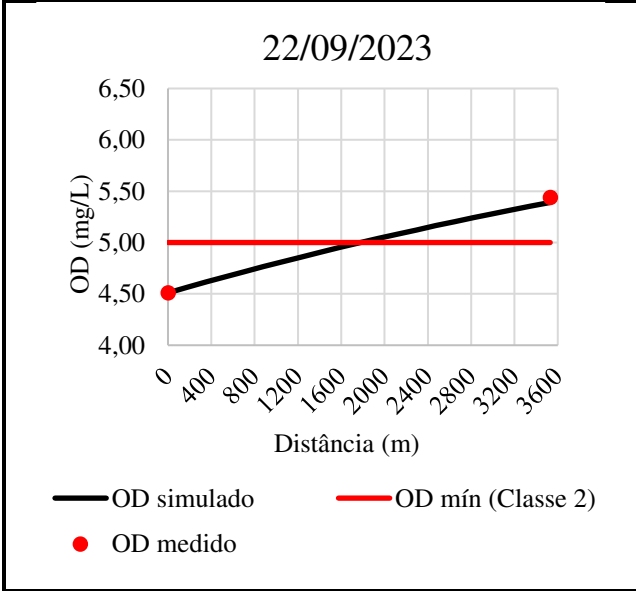
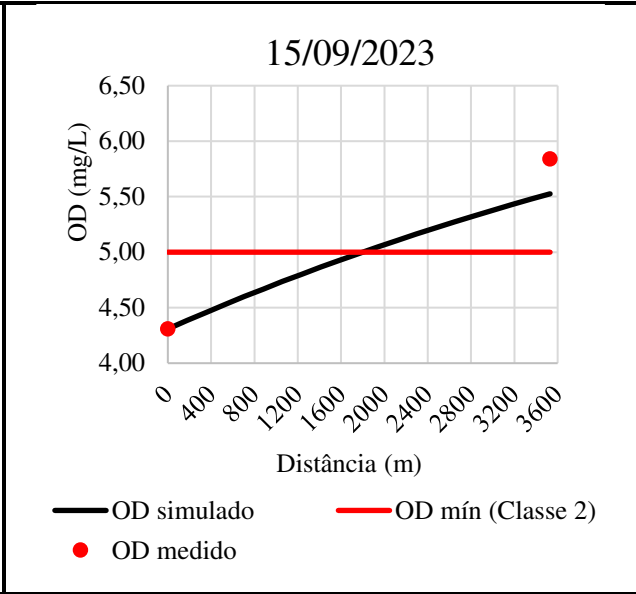
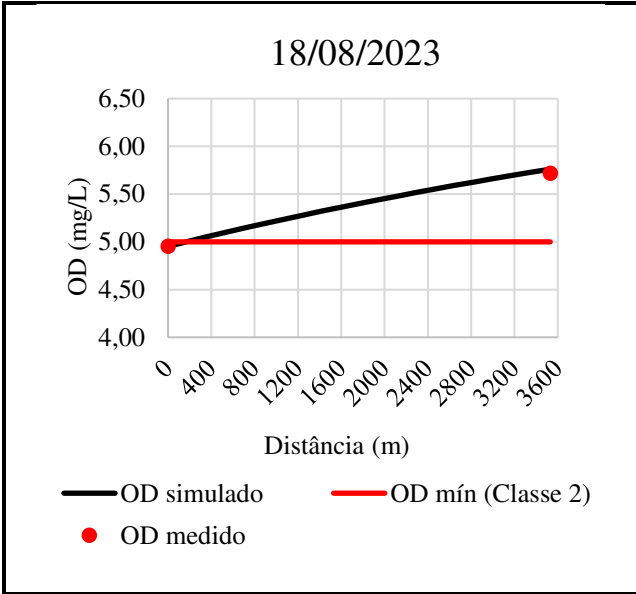


O ponto que mais dispersou foi o de coordenadas (5,32; 5,70) correspondente à campanha do dia 04/08/2023, cujo motivo não foi identificado no âmbito dessa pesquisa. Os demais pontos se ajustaram bem, em especial, o do dia 11/08 de coordenadas (5,53; 5,52), seguido dos pontos do dia 18/08 (5,72; 5,78) e 22/09 (5,44; 5,39).

A Figura 19 apresenta separadamente os pontos medidos e calculados de cada campanha do período seco ao longo do trecho de estudo (3530 metros), bem como possibilita verificar o atendimento ou não ao limite mínimo de OD estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005 para Classe 2, o qual que deve ser igual ou maior a 5 mg/L.

Figura 19 – Valores de oxigênio dissolvido (OD) medidos e calculados pela Equação 19 (Streeter-Phelps) usando-se os parâmetros (coeficientes de desoxigenação e reaeração calibrados no âmbito dessa pesquisa) ao longo do trecho em estudo do Rio Saco, Maranhão. As linhas vermelhas horizontais indicam o valor de OD limite para atendimento da Classe 2 segundo a Resolução CONAMA n° 375/2005

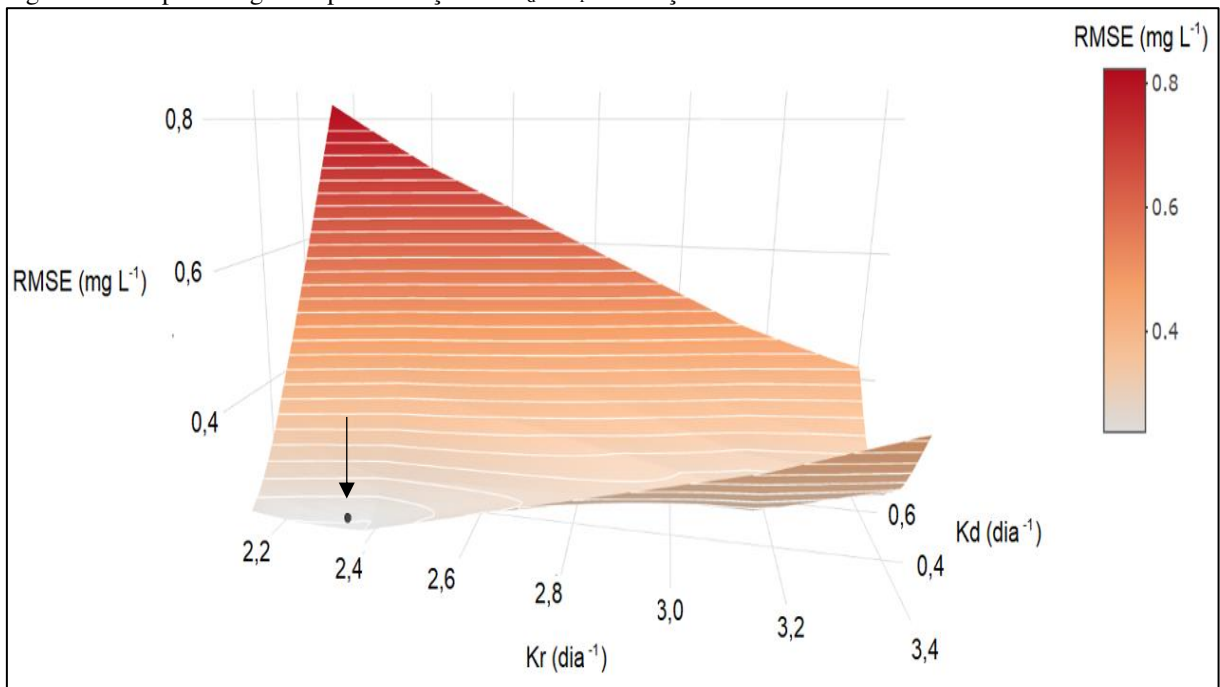




A partir da Figura 19 nota-se que nos dias 14 e 28 de julho e 17 de novembro os valores calculados e medidos estavam acima do padrão recomendado pela Resolução 375/2005 do CONAMA em todo o trecho de estudo e, portanto, estavam com oxigênio dissolvido aceitáveis. Por outro lado, os dias 15 e 22 de setembro e 06 de outubro tiveram valores abaixo do recomendado pela referida resolução até aproximadamente metade do percurso. Isso pode estar relacionado à precipitação, visto que foi um período de menor pluviosidade e, portanto, de menor vazão, contribuindo para uma maior concentração da matéria orgânica e, conseqüentemente, maior consumo de oxigênio.

Adicionalmente, foi obtida a raiz do erro médio quadrático (RMSE) como forma de ratificar o resultado eficiente do NSE. A Figura 20 apresenta o gráfico que relaciona o  $K_d$ ,  $K_r$  e RMSE.

Figura 20 – Superfície gerada pela variação de  $K_d$  e  $K_r$  em função do RMSE



Fonte: Elaborada pela autora

Constata-se que a RMSE foi igual a 0,24 mg/L, ponto do gráfico, para  $K_d$  e  $K_r$  calibrados. Observa-se que o erro foi reduzido, pois quanto mais próximo de zero o RMSE for maior a qualidade dos dados medidos e calculados (SANTOS *et al.*, 2014) aprovando, portanto, o bom ajuste do modelo.

### 5.3.2 Simulação

A simulação foi realizada com os dados do período chuvoso, com exceção da campanha do dia 17/04/2023 por ausência de dados da DBO para a Seção 2. Para efetuar a simulação de OD e DBO dividiu-se a extensão de estudo (3530 m) em cinco trechos, cada uma com 706 m e, em seguida, organizaram-se os dados de entrada e saída, os quais foram: área (A), velocidade (u), temperatura (T), OD<sub>sat</sub>, OD e DBO nas seções e vazão média no trecho ( $Q_{\text{méd}}$ ).

A partir dos valores das variações de dQ (m<sup>3</sup>/s) e pelo valor inicial de dL (mg/L), correspondente à carga de DBO incrementada em 3530 m, foram efetivadas as simulações nos trechos. Verificou-se que para os três eventos (junho, novembro e dezembro de 2023, Tabela 16) o valor de dL foi mais sensível ao ajuste da DBO, de modo que se obteve os menores erros para essa variável. Esses erros foram calculados utilizando a ferramenta “atingir meta” do Excel, sendo o “erro” o valor que deveria atingir a meta modificando-se o dL.

Tabela 16 – Simulações para eventos no período chuvoso

<b>Evento 1: 16/06/2023</b>						
$Q_{\text{méd}} = 4,61 \text{ m}^3/\text{s}$ , $H7 = 1,40 \text{ mm}$ , $dQ = -0,31 \text{ m}^3/\text{s}$ , $dL = 0,553 \text{ mg/L}$ , $dLe = 0,78 \text{ mg.L}^{-1}.\text{km}^{-1}$						
Entrada (S1)	Saída (S2)	Trecho	OD <sub>1</sub>	DBO <sub>1</sub>	OD <sub>2</sub>	DBO <sub>2</sub>
A = 13,04 m <sup>2</sup>	A = 11,38 m <sup>2</sup>	1	5,04	6,78	5,14	6,75
u = 0,401 m/s	u = 0,351 m/s	2	5,14	7,30	5,24	7,27
T = 27,6°C	T = 27,8°C	3	5,24	7,82	5,32	7,78
OD <sub>1sat</sub> = 7,78 mg/L	OD <sub>2sat</sub> = 7,75 mg/L	4	5,32	8,33	5,41	8,29
OD <sub>1</sub> = 5,04 mg/L	OD <sub>2</sub> = 6,02 mg/L	5	5,41	8,85	5,48	8,80
DBO <sub>1</sub> = 6,78 mg/L	DBO <sub>2</sub> = 8,75 mg/L				erro	0,090
						0,006
<b>Evento 2: 24/11/2023</b>						
$Q_{\text{méd}} = 1,94 \text{ m}^3/\text{s}$ , $H7 = 23,20 \text{ mm}$ , $dQ = -0,57 \text{ m}^3/\text{s}$ , $dL = 0,846 \text{ mg/L}$ , $dLe = 1,20 \text{ mg.L}^{-1}.\text{km}^{-1}$						
Entrada (S1)	Saída (S2)	Trecho	OD <sub>1</sub>	DBO <sub>1</sub>	OD <sub>2</sub>	DBO <sub>2</sub>
A = 8,78 m <sup>2</sup>	A = 7,73 m <sup>2</sup>	1	4,35	10,70	4,51	10,61
u = 0,351 m/s	u = 0,102 m/s	2	4,51	11,46	4,65	11,37
T = 31,3°C	T = 29,6°C	3	4,65	12,21	4,78	12,12
OD <sub>1sat</sub> = 7,26 mg/L	OD <sub>2sat</sub> = 7,49 mg/L	4	4,78	12,96	4,89	12,86
OD <sub>1</sub> = 4,35 mg/L	OD <sub>2</sub> = 5,07 mg/L	5	4,89	13,70	4,98	13,60
DBO <sub>1</sub> = 10,70 mg/L	DBO <sub>2</sub> = 13,45 mg/L				erro	0,018
						0,011
<b>Evento 3: 15/12/2023</b>						
$Q_{\text{méd}} = 4,61 \text{ m}^3/\text{s}$ , $H7 = 4,20 \text{ mm}$ , $dQ = -0,49 \text{ m}^3/\text{s}$ , $dL = 0,498 \text{ mg/L}$ , $dLe = 0,71 \text{ mg.L}^{-1}.\text{km}^{-1}$						
Entrada (S1)	Saída (S2)	Trecho	OD <sub>1</sub>	DBO <sub>1</sub>	OD <sub>2</sub>	DBO <sub>2</sub>
A = 8,42 m <sup>2</sup>	A = 7,07 m <sup>2</sup>	1	5,15	10,55	5,27	10,45
u = 0,300 m/s	u = 0,083 m/s	2	5,27	10,95	5,38	10,85
T = 30,1°C	T = 29,5°C	3	5,38	11,34	5,47	11,24
OD <sub>1sat</sub> = 7,42 mg/L	OD <sub>2sat</sub> = 7,51 mg/L	4	5,47	11,73	5,56	11,62
OD <sub>1</sub> = 5,15 mg/L	OD <sub>2</sub> = 5,19 mg/L	5	5,56	12,12	5,63	12,01

---

DBO<sub>1</sub> = 10,55 mg/L    DBO<sub>2</sub> = 11,85 mg/L

erro

0,084

0,013

---

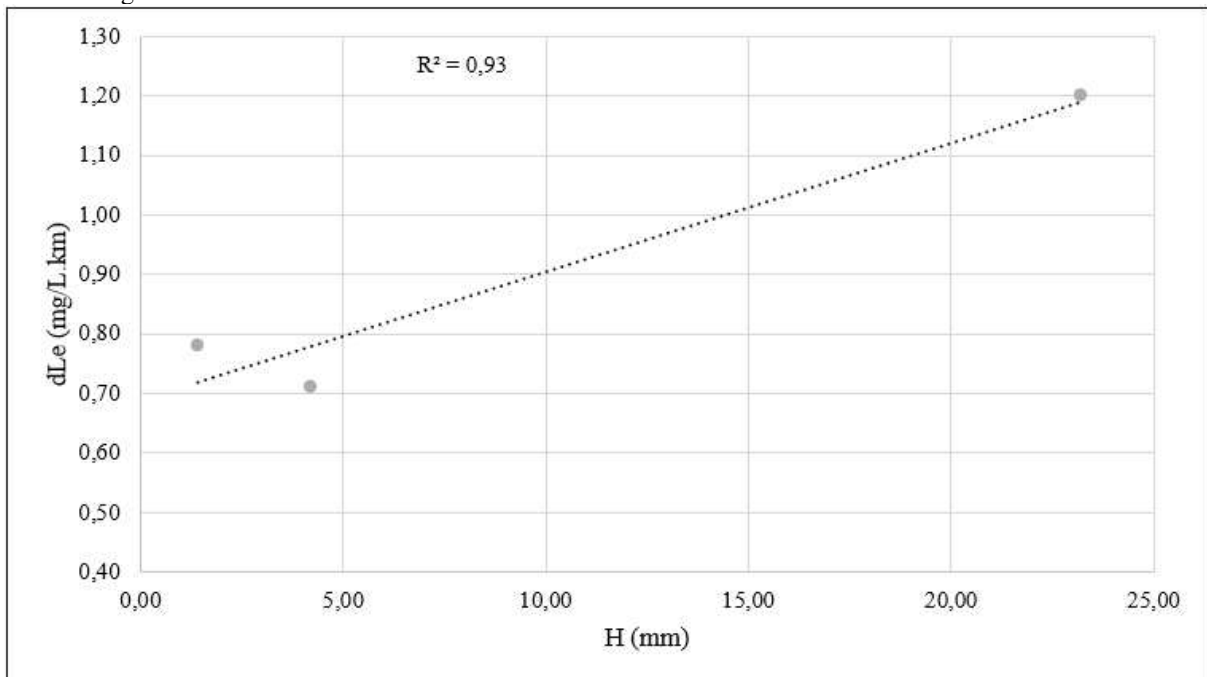
Fonte: Elaborada pela autora

A simulação foi realizada com o intuito de verificar, principalmente, o comportamento da DBO, em especial o incremento dela em toda a extensão de estudo, conforme as condições do rio para cada evento. Observou-se que a DBO<sub>2</sub> medida foi bem próxima da DBO<sub>2</sub> simulada gerando erros de apenas 0,006; 0,011 e 0,013 mg/L para os eventos chuvosos.

A contribuição difusa específica de DBO variou de 0,71 a 1,20 mg.L<sup>-1</sup>.km<sup>-1</sup>. Esses valores são relevantes, podendo ser úteis para o estabelecimento de políticas públicas de qualidade de água na região. O evento 2, por exemplo, demonstrou que o aumento de pluviosidade ocasionou maior aporte de DBO, visto que há o carreamento de carga orgânica nos sedimentos para os rios. A Figura 21 apresenta a correlação entre dLe e H exibindo coeficiente de determinação um R<sup>2</sup> muito bom (0,93), o qual indica uma excelente correspondência entre o aporte de DBO e a chuva recente.

É importante ressaltar que o modelo Streeter-Phelps é aplicável para condições estacionárias – condições que não variam com o tempo – e para características uniformes do trecho simulado.

Figura 21 – Correlação entre precipitação de sete dias (H) em mm e a contribuição difusa específica de DBO (dLe) dada em mg. L<sup>-1</sup>.Km<sup>-1</sup>



Fonte: Elaborada pela autora

#### 5.4 Eficiência média de remoção de DBO

A eficiência de remoção de DBO no rio Saco foi calculada em função da DBO máxima aceitável e DBO gerada pela comunidade e por cabeças de gado confinado em regime de produção intensiva. A Tabela 17 apresenta os valores necessários para a obtenção da eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio.

Tabela 17 – Valores das variáveis utilizadas para o cálculo da eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio

$N_g$	4500 cabeças de gado
$N_p$	595 habitantes
$l_g$	378 g/cab.dia
$l_p$	54 g/hab.dia
$q_g$	1500 L/cab.dia
$q_p$	200 L/hab.dia
$Q_M$	1,56 m <sup>3</sup> /s = 134784.10 <sup>3</sup> L/dia
$L_M$	1,55 mg/L

Fonte: Elaborada pela autora

Os resultados indicam que é necessário um tratamento primário avançado para que a média de remoção de DBO seja de 71%, ou seja, é o tratamento recomendável para que a DBO de 252,3 mg/L lançada no rio atinja a máxima aceitável de 72,7 mg/L. Segundo Jordão & Pessoa (2011) e Von Sperling (2014) esse tipo de tratamento promove a remoção de DBO de 70-85% e 45-80%, respectivamente.

Apesar de os valores de DBO terem sido elevados, a capacidade de autodepuração do rio Saco foi eficiente, visto que o curso d'água apresentou concentrações mínimas de OD conforme a Resolução 357/20025 do CONAMA, o que é aceitável segundo o artigo 10 inciso 1º da mesma resolução.

## 6 CONCLUSÃO

O estudo desenvolvido na bacia do Rio Saco, em um trecho localizado no município de Codó, Maranhão, permitiu avaliar seu processo de autodepuração, bem como medir as variáveis necessárias para estimar os coeficientes de desoxigenação ( $K_d$ ) e coeficiente de reaeração ( $K_r$ ) por meio da aplicação do modelo Streeter-Phelps (STREETER & PHELPS, 1925).

O estudo do uso e cobertura do solo indicou o predomínio de áreas cobertas por vegetação natural, mais especificamente a mata dos cocais, (56%), seguida de solo exposto (23%) e da vegetação rala (15%). No entanto, a área urbanizada e a área ocupada por corpos hídricos apresentaram reduzida ocupação com 2% cada.

A partir das variáveis limnológicas medidas, observou-se que os parâmetros estudados estavam em geral dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA para um curso d'água de Classe 2. Entretanto, algumas medidas de oxigênio dissolvido (OD) e de demanda química de oxigênio DBO estão em desacordo com a resolução ambiental, em decorrência da presença de efluentes lançados pela comunidade, tanto oriunda de esgoto doméstico, quanto de gado confinado próximos da seção de montante do trecho estudado. Conclui-se, portanto, no que se refere à eficiência de remoção de DBO por autodepuração, que seria necessário o tratamento primário do esgoto (remoção de 71% da DBO) para que o rio permaneça de acordo com a Resolução CONAMA para cursos d'água de Classe 2.

No que se refere às variáveis hidrométricas, observou-se que o rio possui um regime de escoamento subcrítico ou fluvial (número de Froude  $Fr = 0,10$ ). Além disso, o curso d'água apresenta o parâmetro de Chiu (CHIU, HSU & TUNG, 2005)  $M$  igual a 2,16, de modo que a velocidade média do escoamento corresponde a 0,67 vezes sua velocidade máxima.

A calibração dos parâmetros foi realizada com base em nove campanhas do período seco. O motivo de usar para a calibração somente os dados da estação seca se justifica porque, nesse período, a influência do aporte difuso de DBO aportada pelo escoamento é mínima. O coeficiente de desoxigenação ( $K_d$ ) do rio é igual a  $0,22 \text{ dia}^{-1}$  e o coeficiente de reaeração ( $K_r$ ) é igual a  $2,32 \text{ dia}^{-1}$ , aquele se encontra abaixo dos valores considerados na literatura e em alguns estudos, enquanto este foi mais próximo. Utilizando esses parâmetros, o modelo de Streeter-Phelps gerou valores de OD na seção de jusante próximos àqueles medidos em campo: a eficiência de Nash-Sutcliffe NSE foi de 0,40, valor aceitável.

A simulação para o período chuvoso (três informações independentes, não incluídas na calibração  $K_d$  ou  $K_r$ ) demonstrou que a contribuição difusa específica de DBO no trecho estudado (que variou de 0,70 a 1,20 mg.L<sup>-1</sup>.Km<sup>-1</sup>) guarda uma boa correlação com a precipitação, gerando coeficiente de determinação R<sup>2</sup> igual a 0,93. Esse resultado demonstra que na bacia do Rio Saco, há uma contribuição difusa de DBO que chega ao curso d'água através do escoamento superficial durante a estação chuvosa.

Conclui-se que a autodepuração do rio Saco é procedente, visto que, apesar do lançamento de esgotos na seção de montante, o valor de OD na seção de jusante está na média superior a 5 mg/L, em conformidade com a Resolução CONAMA. Portanto, esta pesquisa pode contribuir para estudos de autodepuração de corpos hídricos, em particular para cobrir a lacuna de dados da região, pois o Rio Saco é afluente de um dos mais importantes rios tropicais úmidos do Nordeste do Brasil, o Rio Itapecuru.

Como forma de entender melhor a dinâmica de rios tropicais úmidos, como o Rio Saco, recomenda-se que sejam realizados estudos, com maior abrangência de variáveis limnológicas. Uma das alternativas é avaliar o Índice de Qualidade de Água (IQA), a fim de propor um modo de gestão eficiente. Simultaneamente, a aplicação de modelos de sedimentologia como o WASA-SED (MÜLLER *et al.*, 2009) tornaria o estudo da região ainda mais aprimorado, visto que se quantificaria a carga de sedimentos produzida e transportada até o rio o que é raro, para a mata dos cocais, ecótono que abrange os biomas: Amazônia, Cerrado e Caatinga.



## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (BRASIL). Ministério do Desenvolvimento Regional. **Enquadramento dos corpos d'água em classes**. Brasília: ANA, 2020. Disponível em: [http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjunturados-recursos-hidricos/encarte\\_enquadramento\\_conjuntura2019.pdf](http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjunturados-recursos-hidricos/encarte_enquadramento_conjuntura2019.pdf). Acesso em: jul. 2022.

AKAN, A. O.; IYER, S. *Open Channel Hydraulics*. 2° ed. Copyright © 2021 Elsevier Inc. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/C2019-0-03618-7>. Acesso em: jan. 2024.

ALENCAR, V. E. S. A. *et al.* Análise de parâmetros de qualidade de água em decorrência de efeitos da precipitação na baía de Guajará – Belém – PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 12, n° 2, p. 661-680, 2019.

AMORIM, D. G. *et al.* Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n° 2, p. 251-259, mar/abr 2017. DOI: 10.1590/S1413-41522016131212.

APHA-AWWA-WPCF (1995). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association. 19° Edition. Washington D. C.: APHA, 1995.

ARENAS-SÁNCHEZ, A.; RICO, A.; VIGHI, M. Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems: State of the art. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 572, p. 390-403, 1 december 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.211>.

ARVOR, D. *et al.* Monitoring thirty years of small water reservoirs proliferation in the southern Brazilian Amazon with Landsat time series. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [s.l.], v. 145, 225-237, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.03.015>.

BAI, J. *et al.* Assessment and a review of research on surface water quality modeling. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 466, april 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109888>.

BALBINOT, R. *et al.* O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Revista Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 1, 2008. Disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/294/1892>. Acesso em: jan. 2024.

BARNWELL, T. O. (1980). Least squares estimates of BOD parameters. **Journal Environmental Engineering Division**, ASCE, [s.l.], v. 106, n. 6, dec. 1980.

BOCHOW, M. *et al.* On the Use of Airborne Imaging Spectroscopy Data for the Automatic Detection and Delineation of Surface Water Bodies. **Remote Sensing of Planet Earth**, [s.l.], 2012.

BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. Decreta o Código de Águas. Rio de Janeiro. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/D24643compilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D24643compilado.htm).

Acesso em: jul. 2022.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1980-1987/lei-6938-31-agosto-1981-366135-norma-actualizada-pl.pdf>. Acesso em: ago. 2022.

BRASIL. **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. Brasília.

Disponível em:

[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm#:~:text=LEI%20N%C2%BA%209.433%2C%20DE%208%20DE%20JANEIRO%20DE%201997.&text=Institui%20a%20Pol%C3%ADtica%20Nacional%20de,Federal%2C%20e%20altera%20o%20art](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm#:~:text=LEI%20N%C2%BA%209.433%2C%20DE%208%20DE%20JANEIRO%20DE%201997.&text=Institui%20a%20Pol%C3%ADtica%20Nacional%20de,Federal%2C%20e%20altera%20o%20art). Acesso em: jan. 2023.

BRITO, F. B. *et al.* Impactos da produção do arroz inundado na qualidade da água do rio Betume, Sergipe. **Revista Agropecuária Técnica**, Paraíba, v. 37, n. 1, p. 44-54, 2016.

Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Clayton-Carvalho/publication/305897782\\_Impactos\\_da\\_producao\\_do\\_arroz\\_inundado\\_na\\_qualidade\\_da\\_agua\\_do\\_Rio\\_Betume\\_Sergipe/links/57a49ad208aee07544b4222a/Impactos-da-producao-do-arroz-inundado-na-qualidade-da-agua-do-Rio-Betume-Sergipe.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Clayton-Carvalho/publication/305897782_Impactos_da_producao_do_arroz_inundado_na_qualidade_da_agua_do_Rio_Betume_Sergipe/links/57a49ad208aee07544b4222a/Impactos-da-producao-do-arroz-inundado-na-qualidade-da-agua-do-Rio-Betume-Sergipe.pdf). Acesso em: jan. 2024.

BRITTO, M.; BAPTISTA, G. M. M.; LIMA, E. A. de. O estudo dos componentes do ciclo hidrológico desde métodos tradicionais até o uso de sensoriamento remoto: uma revisão.

**Revista Paranoá**, Brasília, n. 23, p. 127-146, 2019. Disponível em:

<https://periodicos.unb.br/index.php/paranoa/article/view/25952/23015>. Acesso em: jan. 2024.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The enhanced stream water quality models**

**QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual.** Janeiro de 1987.

BURSZTYN, M. A. A.; ASSUNCAO NETA, F. **As políticas das Águas do Brasil.** In: Anais XII Encuentro de Las Aguas, Santiago do Chile: Governo do Chile, v. 1, 2001.

BUZELLI, G. M., CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do Reservatório de Barra Bonita, SP. In: **Ambiente e Água – An**

**Interdisciplinary Journal of Applied Science**, São Paulo, v.8, n.1, p.186-205, 2013.

CALMON, A. P. S. **Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'águas superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração.** 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2015.

CASTRO, A. Q. et al. Modeling the effect of climate change scenarios on water quality for tropical reservoirs. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 322, 15 november 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116137>.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling.** Tufts University. Tufts University. EUA. 1997.

CHAPRA, S. C., PELLETIER, G. J., TAO, H. **QUAL 2K: A modeling framework for simulating river and stream water quality, version 2.11.** Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2008.

CHIU, C. L.; HSU, S. M.; TUNG, N. C. Efficient methods of discharge measurements in rivers and streams based on the probability concept. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 19, n. 20, p. 3935-3946, 30 December 2005. <https://doi.org/10.1002/hyp.5857>.

CHOWDHURY, M.; HASAN, M. E.; ABDULLAH-AL-MAMUN, M. M. Land use/land cover change assessment of Halda watershed using remote sensing and GIS. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, [s. l.], v. 23, p. 63-75, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2018.11.003>.

CONEJO, J. G. L.; COSTA M. P. da; ZOBY, J. L. G. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil/Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil.** Brasília: ANA, 2007. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA\\_DO\\_ENQUADRAMENTO.pdf](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DO_ENQUADRAMENTO.pdf). Acesso em: jan. 2023.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices.** Nova York, Boca Raton: Lewis Publishers, p. 137, 1999.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº 12, de 19 de julho de 2000.** CNRH, 2000. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-N%C2%BA-12-DE-19-DE-JULHO-DE-2000.pdf>. Acesso em: jan. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº 91, de 5 de novembro de 2008.** Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. CNRH, 2008. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CNRH%20n%C2%BA%2091.pdf>. Acesso em: jan. de 2023.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986.** CONAMA, 1986. Disponível em: <https://www.unaerp.br/documentos/2225-resolucao-conama-20-1986/file>. Acesso em: jan. 2023.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. CONAMA, 2005. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_a\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf). Acesso em: jan. 2023.

CORRÊA, W.; CARVALHO, M. W. L.; MENDES, T. J. Atualização da classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado do Maranhão. **Revista Brasileira de Climatologia**, [s. l.], v. 32, n. 19, p. 517-543, 2023. <https://doi.org/10.55761/abclima.v32i19.16727>.

CORREIA FILHO, F. L. *et al.* **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea, estado do Maranhão**. Relatório diagnóstico do município de Codó. Teresina: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2011.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, Araraquara, v. 13, n.1, p. 49-62, 2010.

COX, B.A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **Science of The Total Environment**. V. 314-316, p. 303-334, 1 October 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00062-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00062-7).

CRUZ, G. C. da; RIBEIRO, E. M.; GALIZONI, F. M. Semiárido, seca e “gerais” do norte de Minas: uma revisão da bibliografia sobre o Alto-Médio São Francisco. **CAMPO-TERRITÓRIO: Revista de Geografia Agrária**, Uberlândia, v. 13, n. 31, p. 29-56, 2018. DOI: 10.14393/RCT133102.

DIETZEL, A.; REICHERT, P. Calibration of computationally demanding and structurally uncertain models with an application to a lake water quality model. **Environmental Modelling & Software**, [s. l.] v. 38, p. 129-146, december 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.05.007>.

EPA, United States Environmental Protection Agency, Athens (1985). **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user model**. 189p.

FAGUNDES, A. K. B.; MENDES, T. A.; PEREIRA, T. S. R. Classificação preliminar de corpos d'água com base na resolução CONAMA nº 357/2005 : Caso do rio Meia Ponte – GO. **Revista Ciência e Natureza**, Santa Maria, v. 38, n.3, p.1382-1393, 2016. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/4675/467547716025.pdf>. Acesso em: jan. 2024.

FAIR, G. M. The “log-difference” method of estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. **Sewage Works Journal**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 430-434, May 1936.

FAN, C.; KO, C. H.; WANG, W. S. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 90, p. 1824-1832, April 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.011>.

FARHADIAN, M. *et al.* Minimal adverse impact of discharging polluted effluents to rivers with selective locations. **Sustainable Cities and Society**, [s. l.], v. 46, April 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.12.022>.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (FEPAM). Perfil – Engenharia e Ambiente. **Lançamento de efluentes**. 2004. Disponível em: <https://ww2.fepam.rs.gov.br/doclics/uruguai/relatorio03/Cap%205.3.pdf>. Acesso em: jan. 2024.

FERREIRA, A. B. R. *et al.* O agronegócio no Brasil: uma breve revisão histórica e

conceitual. **Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios – Ciea**, Buenos Aires, n. 50 - 1er semestre de 2019. Disponível em: <https://www.ciea.com.ar/web/wp-content/uploads/2019/12/Barbosa.pdf>. Acesso em: set. 2022.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**. Universidade Tecnológica Federal do Paraná: Câmpus Medianeira, [s. l.], v. 1, n. 7, 2013.

GARCIA, J. M.; LONGO, R. M. Análise de impactos ambientais em área de preservação permanente (APP) como instrumento de gestão em rios urbanos. **Revista Cerrados**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 107-128, 2020.

GASTALDINI, M. do C. C.; OPPA, L. F. Análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim utilizando modelo matemático de qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Universidade de Federal de Santa Maria: Departamento de Hidráulica e Saneamento - Centro de Tecnologia, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 17-27, jan/mar 2011.

HOANG, B. H. *et al.* Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. **Ecohydrology & Hydrobiology**, Polônia, v. 19, n. 2, p. 210-223, april 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.005>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**. IBGE, 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/codo/panorama>. Acesso em: fev. de 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Tempo**. INMET, 2023. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/Graficos/A001>. Acesso em: dez. de 2023.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 2011. 969 p.

KING, K. W., ARNOLD J. G., WILLIAMS, J. R., SCRINIVASAN R. **Soil and Water Assessment Tool–SWAT**. USDA, Agricultural Research Service. 1996. 450p.

LEITE, A. E. de B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA**. 2004. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública, Saneamento Ambiental, Rio de Janeiro, 2004.

LELIS, T. A. *et al.* Análise de sensibilidade e calibração do modelo swat aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 623-634, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000200031>.

LIBOS, M.; ROTUNNO FILHO, O.C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 113-135, 2003.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 125-135, 2018. DOI: 10.1590/S1413-

41522018167115.

LIMA, G. D. et al. Modelagem da intermitência e do escoamento no semiárido brasileiro: rio Umbuzeiro, Ceará. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 53, 2022. DOI: 10.5935/1806-6690.20220051.

LIMA, R. N. de S. *et al.* 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**, Rio de Janeiro, v.21, n. 1, p. 139-150, jan/mar 2016. DOI: 10.1590/S1413-41520201600100127676.

LIPORONI, L. M. **Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade da água bidimensional.** 2012. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

LU, D. et al. A coastal three-dimensional water quality model of nitrogen in Jiaozhou Bay linking field experiments with modelling. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 114, n. 1, p. 53-63, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.047>

LUCAS, A. A. T. *et al.* Calibração do modelo hidrodinâmico MIKE 11 para a sub-bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, São Paulo, v. 5, n. 3, p. 195-207, 2010. DOI: 10.4136/ambi-agua.162.

MA, Q. *et al.* Development and evaluation of a GPU-based coupled three-dimensional hydrodynamic and water quality model. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 187, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114494>.

MALTA, T. M. **Compostagem domiciliar: uma alternativa para redução do descarte de resíduos orgânicos.** 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Bacharelado em Geografia) – Universidade Federal de Urubetuba, Minas Gerais, 2017.

MARTIN, J. F. et al. Evaluating management options to reduce Lake Erie algal blooms using an ensemble of watershed models. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 280, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111710>.

MCLNERNEY, D. *et al.* Improving probabilistic prediction of daily streamflow by identifying Pareto optimal approaches for modeling heteroscedastic residual errors. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 53, p. 2199-2239, 2017. <https://doi.org/10.1002/2016WR019168>.

MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E. da; LINS, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, São Paulo, v. 13, n. 2, 2018. DOI: 10.4136/ambi-agua.2054

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 2º ed. New Delhi, Tata Mc Graw-Hill. 920 p, 1981.

MOORE, E. W.; THOMAS Jr, H. A.; SNOW, W. B. Simplified method for analysis of

B.O.D. data. **Sewage and Industrial Wastes**, [s. l.], v. 22, n. 10, p. 1343-1355, 1950.

MORIASI, D. N. *et al.* Hydrologic and water quality models: use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, [s. l.], v. 55, n. 4, p. 1241-1247, 2012.

MOTA, S. Impacto das atividades humanas sobre os recursos hídricos. *In: Gestão Ambiental de Recursos Hídricos*. 4º ed., p. 77-132. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

MUELLER, E. N., FRANCKE, T., BATALLA, R. J., & BRONSTERT, A. Modelling the effects of land-use change on runoff and sediment yield for a meso-scale catchment in the Southern Pyrenees. **Catena**, [s. l.], v. 79, n. 3, p. 288-296, 2009.

NASCIMENTO, J. R. da S; PICKBRENNER, K.; PINTO, E. J. de A. **Atlas Pluviométrico do Brasil: Equações Intensidade-Duração-Frequência: Município Codó/MA**. Teresina: CPRM, 2020.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 10, p. 282-290, 1970. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).

NEITSCH, S. L. *et al.* **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation - Version 2009**. Texas Water Resources Institute Technical Report, n. 406. 2011.

NUNES, D. G.; SILVA, D. D. da; MATOS, A. T. de. Índice de qualidade da água em trechos do rio Turvo Sujo, Viçosa – MG. **Revista Engenharia na Agricultura – REVENG**, Viçosa, v. 19, n. 5, p. 459-468, 2011. DOI: <https://doi.org/10.13083/reveng.v19i5.334>. Disponível: <https://periodicos.ufv.br/reveng/article/view/301/227>. Acesso em: jan. 2023.

OLIVEIRA, C. M. R. **Aplicabilidade de sistemas simplificados para estações de tratamento de esgoto de cidades de pequeno porte**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Sanitária) – Área de conhecimento em saneamento. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V. dos; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 3, p. 523-530, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017154657>.

OLOFSON, P. *et al.* Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 148, p. 42-57, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

OSTFELD, A.; SALOMONS, S. A hybrid genetic–instance based learning algorithm for CE-QUAL-W2 calibration. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 310, ed. 1-4, p. 122-142, 2005.

PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR, I. Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, Botucatu, v. 15, n. 2, p. 1-11, 2003.

PIRES, C. E. D. et al. Controle de qualidade microbiológica da água para consumo humano no Brasil: revisão sistemática. **Research, Society and Development**, São Paulo, v. 11, n. 16, 2022. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i16.38459>.

PHILLIPI JÚNIOR, A.; ROMÉRIO, M. A.; BRUNA, G. C. **Curso de gestão ambiental**. Barueri, São Paulo: Manole, 2004.

PÖPEL, H. J. **Areation and gas transfer**. 2<sup>o</sup>ed. Delft University of Technology, Delft, p.169, 1979.

RODGHER, S. et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.

SANTOS, A. R. dos *et al.* Caracterização química, física e bioquímica dos três principais cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo-MG. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 071-084, 2011.  
<https://www.mundogeomatica.com/Publicacoes/Artigo24.pdf>.

SABIÁ, R. J. **Estudo do padrão de emissão de poluentes para o enquadramento de rios intermitentes: estudo de caso do rio Salgado, CE**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Área de concentração em Saneamento Ambiental – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

SANTOS, I. dos, et al. **Hidrometria Aplicada**. Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento. Curitiba, 372p., 2001.

SANTOS, W. O. *et al.* Variabilidade espacial e temporal das precipitações para a Microrregião de Pau dos Ferros – RN. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Pernambuco, v. 7, n. 3, p. 434-441, 2014.

SARDINHA, D. de S. *et al.* Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). Artigo Técnico. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 329-338, jul/set 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>.

SARDINHA, D. de S.; GODOY, L. H. O crescimento urbano e o impacto nos recursos hídricos superficiais de Uberaba (MG). **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, [s. l.], v. 4, n. 23, p. 01-2, 2016. DOI: 10.17271/2318847242320161303.

SETTI, A. A. *et al.* **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2000. Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2<sup>a</sup> ed., Brasília, 2000.

SILVA, A. E. P. *et al.* Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. **Acta Amazonica**, Amazônia, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.



<https://www.scielo.br/j/aa/a/mwHP8HMv955dkZ984LmmGLr/?format=pdf&lang=pt>.

SILVA, A. L. **A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP.** 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SILVA, M. T. *et al.* Aplicação do modelo SWAT na estimativa da vazão na bacia hidrográfica do submédio rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Pernambuco, v. 8, n. 6, p. 1615-1627, 2015.

SILVA, N. R. da; ALBUQUERQUE, T. de N. Enquadramento de corpos de água: um instrumento da política nacional de recursos hídricos. **Geoambiente Online** – Revista Eletrônica do Curso de Geografia - UFG/REJ, Jataí – GO, [s. l.], n. 32, 2018. <https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/54654/27021>.

SILVA, S. C. da; RIBEIRO, M. M. R. Enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água na bacia do rio Pirapama – PE. **Revista Sanitária Ambiental**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 371-379, 2006. <https://www.scielo.br/j/esa/a/gr6BKg6gW4C9vrGx68SmKvQ/?format=pdf&lang=pt>.

SILVINO, A. N. de O. **Avaliação e modelagem da qualidade da água da bacia do rio Coxipó, no município de Cuiabá – MT.** 2008. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) – Pós-graduação em Física e Meio Ambiente, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2008.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **25º Diagnóstico dos serviços de água e esgoto.** Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento (SNS). Brasília: SNIS, 2019.

SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 90, n. 3, p. 1534-1543, march 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.008>.

SOUTO, A. F. L. *et al.* Gestão dos recursos naturais: uma análise das contribuições da política nacional de meio ambiente (lei 6938/81) / natural resources management. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 8, n. 3, p. 16542-16555, 2022. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv8n3-068>.

SRIVASTAVA, A. *et al.* Modeling Forest management effects on water and sediment yield from nested, paired watersheds in the interior Pacific Northwest, USA using WEPP. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 701, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134877>.

STEHMAN, S. V.; CZAPLEWSKI, R. L. Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment: Fundamental Principles. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 64, n. 3, p. 331-344, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00010-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00010-8).

STEHMAN, S. V.; FOODY, G. M. Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 231, september 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.05.018>.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio river.** Vol III, Public Health Bulletin, nº 146, United States Public Health Service. 1925.

TAYLOR, S. D.; HE, Y.; HISCOCK, K. M. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in Eastern England. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 180, p. 147-163, 15 september 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.002>.

TEIXEIRA, D. B. S. et al. **Resposta do modelo hidrológico DICASM à umidade do solo em eventos pluviométricos extremos no semiárido.** III Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido – SBRNS, Fortaleza, Ceará, Brasil jun. 2017. DOI: 10.18068/IIISBRNS2017.mbhs904.

TELES, R. B.; SILVEIRA, A. **Autodepuração de escoamentos naturais de água. Estudo de caso: de modelagem matemática em um trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto-SP.** In: Anais do XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta del Este, Uruguay, 2006.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control.** Harper International Edition. 644 p. 1987.

THOMAS Jr, H. A. The “slope” method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve. **Sewage Works Journal**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 425-430, may 1937.

TOLEDO, L. Q. L. L. **Análise preliminar da qualidade e quantidade da água do Ribeirão das Rosas em Juiz de Fora- MG.** 2019. TCC (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2019.

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari - Poços de Caldas (MG).** 2014. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2014.

TUCCI, C. E. M. Indicador de sustentabilidade hídrica urbana. **Revista de Gestão de Água da América Latina (REGA)**, Porto Alegre, v. 14, n. 7, 2017. Disponível em: [https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5350870/mod\\_resource/content/1/Indicador\\_de\\_Sustentabilidade\\_Hidrica\\_Urbana.pdf](https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5350870/mod_resource/content/1/Indicador_de_Sustentabilidade_Hidrica_Urbana.pdf). Acesso: jan. 2024.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia ciência e aplicação. In: Tucci, C. E. M. **Hidrologia ciência e aplicação.** 3ª.Ed. Porto Alegre, Editora da UFRGS, ABRH, v.3, p.25-31. 944pp, 2004. Ubarana, V.N. 1994.

TUCCI, C. E. M. Modelos de qualidade de água. In: **Modelos hidrológicos.** 2 ed. Porto Alegre: UFRGS, p. 545-666, 2005.

TUNDISI, J. G. & TUNDISI, T. M. A crise da água: eutrofização e suas consequências. In: **Recursos Hídricos no Século XXI.** São Paulo: Oficina de textos, p. 101-119, 2011.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Earth Explorer**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso jul. 2023

VALÉRIO, E. L. S.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R. Avaliação dos efeitos de mudanças climáticas no regime hidrológico da bacia do rio Paraguaçu, BA. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 872-887, out./dez. 2015.

VARGAS, E. H. de; MARQUES, F. S. Análise da Autodepuração do Curso D'água Pomba Cuê Utilizando o Modelo Streeter Phelps. **Pleiade**, [s. l.], v. 9, n. 17, p. 83-92, jan./jun., 2015. Disponível em: <https://pleiade.uniamerica.br/index.php/pleiade/article/view/283/468>. Acesso em: jul. 2022.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011. DOI:10.4136/ambi-agua.178.

VERGARA, F. *et al.* Aplicação do Modelo Soil And Water Assesment Tool (Swat) na bacia hidrográfica do Ribeirão Taquaruçu. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território (GOT)**, [s. l.], n. 21, p. 159-187, jun. 2021. DOI: [dx.doi.org/ 10.17127/got/2021.21.007](https://doi.org/10.17127/got/2021.21.007).

VERONEZ, B. P. **Análise da influência da precipitação pluviométrica e do uso do solo sobre a qualidade da água em microbacias hidrográficas no nordeste paraense, Amazônia oriental**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: Mc Graw Hill, 1975, 247p, 1975.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4<sup>o</sup> edição. Belo Horizonte. Editora: UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da qualidade da água dos rios**. Belo Horizonte: Editora: UFMG; 2007. 588p. (Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias, v.7).

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2<sup>o</sup> edição. Belo Horizonte. Editora: UFMG, 2014.

WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, [s. l.], v. 19, p. 1445-1451, 10 october 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2009.03.009>.

WARREN, M. S. Integração de sensoriamento remoto e modelos hidrológicos para a estimativa da evapotranspiração: uma revisão bibliográfica. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, [s. l.], v. 17, n<sup>o</sup> 3, p. 143-159, 2013. DOI: [10.11606/issn.2179-0892.geosp.2013.75444](https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2013.75444).

WETZEL, R. G. **Limnology - lake and river ecosystems**. 3 ed. San Diego: Academic Press, 1006 p, 2001.