



LUÍS GUSTAVO COSTA TEIXEIRA

**MODELAGEM MATEMÁTICA DA CAPACIDADE DE
AUTODEPURAÇÃO DO RIO GANGAN, EM SÃO LUÍS-MA**

São Luís

2023

LUÍS GUSTAVO COSTA TEIXEIRA

**MODELAGEM MATEMÁTICA DA CAPACIDADE DE
AUTODEPURAÇÃO DO RIO GANGAN, EM SÃO LUÍS-MA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Colegiado de Curso da Engenharia Química do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Maranhão, como parte dos requisitos para obtenção do diploma de Graduação em Engenharia Química.

Orientador: Prof Dr. Harvey Alexander Villa Velez

São Luís

2023

Teixeira, Luís Gustavo Costa.

Modelagem matemática da capacidade de autodepuração do rio Gangan, em São Luís-MA / Luís Gustavo Costa Teixeira. - 2023. 82 f.

Orientador(a): Harvey Alexander Villa Velez.

Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2023.

1. Qualidade da Água. 2. Saneamento Ambiental. 3. São Luís. 4. Streeter-Phelps. I. Velez, Harvey Alexander Villa. II. Título.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. HARVEY ALEXANDER VILLA VELEZ
Orientador – COEQ/CCET/UFMA

Prof. Dr. JOSÉ RENATO DE OLIVEIRA LIMA
CCCT/CCET/UFMA

Prof. Dr. MARCELO FÁBIO LEONARDO
CCCT/CCET/UFMA

31 de julho de 2023

***Dedico este trabalho a minha família, a qual
sempre me apoiou de forma incondicional.***

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, por todo o apoio e amor. Vocês são as pessoas mais importantes da minha vida.

Ao meu orientador Profº Dr. Harvey Alexander Villa Velez, por todo o aprendizado e pelos conselhos durante minha jornada no curso.

Ao professor Dr. Fernando Pedro Dias, o qual foi o precursor dos estudos na área de meio ambiente. Sua participação vai além disso, pois serviu como expoente para a minha trajetória.

Aos professores do Departamento de Engenharia Química (DEEQ), por todo conhecimento doado durante minha formação.

À Universidade Federal do Maranhão, onde, sem dúvida, vivi parte dos anos mais significativos e enriquecedores da minha vida.

Aos meus amigos, por todo apoio e pelas aventuras vividas. Ressalto aqui alguns amigos que viveram as dores e alegrias da universidade: Caio, Erik, Wilson, Alinne, Emílio, Cairo, Prost, Victor, Romero, Thiago, Celso, Bruno, Márcio, Ramon Douglas, Rafael, Ana Flávia, Girão, Ivailson, Alan, Charles, Manu, Braga e aos demais não mencionados, mas que tem um lugar guardado no meu coração. Muito obrigado por tudo.

À Adriana Dias. Obrigado, linda, por tudo. Do início ao fim, sempre acreditando em mim.

Ao Francesco Cerrato, Thaís Valois e toda a equipe da Virtú Ambiental, pela oportunidade de viver a experiência de ser um engenheiro, e mais do que isso, de sempre acreditar no meu potencial.

“Se eu vi mais longe, foi por estar sobre os ombros de gigantes.”

Isaac Newton

TEIXEIRA, Luís Gustavo Costa. **Modelagem Matemática da Capacidade de Autodepuração do Rio Gangan, Em São Luís-MA**. 2023. 81. Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Química do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2023.

RESUMO

O saneamento ambiental consiste num dos pilares para garantia de saúde, bem-estar da sociedade e preservação do meio ambiente. Porém, o Brasil possui déficits no que concerne à garantia de acesso aos serviços públicos de qualidade, principalmente às regiões mais pobres do país. O lançamento inadequado de efluentes nos corpos hídricos compromete a qualidade de suas águas e provoca o desequilíbrio no ecossistema aquático. Em vista disso, este trabalho analisou a capacidade de autodepuração do Rio Gangan, localizado na região metropolitana de São Luís o qual sofre com a crescente urbanização da região. Para isso, foi utilizado o modelo de Streeter-Phelps, observando-se a variação dos parâmetros de DBO e OD durante o lançamento pontual de efluente. Conforme os resultados obtidos, o Rio Gangan não apresenta condições de autodepuração para o lançamento de novas cargas de efluentes. Além disso, a partir de determinado trecho, o corpo hídrico entra em estado de anaerobiose, condição crítica para a maioria das formas de vida aquática. Destaca-se a importância deste tipo de estudo para monitoramento do impacto ambiental gerado pela atividade humana. Espera-se que este trabalho fomente a utilização da modelagem matemática para o estudo das condições ambientais de diferentes corpos hídricos da região de São Luís.

Palavras-chave: Streeter-Phelps. São Luís. Saneamento Ambiental. Qualidade da água.

TEIXEIRA, Luís Gustavo Costa. **Mathematical Modeling of the Self-Depuration Capacity of the Gangan River, in São Luís-MA.** 2023. 81. Final Paper (Graduation in Chemical Engineering) – Curso de Engenharia do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2023.

ABSTRACT

Environmental sanitation is one of the pillars for ensuring the health, well-being of society and the preservation of the environment. However, Brazil faces deficits in terms of ensuring access to quality public services, especially in the poorer regions of the country. The improper discharge of effluents into water bodies compromises the quality of their waters and disrupts the balance of the aquatic ecosystem. In view of this, this study examined the self-purification capacity of the Gangan River, located in the metropolitan region of São Luís, which is experiencing increasing urbanization in the area. The Streeter-Phelps model was used to observe the variation of the parameters of BOD (Biochemical Oxygen Demand) and DO (Dissolved Oxygen) during the point source discharge of effluent. According to the results obtained, the Gangan River does not have the conditions for self-purification when it comes to receiving new loads of effluents. Furthermore, beyond a certain point, the water body enters a state of anaerobiosis, a critical condition for most forms of aquatic life. The importance of this type of study for monitoring the environmental impact generated by human activity is emphasized. It is hoped that this work will promote the use of mathematical modeling to study the environmental conditions of different water bodies in the São Luís region.

Keywords: Streeter-Phelps. São Luís. Environmental Sanitation. Water Quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Caracterização de uma Bacia Hidrográfica	7
Figura 2: Esquema de Captação, Tratamento e Lançamento de Efluentes	9
Figura 3: Processo de Autodepuração.....	13
Figura 4: Variação da DBO em relação ao Tempo.....	18
Figura 5: Perfil de Variação do Oxigênio Dissolvido.....	19
Figura 6: Gráfico do Tempo Crítico para Oxigênio Dissolvido	21
Figura 7: Perfil do Oxigênio Dissolvido durante Anaerobiose	22
Figura 8: Concentração da DBO durante Anaerobiose.....	23
Figura 9: Bacias Hidrográficas da Ilha Upaon-Açu.....	25
Figura 10: Sub-bacia do Rio Gangan.....	26
Figura 11: Localização da cidade de São Luís-MA.....	29
Figura 12: Ponto Inicial do Trecho analisado do Rio Gangan	30
Figura 13: Local de Análise do Estudo.....	31
Figura 14: Coleta de Amostras no Trecho Estudado	32
Figura 15: Realização da Leitura com Medidor Multiparamétrico	32
Figura 16: Medidas das Características Hidráulicas do Trecho Seccionado.....	41
Figura 17: Perfil de Concentração da DBO.....	50
Figura 18: Perfil de Concentração de OD	50
Figura 19: Perfis de Comportamento da DBO para Cenário 3.....	56
Figura 20: Perfis de Comportamento de OD para Simulação 3	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores Obtidos para DBO,OD e Temperatura	33
Tabela 2: Características Geométricas do trecho.....	41
Tabela 3: Tempo utilizado pelo flutuador	42
Tabela 4: Valores referentes a $k_{1,20}$ para diferentes tipos de efluente.....	43
Tabela 5: N° de Unidades Habitacionais dos Condomínios da Região	45
Tabela 6: Vazão de esgoto pelo condomínio objeto de estudo	46
Tabela 7: Vazão de Esgoto para 5.000 e 10.000 Habitantes	46
Tabela 8: Perfil de Concentrações da DBO e OD ao Longo do Curso do Rio Gangan.....	49
Tabela 9: Perfil de Concentrações da DBO e OD ao Longo do Curso do Rio Gangan.....	51
Tabela 10: Dados Obtidos para o Cenário 2.....	53

SUMÁRIO

	FOLHA DE APROVAÇÃO	iii
	DEDICATÓRIA	iv
	AGRADECIMENTOS	v
	EPÍGRAFE	vi
	RESUMO.....	vii
	ABSTRACT.....	viii
	LISTA DE FIGURAS	ix
	LISTA DE TABELAS	x
	SUMÁRIO	xi
1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS.....	3
2.1	Objetivo geral.....	3
2.2	Objetivos específicos.....	3
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1	Saneamento ambiental no brasil	4
3.2	Distribuição e classificação da qualidade da água	5
3.3	Poluição de corpos hídricos	8
3.3.1	Demanda bioquímica de oxigênio (dbo)	11
3.3.2	Oxigênio dissolvido (od)	12
3.4	Autodepuração dos rios	12
3.5	Modelagem matemática da qualidade de corpos hídricos	14
3.5.1	Modelo streeter-phelps	16
3.6	rio gangan	24
4	METODOLOGIA	26
4.1	Caracterização da região do trecho de análise do rio gangan	28
4.2	Obtenção de dados	31
4.2.1	Parâmetros físico-químicos do corpo hídrico	31
4.2.2	Balanço de massa e equação da continuidade:	33
4.2.3	Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (dbo) pelo método de streeter-phelps.....	35

4.2.4	Oxigênio dissolvido.....	35
4.2.5	Tempo crítico	37
4.2.5	Tempo inicial do trecho de anaerobiose	38
4.2.6	Concentração de dbó no início, num intervalo “x” qualquer e no final do trecho de anaerobiose	38
4.2.7	Tempo de duração e tempo final do trecho de anaerobiose:	39
4.2.8	Medição da vazão e velocidade do corpo hídrico:	40
4.2.9	Coeficiente de desoxigenação (k_1)	42
4.2.10	Coeficiente de reaeração (k_2)	44
4.2.11	Concentração de saturação do oxigênio dissolvido:	44
4.2.12	Vazão de lançamento e carga orgânica do efluente	45
4.2.13	Concentração do componente “i” após a mistura	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
6	CONCLUSÃO	58
	REFERÊNCIAS	60
	ANEXO – LAUDO DE ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO LOCAL DE ESTUDO	66

1 INTRODUÇÃO

O conceito de saneamento ambiental pode ser definido como as diversas formas de utilização e interação com a água relacionadas à promoção da saúde, bem-estar da população e preservação do meio ambiente. A utilização deste recurso de forma racional e consciente caracteriza-se, inclusive, como um dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), plano de metas estabelecido no evento “Agenda 2030” pela Organização da Nações Unidas (ONU), com o objetivo de melhorar as condições de vida e utilização de recursos naturais de forma sustentável no mundo (UNDP, 2023).

Conforme Sousa & Gomes (2019), apesar dos grandes investimentos fomentados pelo Governo Federal nos últimos 15 anos, principalmente durante a implantação do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), observa-se uma lacuna acentuada nos serviços de saneamento básico, de modo que diversas regiões do país continuam com baixos índices de atendimento à população, impactando de forma negativa a sociedade e o meio ambiente.

Um dos grandes desafios encontrados no desenvolvimento do saneamento ambiental concentra-se na coleta, tratamento e disposição dos esgotos gerados pela atividade humana. O lançamento de efluentes em corpos hídricos constitui-se como uma das etapas do processo de tratamento e disposição final dos efluentes. No entanto, o lançamento de efluentes fora dos padrões estabelecidos pela legislação vigente provoca diversos prejuízos ao meio ambiente.

Segundo os dados do último diagnóstico feito pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2022), a região metropolitana de São Luís não apresenta índices satisfatórios, com apenas 17,1% do esgoto gerado pela população sendo encaminhado às estações de tratamento, e 61,7% da população não é atendida pelo sistema de coleta de efluentes. Conforme o levantamento feito por Silva (2015), as bacias hidrográficas e diversos trechos litorâneos da ilha encontram-se comprometidos devido o lançamento de esgoto *in natura* em seus corpos hídricos.

De acordo com Athayde e Alencar (2015), o Rio Gangan, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Paciência, caracteriza-se como um importante curso hídrico da região metropolitana da Ilha Upaon-Açu. Este corpo hídrico tem sofrido intensas ações antrópicas, em destaque à crescente ocupação nas áreas próximas às suas margens, provocando o assoreamento do seu leito, poluição das águas, inundações de áreas urbanas e modificações nas características hidráulicas do rio.

Durante o levantamento realizado sobre trabalhos relativos à qualidade das águas do Rio Gangan, percebeu-se inúmeros estudos voltados às condições físico-químicas, microbiológicas e de saneamento da bacia hidrográfica supracitada. Contudo, há uma lacuna quanto a estudos que abordem sobre as condições de estabilização e recuperação dos corpos hídricos ludovicenses, principalmente acerca da capacidade de autodepuração, fenômeno muito relevante para o equilíbrio ecológico.

Apesar deste cenário pessimista, o desenvolvimento tecnológico e matemático permitiu o surgimento e, posteriormente, o aprimoramento de métodos para o monitoramento da qualidade da água, atividade essencial para a gestão de recursos hídricos. Um destes estudos consiste no modelo de Streeter-Phelps, o qual determina o comportamento de um determinado corpo hídrico durante o lançamento de esgoto. Este modelo pode determinar a capacidade de suporte do corpo receptor, o que o torna uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos.

Ressalta-se que a capacidade de autodepuração dos rios pode ser comprometida, uma vez que as atividades poluidoras alcancem níveis que impossibilitem o corpo hídrico de atingir uma nova configuração de equilíbrio satisfatória ao ecossistema. Com o propósito de caracterizar as condições qualitativas e quantitativas do Rio Gangan, este estudo teve como objetivo analisar a capacidade de depuração deste corpo hídrico em relação ao seu atual contexto, tendo em vista o aumento da urbanização em torno de suas margens e consequentemente a intensificação das atividades poluidoras, em especial o lançamento de efluentes no rio.

Mediante o exposto, questiona-se: “o rio Gangan tem condições de receber novos lançamentos de efluentes?”. Os resultados desta pesquisa trazem uma nova perspectiva quanto às ações antrópicas e seus efeitos. Contudo, espera-se que este trabalho incentive o desenvolvimento de novos estudos voltados à modelagem matemática de corpos hídricos no cenário ludovicense e a busca por novas estratégias de controle e monitoramento ambiental.

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como finalidade analisar o potencial de recuperação do Rio Gangan frente às ações antrópicas que afetam o corpo hídrico. Apesar do ecossistema aquático ser um ambiente dinâmico e possuir diferentes formas para estabelecer o equilíbrio entre os fatores bióticos e abióticos, a intensa atividade humana pode comprometer sua estrutura.

Entre os fenômenos estudados, a autodepuração dos corpos hídricos é o processo de metabolização da matéria orgânica biodegradável presente nas águas, o qual está ligado às características hidráulicas do rio ao tipo de efluente lançado. A partir destes fatores, busca-se entender o panorama de saneamento básico no que tange ao lançamento irregular de efluente no Rio Gangan e como esta atividade interfere diretamente na qualidade da água .

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo analisar a capacidade de autodepuração do Rio Gangan utilizando o método de Streeter-Phelps.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a qualidade da água do corpo hídrico;
- Estudar o modelo de Streeter-Phelps e o comportamento do rio em diferentes cenários;
- Levantar possíveis causas para o comprometimento da capacidade de autodepuração do rio;
- Apresentar alternativas referentes ao comprometimento do Rio Gangan e planos de intervenção no intuito de mitigação dos efeitos nocivos ao corpo hídrico.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção apresenta-se conceitos fundamentais para o entendimento da temática. Primeiramente, aborda-se a definição de saneamento ambiental, seu contexto em relação ao cenário brasileiro, fazendo-se um recorte ao estado do Maranhão, e finalizando na ilha de São Luís. Dando continuidade ao levantamento dos assuntos abordados, será mostrada a classificação de qualidade da água conforme a portaria 357 da CONAMA (BRASIL, 2005), além do conceito de poluição dos corpos hídricos e os parâmetros utilizados para observação deste processo. Além disso, aborda-se sobre capacidade de autodepuração dos rios, fenômeno que serve como base para o modelo em questão. Por fim, expõe-se o modelo de Streeter-Phelps, responsável pela determinação do comportamento dos parâmetros analisados neste trabalho.

3.1 SANEAMENTO AMBIENTAL NO BRASIL

Entende-se por Saneamento Ambiental o conjunto de atividades que visam a melhoria da qualidade de vida populacional através do fornecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, gasosos e líquidos, drenagem pluvial urbana e utilização correta do solo, além de outros projetos e estratégias elaboradas para o bom desenvolvimento deste segmento (BRASIL, 2019).

O saneamento está diretamente envolvido em todas as camadas da população, impactando tais segmentos de maneiras distintas, de acordo com os aspectos socioeconômicos envolvidos. Os serviços de infraestrutura compreendem a construção, fiscalização e manutenção de redes de captação e distribuição de água, sistemas de drenagem urbana, limpeza, tratamento e disposição de resíduos (BRASIL, 2019). A legislação responsável pelas diretrizes para o saneamento básico é a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, atualizada pela Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, conhecida como o novo marco legal do saneamento básico (BRASIL, 2020).

Pode-se definir o esgotamento sanitário como o conjunto de atividades e infraestrutura voltados à coleta, direcionamento, tratamento e disposição final de efluentes gerados pela ação humana, a fim de evitar a proliferação de vetores, doenças e a contaminação da população por patógenos presentes nas águas residuárias (OLIVEIRA & CARVALHO, 2010). No que tange aos indicadores do esgotamento sanitário no Brasil segundo o último levantamento feito, este serviço alcança 55,0% da população brasileira. De todo o esgoto gerado, apenas 50,8% são tratados. Analisando-se os dados relativos ao estado do Maranhão, percebe-se um triste cenário:

somente 19% das residências urbanas são atendidas com redes de coleta, e apenas 13% de todo esgoto é tratado. São Luís, cidade do presente estudo e capital do estado, apresenta índices menores que a média nacional: 50,1% dos ludovicenses são atendidos com rede de coleta de esgoto, e somente 20,8% do volume de esgoto gerado é tratado (BRASIL, 2022).

A partir destes dados, percebe-se uma grande deficiência no setor de esgotamento sanitário. A disparidade entre os indicadores regionais pode ser explicada pelo modelo de gestão do saneamento adotado décadas atrás, o qual favoreceu o desenvolvimento deste setor de forma centralizada em determinadas regiões do país, sendo estas priorizadas por características como aspectos socioeconômicos, densidade urbana, entre outros (REZENDE et al., 2007).

3.2 DISTRIBUIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A maior parte de água que compõe a hidrosfera se encontra nos mares e oceanos, o que impossibilita seu consumo direto. Somente 2,5% se classifica como água doce, o qual está concentrada nas regiões frias do planeta sob a forma de gelo. Aproximadamente 0,75% de toda água do planeta se encontra alojada em aquíferos, o que representa 30% de toda água doce e maior parcela de água disponível para consumo. Ao tratar-se sobre as águas que constituem bacias hidrográficas e lagos, estas representam somente 0,0075% de toda água do planeta, sendo a única porção renovável (SHIKLOMANOV, 1998).

O Brasil figura entre os países com maior disponibilidade hídrica do planeta, possuindo 12% de toda água doce disponível para consumo. Ressalta-se, porém, que 70% deste recurso se concentra na bacia hidrográfica amazônica, estando disponível a menos de 5% da população. Apesar desta condição, o país apresenta capacidade de abastecer sua população de forma satisfatória. Devido à grande disponibilidade deste recurso, adotou-se uma postura de subvalorização e consumo desenfreado, culminando em atividades de ineficiente utilização, proteção e gerenciamento da água. Estes fatores, quando associados ao mal planejamento dos processos de urbanização, industrialização e produção agrícola, resultaram em problemas de escassez hídrica em várias regiões do Brasil (LIMA, 2001).

O termo qualidade de água está intimamente relacionado à condição que este recurso será empregado, seja abastecimento doméstico ou industrial, irrigação, navegação, agricultura, entre outros. Cada atividade exige um padrão qualitativo em relação aos parâmetros físicos, químicos e biológicos, determinando de forma quantitativa e qualitativa a presença de determinadas substâncias e microrganismos, além de aspectos organolépticos da água (VON SPERLING, 2014b).

A resolução CONAMA 357 de 15 de junho de 2005 (BRASIL, 2005) trata da classificação da água de acordo com seu uso, além de estabelecer os parâmetros físico-químicos e microbiológicos para cada tipo de água, além de definir cinco classes de água doce, conforme o quadro 1:

Quadro 1: Classificação da Qualidade da Água Doce de Acordo com seu Uso

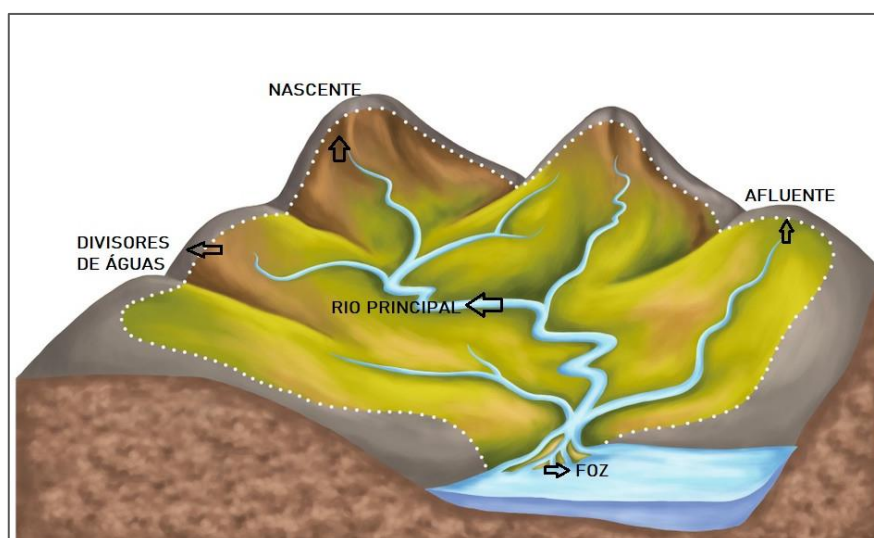
Classificação	Destinação
Especial	a) Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) Proteção de comunidades aquáticas; c) Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	a) Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) Proteção das comunidades aquáticas; c) Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) 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) Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe II	a) Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) Proteção das comunidades aquáticas; c) Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) 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; e) Aquicultura e à atividade de pesca.
Classe III	f) Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; g) Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; h) Pesca amadora;

Classificação	Destinação
	i) Recreação de contato secundário; j) Dessedentação de animais.
Classe IV	k) Navegação; l) Harmonia paisagística.

Fonte: Próprio autor, adaptado de Brasil (2005).

Antes de dar prosseguimento, faz-se necessário trazer à tona alguns conceitos, os quais são fundamentais neste estudo, tendo como início a determinação de conceitos hidrológicos. A *priori*, define-se como rio uma porção de água que possui fluxo de movimentação constante. De acordo com a figura 1, a bacia hidrográfica (área pontilhada) é definida como uma área de drenagem das precipitações pluviométricas, formando rios e afluentes, e convergindo toda a água para determinado ponto de saída. A área da bacia hidrográfica é delimitada pelas características topográficas do terreno, que determinam seus limites e sentido de escoamento da água, o qual acontece do ponto mais alto ao mais baixo do relevo. O ponto onde ocorre o escoamento de toda água captada pela área da bacia, rio ou afluente, chama-se exutório ou foz (CALIJURI & CUNHA, 2013).

Figura 1: Caracterização de uma Bacia Hidrográfica



Fonte: Mendonça (2023)

A divisão espacial do terreno em bacias hidrográficas constitui-se como a metodologia utilizada para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, segundo a Lei 9.433, de 8 de

janeiro de 1997. No processo de gerenciamento dos recursos hídricos, os dados hidrológicos obtidos de acordo com este modelo de divisão da unidade territorial permitem a elaboração de projetos de uso e exploração, análises de processo de outorga, ações de monitoramento e pesquisa ambiental, entre outras aplicações.

Desta forma, a avaliação das características hidrológicas é fundamental para proporcionar os usos múltiplos da água e gerenciamento adequado de uma bacia hidrográfica (CARVALHO, 2020). A seguir, apresenta-se o conceito de poluição dos corpos hídricos, atividade diretamente ligada às ações antrópicas.

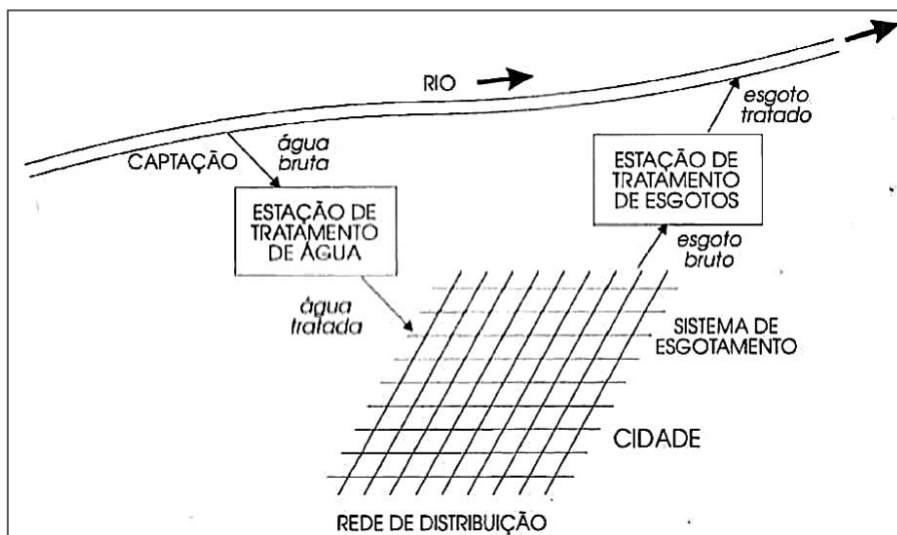
3.3 POLUIÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS

De acordo com Sánchez (2008), o termo poluição pode ser definido como a emissão de qualquer tipo de matéria ou energia que prejudique o ser humano e/ou outros seres vivos. Desse modo, a poluição pode acontecer em diferentes meios (ar, água, solo etc.) e através de diversos tipos de poluentes, constituindo-se por substâncias químicas de origem sintética ou natural; energia sonora; energia térmica, entre outros. Ao analisar-se sob a perspectiva dos corpos hídricos, Von Sperling (2014b, pág. 45) define a poluição de corpos hídricos como “adição de substâncias ou formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d’água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos”.

É importante ressaltar a relação entre este conceito e a resolução 357 da CONAMA, os quais estão vinculados ao tipo de utilização da água e a presença de substância nocivas. Conforme a classificação da qualidade e a forma de utilização da água, as substâncias presentes no corpo hídrico podem perder relevância quanto ao seu caráter poluidor, de forma que a presença e a concentração variam conforme sua classificação.

O lançamento de efluentes em corpos hídricos faz parte do processo de tratamento e disposição dos dejetos gerados pela atividade humana, processo ilustrado na figura 2. De acordo com Tchobanoglous, Burton & Stensel (2003), o processo de tratamento de efluentes pode ser classificado em três etapas: captação, tratamento e disposição final. O lançamento de efluente tratado em corpos hídricos tem como objetivo a reintrodução da água ao meio ambiente, de forma a criar uma cadeia sustentável de utilização e aproveitamento de recursos naturais. No entanto, o lançamento de dejetos sem tratamento e/ou em larga escala pode provocar o desequilíbrio ecológico entre os elementos envolvidos, como animais, plantas e microrganismos, resultando na diminuição do número de espécies e indivíduos no meio.

Figura 2: Esquema de Captação, Tratamento e Lançamento de Efluentes



Fonte: Von Sperling (2014b).

Conforme observa-se na resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), os parâmetros físico-químicos e microbiológicos exigidos para determinação da qualidade da água variam de acordo com sua utilização, portanto, deve-se considerar os aspectos qualitativos e quantitativos desses parâmetros, a fim de se definir o caráter poluto do corpo hídrico e da fonte emissora.

A poluição dos corpos hídricos tem como consequência o desequilíbrio do ecossistema, impactando de forma negativa os seres vivos presentes. Estas ações antrópicas têm afetado o meio ambiente, comprometendo corpos d'água responsáveis pelo fornecimento deste recurso. O consumo de água que não esteja conforme os padrões de potabilidade expõe a população aos mais diversos problemas de saúde, afetando a qualidade de vida, provocando doenças e até mesmo óbitos (PHILIPPI JÚNIOR; MALHEIROS, 2005).

Além disso, a degradação dos recursos hídricos também implica nas múltiplas formas de uso da água, tais como: irrigação, dessedentação animal, abastecimento público, navegação, entre outros. Sob a óptica do contexto socioeconômico, destaca-se a precarização da água para atividades que exigem a balneabilidade e atividades econômicas ligadas ao ambiente aquático, como o turismo e a pesca, provocando prejuízos econômicos (BRASIL, 2019).

De acordo com Braga (2005), Calijuri & Cunha (2013), o meio aquático pode ser degradado de diferentes formas, como:

- 1) Exploração exacerbada das águas superficiais, diminuindo a disponibilidade hídrica para todos os seres vivos;

2) Carreamento de sedimentos de áreas com vegetação suprimida, principalmente com a derrubada da mata ciliar, desencadeando o assoreamento de corpos hídricos;

3) Lançamento de dejetos, resíduos e fertilizantes, os quais podem conter substâncias nocivas aos seres vivos, microrganismos patogênicos e podem provocar o fenômeno da eutrofização.

No que concerne ao lançamento de efluentes ricos em matéria orgânica, a eutrofização caracteriza-se pelo crescimento desenfreado de microrganismos fotossintetizantes que, durante o seu processo de morte e decomposição, acabam provocando o consumo do oxigênio dissolvido na água, desencadeando um desequilíbrio ecológico no ecossistema e, conseqüentemente, a morte de outras espécies (MASTERS & ELA, 2014).

Além disso, as alterações causadas na temperatura podem estimular a formação, bem como aumentar a concentração de compostos tóxicos. De fato, a eutrofização é um processo natural que pode acontecer de forma lenta e gradual durante milhares de anos, mas que também se acelera e se potencializa por ações antrópicas. Os principais nutrientes para o crescimento das algas são os compostos carbonáceos, nitrogenados e fosforados, presentes em poluentes de origem antrópica. O lançamento desses poluentes têm sido a principal causa da aceleração do processo de eutrofização (WEINER & MATTHEWS, 2003).

Os poluentes podem ser lançados no corpo hídrico de duas formas: pontual ou difusa. Emissões pontuais caracterizam-se pelo lançamento de agentes poluidores de forma centralizada, em um único ponto, geralmente através de tubulações. Lançamentos difusos não possuem ponto de emissão específico, sendo despejados de forma dispersa. Normalmente, cargas domésticas e industriais são despejadas são lançadas de forma pontual, enquanto fertilizantes e sedimentos são exemplos de fontes difusas de poluição (ZHANG, 2014).

Segundo Vigil (2003), o esgoto pode ser classificado de acordo com sua fonte geradora:

- a) Efluente Doméstico: originário de áreas residenciais, comércios e instituições. Constitui-se por águas oriundas da higiene pessoal, limpeza do ambiente, preparo de alimentos e demais usos pertinentes ao ambiente urbano;
- b) Efluente Industrial: efluente gerado por atividades industriais. O tratamento deste tipo de dejetos exige etapas especiais para remoção de substâncias específicas;
- c) Escoamento de chuvas: água proveniente de precipitações pluviométricas, a qual é responsável pelo carreamento de substâncias presentes no ambiente urbano, gases nocivos da atmosfera e sedimentos;

d) Infiltração: efluente que entra nos sistemas de drenagem pluvial e sanitário.

O esgoto doméstico é constituído 99,9% de água e 0,1% de matéria orgânica e inorgânica, dividida entre sólidos suspensos, dissolvidos e microrganismos. A matéria orgânica presente no esgoto é composta basicamente por: proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), óleos e gorduras (8% a 12%). Outra substância de destaque é a ureia, encontrada em grande quantidade na urina, composto de grande relevância para o fenômeno de eutrofização (TCHOBANOGLOUS, BURTON & STENSEL, 2003).

Por último, tem-se a presença de uma variedade de compostos orgânicos, que apresentam diferentes graus de complexidade molecular. Devido a esta grande quantidade de substâncias na água, torna-se inviável a caracterização específica dos componentes no efluente. A matéria orgânica presente no efluente doméstico é o principal agente causador da poluição dos corpos d'água, devido ao consumo de oxigênio dissolvido pela atividade metabólica de microrganismos decompositores (VON SPERLING, 2014b).

A resolução CONAMA 430 de 15 de maio de 2011 é responsável pela determinação dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos. Esta resolução, de caráter complementar, estabelece que a condição de atendimento aos parâmetros físico-químico e microbiológicos devem ser respeitados de forma que o corpo hídrico após se misturar com afluente, não se descaracterize e/ou deixe de apresentar condições necessárias de suporte à vida aquática, determinando a capacidade de suporte do corpo receptor (BRASIL, 2011).

A seguir, serão definidos dois conceitos oportunos ao entendimento da qualidade da água e poluição do meio aquático: Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e Oxigênio Dissolvido – OD. Os quais constituem-se como parâmetros fundamentais no método de Streeter-Phelps, visto que o objetivo de tal método é observar a variação destes dois parâmetros ao longo do curso do corpo hídrico estudado.

3.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio, comumente conhecida como DBO, é um parâmetro de medição indireta da capacidade poluidora de determinada carga poluente presente na água. Este parâmetro baseia-se na medição da variação de oxigênio num determinado tempo, em consequência da ação metabólica dos microrganismos consumidores de matéria orgânica biodegradável. Dessa forma, observa-se que, quanto maior for a variação de oxigênio, maior a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente. Em geral, os esgotos domésticos apresentam uma concentração de aproximadamente 300mg/L de DBO. A partir de tal

informação, estima-se que 1 litro de efluente consuma 300 miligramas de oxigênio (SPERLING, 2014b).

Por convenção, o teste laboratorial é realizado num intervalo de cinco dias. Dessa forma, o procedimento é chamado de DBO_5 , ou seja, a quantidade de oxigênio consumido num período de cinco dias. A temperatura estabelecida para realização do teste seja de 20°C, uma vez que nesta condição a velocidade metabólica das bactérias é estável. Portanto, o padrão de medição é conhecido como DBO_5^{20} (WEINER & MATTHEWS, 2003).

3.3.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

Este parâmetro consiste no oxigênio disponível no meio aquático. Tal parâmetro é imprescindível para a maioria dos seres vivos presentes no meio aquático, devido a dependência das espécies aeróbias (peixes e seres invertebrados). A presença e variação de sua concentração na água está relacionada aos seguintes fatores: saturação de oxigênio atmosférico no meio, produção através de seres fotossintetizantes, consumo por conta dos seres aeróbios e reação durante processos físico-químicos naturais.

A concentração de saturação do oxigênio na água limpa, aos 20°C, é de 9,2 mg/L. A temperatura e solubilidade do oxigênio são inversamente proporcionais, ou seja, quanto maior a temperatura no ambiente, menor a quantidade de oxigênio dissolvido no meio. A maioria das espécies aquáticas exigem uma concentração acima de 5 mg/L para sobreviverem. Em concentrações iguais a 2 mg/L, a maior parte dos seres aeróbios não sobrevivem (VON SPERLING, 2014a).

3.4 AUTODEPURAÇÃO DOS RIOS

De acordo com Ostroumov (2017), os corpos hídricos possuem a capacidade de degradar a matéria orgânica biodegradável, encontrando um novo estado de equilíbrio entre os fatores bióticos e abióticos. Este fenômeno é conhecido por autodepuração e acontece por meio de processos:

- Físicos: sedimentação e diluição;
- Químicos: oxidação e redução;
- Biológicos: Metabolização da matéria orgânica por algas e bactérias.

Ressalta-se a importância deste último processo, com a ação de microrganismos

decompositores aeróbios consumindo a matéria orgânica complexa (proteínas, gorduras) e transformando-a em compostos mais simples (compostos nitrogenados, dióxido de carbono, entre outros). Como consequência, tem-se o consumo, e consequentemente, decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido na água.

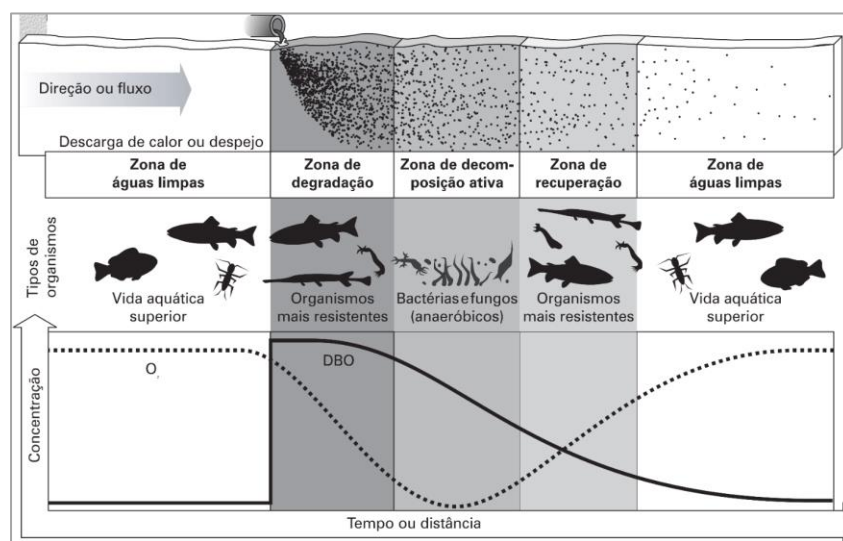
Portanto, pode-se fazer uma analogia entre a dinâmica do ecossistema em questão e um biorreator, a qual é capaz de modificar toda matéria e energia a fim de encontrar um equilíbrio dinâmico entre os elementos bióticos e abióticos. Os principais fatores que determinam o tempo de autodepuração de um corpo hídrico são a carga de poluentes na água, volume do corpo hídrico e demais características hidráulicas. (VON SPERLING, 2014a).

O processo de autodepuração do corpo hídrico pode ser dividido em duas etapas principais, que consistem (BRAGA, 2005; SPELLMAN & DRINAN, 2001):

- 1) Decomposição da matéria orgânica, etapa em que acontece o consumo de oxigênio dissolvido (OD) na água;
- 2) Oxigenação do meio aquático, processo que ocorre através da atividade fotossintética de algas e plantas e pelo processo de dissolução do oxigênio atmosférico.

A autodepuração também pode ser descrita de acordo com zonas de interação dos elementos dentro do ecossistema aquático, conforme os tópicos a seguir demonstrados na figura 3:

Figura 3: Processo de Autodepuração



Fonte: Braga (2005).

1) Zona de Águas Limpas: Região do corpo hídrico que antecede o ponto de lançamento de poluentes. Nesta zona, encontra-se grande diversidade de seres vivos, com níveis de OD compatíveis à sobrevivência dos organismos e baixa concentração de DBO.

2) Zona de Degradação: Local de encontro da carga poluente e corpo hídrico. Neste ponto, a concentração de matéria orgânica cresce, ao passo que o OD diminui. Ocorre o crescimento expressivo de fungos e bactérias nesta zona. Em contrapartida, o número de outros espécimes diminui. A água aparenta turbidez e coloração escura, a depender da concentração de efluentes.

3) Zona de Decomposição Ativa: Região de menor concentração de oxigênio dissolvido. Os processos de oxigenação não são capazes de suprir o consumo dos microrganismos decompositores, e o corpo hídrico pode alcançar níveis críticos de concentração de OD, podendo atingir o estado de anaerobiose. Em decorrência disso, ocorre o processo de decomposição anaeróbia da matéria orgânica, convergindo na formação de gases como o metano e sulfeto de hidrogênio. Este último exemplo tem um forte odor característico. Nesta fase, concentração de matéria orgânica tende a diminuir.

4) Zona de Recuperação: Nesta etapa, a concentração de matéria orgânica na água encontra-se em níveis baixos, enquanto o oxigênio dissolvido aumenta de modo que o número de microrganismos decompositores diminui e outros tipos de organismos voltam ao meio. As características físicas começam a voltar ao seu estado natural, apresentando menos turbidez e diminuindo sua coloração escura. Por último, observa-se o crescimento de algas devido a concentração de compostos oriundos da degradação da matéria orgânica.

5) Zona de água limpa: Neste estágio, a água volta a apresentar os parâmetros propícios para o retorno da fauna e flora característicos, com estabilização da concentração de matéria orgânica, baixa concentração de DBO e aumento do oxigênio dissolvido. No entanto, a água pode conter organismos patogênicos.

3.5 MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DE CORPOS HÍDRICOS

De acordo com Burak (1992, pág. 68), modelagem matemática pode ser definida como “um conjunto de procedimentos cujo objetivo é estabelecer um paralelo para tentar explicar, matematicamente, os fenômenos presentes no cotidiano do ser humano, ajudando-o a fazer previsões e a tomar decisões”. Tal conceito, integra diversas áreas de conhecimento, tendo como base a matemática aplicada e a computação científica.

A modelagem de um sistema tem como objetivo estudar o seu comportamento,

interações e, conseqüentemente, predizer alterações nos elementos que compõem o objeto de estudo, além do grau de interferência das variáveis dentro do processo. Para isso, a modelagem simplifica o fenômeno estudado, de forma a selecionar os parâmetros mais relevantes ao estudo, visto que num problema real o número de variáveis e suas interações inviabilizam a sua representação de forma completa. Um modelo matemático é composto basicamente por uma estrutura teórica, coeficientes de ajuste, e dados de entrada e saída (BURAK, 1992; NASCHIN; TABAK, 2005; VON SPERLING, 2014a).

O processo de desenvolvimento de um modelo matemático está exemplificado no quadro 2, exposto abaixo:

Quadro 2: Etapas do processo de modelagem matemática

1° Problematização do fenômeno
Definição dos objetivos a serem desenvolvidos.
2° Delimitação do Sistema e Variáveis Envolvidas
Demarcação da abrangência do sistema físico estudado, além das variáveis relevantes ao estudo.
3° Escolha do tipo de modelo utilizado
Adequação do tipo modelo utilizado de acordo com objetivos e grau de complexidade do estudo.
4° Resolução do modelo
Escolha do método (analítico ou numérico) de solução do problema.
5° Calibração e Verificação
Variação dos coeficientes do modelo para ajuste entre os dados observados e estimados. Verificação da coerência dos valores obtidos em relação ao estudo.
6° Validação
Utilização de dados experimentais independentes para avaliação da calibragem do modelo matemático.
7° Análise dos Resultados
Avaliação dos dados obtidos e aplicação em conformidade ao objetivo proposto.

Fonte: (adaptado de Von Sperling, 2014a).

No que concerne o desenvolvimento da modelagem matemática relativa à qualidade da água de corpos hídricos, o primeiro modelo a ser utilizado para determinação de parâmetros foi desenvolvido em 1925 por Harold W. Streeter Earle B. Phelps. No estudo, os autores desenvolveram um modelo capaz de determinar a variação da concentração de oxigênio no rio

Ohio. Apesar de ser relativamente simples, o modelo de Streeter-Phelps ainda é utilizado no desenvolvimento de pesquisas e tem servido como base para o desenvolvimento de métodos mais modernos (FLECK, TAVARES, EYNG, 2013).

3.5.1 Modelo Streeter-Phelps

O modelo de Streeter-Phelps tem como objetivo determinar o comportamento do corpo hídrico durante a perturbação causada pelo lançamento de esgoto, seja em estado bruto ou tratado. Para isto, utiliza o conceito de cinética química aplicado às concentrações de OD e DBO no meio, relacionando a variação de concentração desses parâmetros e as características do corpo hídrico. Desta forma, obtém-se a concentração de DBO remanescente e OD de acordo com a extensão do rio, parametrizando o processo de autodepuração (VON SPERLING, 2014a).

O modelo pode ser adaptado para diferentes situações, como lançamentos pontuais, difusos, vazão de fluxo disperso, condições de anaerobiose no meio aquático, interferência dos processos de nitrificação, fotossíntese, sedimentação de matéria orgânica, entre outros. No entanto, são estabelecidas algumas condições para sua utilização, como a consideração de regime estacionário em relação aos parâmetros, como a temperatura e vazão do rio; e a uniformidade das características hidráulicas do rio (largura e profundidade) (VON SPERLING, 2014a).

O estudo de autodepuração dos corpos hídricos é utilizado no processo de obtenção de outorgas de diluição e controle ambiental da descarga de efluentes, visto que os corpos hídricos podem ser sobrecarregados ou seu potencial de diluição não subaproveitado. O estudo de autodepuração também pode ser aplicado para o dimensionamento de estações de tratamento de esgoto, uma vez que a utilização do corpo hídrico para a diluição do efluente é uma das etapas do processo de tratamento e disposição do esgoto gerado.

O modelo leva em consideração três processos fundamentais: diluição, desoxigenação e reaeração. A variação dos parâmetros supracitados acontece de acordo com atividade metabólica dos microrganismos, dispersão do efluente, consumo e dissolução do oxigênio atmosférico no meio aquático. Conforme citado anteriormente, o fenômeno da autodepuração do corpo hídrico desencadeia o consumo e, conseqüentemente, diminuição da concentração de oxigênio no meio, levando este a um déficit de OD. Deste modo, os processos de desoxigenação e reaeração podem ser analisados em função do déficit da concentração de OD (STREETER & PHELPS, 1958).

A cinética química para os dois fenômenos supracitados é considerada de primeira ordem, isto é, a velocidade da reação é proporcional à concentração dos reagentes. Como resultado, os gráficos de variação das concentrações de DBO e OD apresentam um perfil parabólico, conforme será apresentado nas figuras 4 e 5. Um ponto válido de atenção caracteriza-se pela liberdade que o modelo permite ao analisar-se a variação dos parâmetros em função do tempo (t) ou a distância em determinado trecho do rio (x) (STREETER & PHELPS, 1958).

O consumo de DBO no meio pode ser analisado sob dois aspectos: conforme o consumo cumulativo de matéria orgânica biodegradável ($DBO_{consumida}$) ou de acordo com a concentração de matéria orgânica remanescente no meio ($DBO_{remanescente}$). Enquanto o valor da DBO consumida tende a aumentar até atingir o grau de equilíbrio, o valor da DBO remanescente diminui conforme há o consumo de matéria orgânica biodegradável, atingindo um valor mínimo, o que torna os valores dessas duas grandezas inversamente proporcionais entre si (VON SPERLING, 2014a). A representação gráfica da variação da DBO é mostrada na figura 4.

A variação da concentração DBO remanescente pode ser expressa pela cinética de consumo da matéria orgânica, visto que sua concentração tende a diminuir devido a ação dos microrganismos decompositores e dispersão da matéria. O coeficiente K_1 , ou coeficiente de desoxigenação, é uma constante que determina a velocidade da reação de consumo do oxigênio. Este coeficiente é determinado de forma experimental, através da temperatura e o tipo de efluente despejado no rio (VON SPERLING, 2014a).

Cinética da concentração de DBO (desoxigenação):

$$-r_L = K_1 L \quad (1)$$

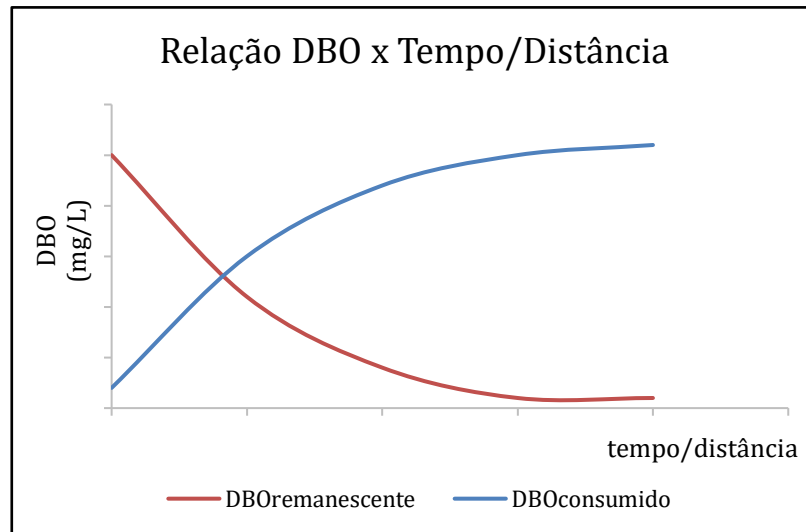
Onde:

r_L = Velocidade do processo de desoxigenação (mg/L*dia)

L = DBO remanescente (mg/L);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹);

Figura 4: Variação da DBO em relação ao Tempo



Fonte: adaptado de Von Sperling (2014a).

Através da equação da continuidade mássica simplificada para condições estacionárias, chega-se à fórmula que expressa a concentração de DBO. O cálculo é feito através da relação entre a variação de DBO em relação à distância e a cinética do processo de desoxigenação:

$$u \frac{dL}{dx} = -K_1 L \rightarrow \int_{L_0}^L \frac{dL}{L} = -K_1 \int_0^x dx \therefore$$

$$L = L_0 e^{\frac{-K_1 x}{u}} \quad (2)$$

Onde:

L: DBO da mistura em determinado trecho (x), expressa em miligramas por litro (mg/L);

L_0 : DBO inicial no corpo hídrico em miligramas por litro (mg/L);

K_1 : Coeficiente de desoxigenação em dia^{-1} ;

u: Velocidade do corpo hídrico em metros por segundo (m/s);

x: Trecho do corpo hídrico, em metros (m).

A fim de relacionar a variável isolada (L) com o tempo (t), deve-se realizar as respectivas substituições de acordo com a fórmula da velocidade. Este conceito pode ser aplicado a diferentes fórmulas do modelo de Streeter-Phelps, conforme será demonstrado.

$$u = \frac{x}{t} \therefore t = \frac{x}{u}$$

Onde:

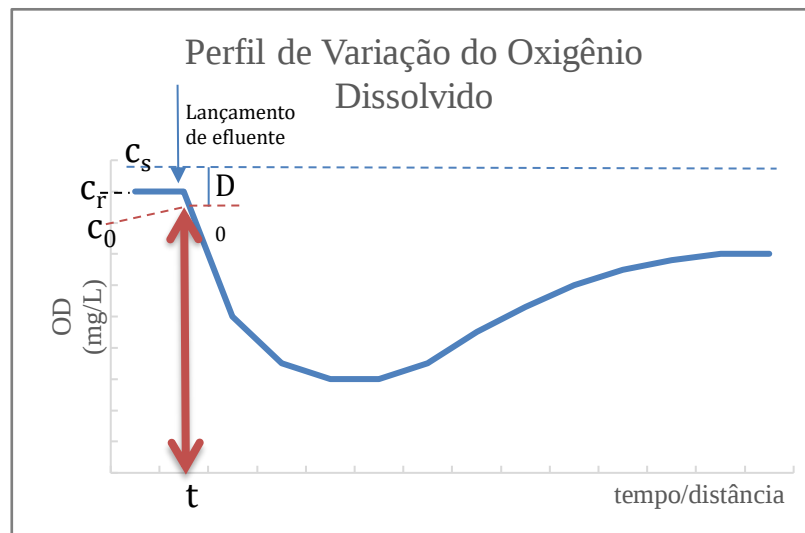
t: tempo referente a concentração/trecho do corpo hídrico, em segundos (s)

Desta forma, a equação (2) pode ser reescrita como:

$$L = L_o e^{-K_1 t} \quad (3)$$

No ambiente aquático, a concentração de OD encontra-se em equilíbrio de forma que os seres vivos presentes no ecossistema aquático coexistem de forma harmônica. Porém, durante o lançamento de efluentes com alta carga de matéria orgânica biodegradável, a concentração de oxigênio dissolvido no ambiente tende a sofrer uma variação desproporcional, uma vez que ocorre o seu consumo durante o processo de metabolização da matéria orgânica pelos microrganismos decompositores (VON SPERLING, 2014a). O processo de variação do oxigênio está representado no gráfico da figura 5:

Figura 5: Perfil de Variação do Oxigênio Dissolvido



Fonte: adaptado de Von Sperling (2014a).

Durante o processo de autodepuração do rio, a cinética do processo de reaeração primariamente pode ser entendida a partir do processo de saturação do oxigênio atmosférico na água. O déficit de oxigênio (D) é definido pela diferença entre a concentração de saturação do oxigênio atmosférico (C_s) e concentração de oxigênio no corpo hídrico em determinado tempo ($C(t)$). Os parâmetros D_0 , C_0 e t_0 referem-se respectivamente ao déficit de oxigênio, concentração de oxigênio e o instante “t” durante a mistura entre o efluente e o rio (STREETTER & PHELPS, 1958; VON SPERLING, 2014a). O gráfico apresentado pela figura 5 expressa a variação dos parâmetros supracitados durante o lançamento pontual de esgoto.

A cinética do processo de reaeração é negativa em relação ao déficit de oxigênio, uma vez que estes configuram-se como processos inversos. O coeficiente de reaeração (K_2) está relacionado ao processo de dissolução do oxigênio atmosférico no meio aquático. Esta constante pode ser determinada pelas características de vazão do rio e aspectos hidráulicos do mesmo (VON SPERLING, 2014a).

Equações relacionadas à cinética de reaeração:

$$r_D = -K_2 D \quad (5),$$

e

$$D_{(t)} = C_s - C_{(t)} \quad (6),$$

Onde:

K_2 = Coeficiente de reaeração (dia^{-1});

$D_{(t)}$ = Déficit de Oxigênio em função de tempo t , em (mg/L);

C_s = Concentração de saturação do oxigênio atmosférico;

$C_{(t)}$ = Concentração de oxigênio no corpo hídrico no instante “ t ”.

A taxa de cinética química do déficit de OD pode ser entendido como a relação entre a taxas de desoxigenação e reaeração (STREETER & PHELPS, 1958). Consequentemente, obtém-se:

$$u \frac{dD}{dx} = r \quad (7)$$

Substituindo-se na fórmula pelas cinéticas químicas das equações (1) e (5), obtemos:

$$u \frac{dD}{dx} = K_1 L - K_2 D \quad (8)$$

Integrando esta equação, obtém-se:

$$D = \frac{K_1 L_o}{k_2 - k_1} \left(e^{\frac{-k_1 x}{v}} - e^{\frac{-k_2 x}{v}} \right) + D_o e^{\frac{-k_2 x}{v}}$$

Onde:

D_o : Déficit de OD inicial.

K_2 : Coeficiente de reaeração em dia^{-1} .

u : Velocidade do corpo hídrico em m/s.

x : Distância, em metros.

K_1 : Coeficiente de desoxigenação em dia^{-1} .

L_o : DBO inicial no corpo hídrico em mg/L

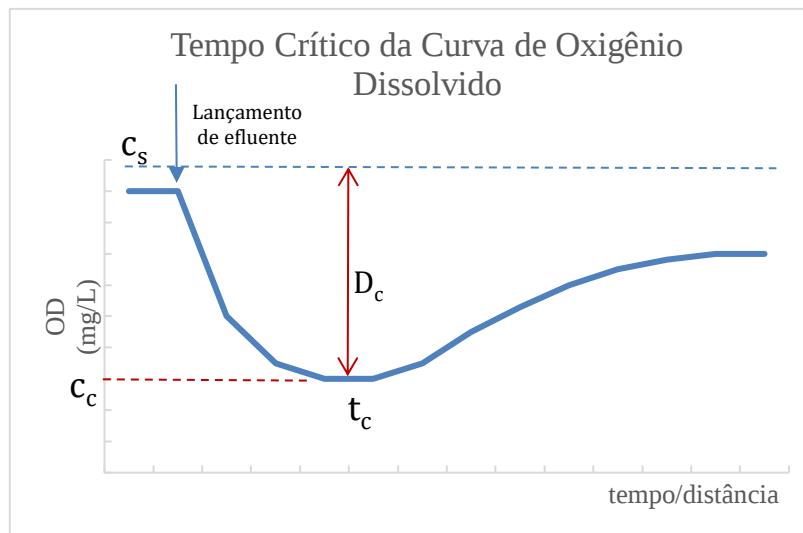
De maneira análoga, o déficit de oxigênio inicial (D_0) corresponde a diferença entre a concentração de saturação do oxigênio dissolvido (C_s) e da concentração de OD logo após a mistura entre o rio e o efluente (C_0).

Dando continuidade a dedução das fórmulas, substitui-se a equação (6) na equação de déficit final a fim de descobrir a concentração de Oxigênio Dissolvido em determinado ponto:

$$C_{(x)} = C_s - \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} \left(e^{\frac{-K_1 x}{v}} - e^{\frac{-K_2 x}{v}} \right) + (C_s - C_0) e^{\frac{-K_2 x}{v}} \quad (9)$$

Analisando-se a figura 6, referente à curva de variação de OD, observa-se que o gráfico comporta-se como uma parábola, atingindo seu valor mínimo no tempo crítico (t_c). Neste ponto, o corpo hídrico caracteriza-se como a zona de decomposição ativa, apresentando péssimas condições de sobrevivência para a maioria dos seres vivos aquáticos. A quantidade de oxigênio consumido para a decomposição de matéria orgânica supera a quantidade recuperada pelo processo de reaeração. Portanto, define-se como tempo crítico, o tempo necessário para que o corpo hídrico atinja a menor concentração de OD (MASTERS & ELA, 2014).

Figura 6: Gráfico do Tempo Crítico para Oxigênio Dissolvido



Fonte: adaptado de Von Sperling (2014a).

O tempo crítico pode ser calculado pela fórmula:

$$t_c = \frac{1}{k_2 - k_1} \ln \left\{ \frac{k_2}{k_1} \left[1 - \frac{D_0(k_2 - k_1)}{k_1 L_0} \right] \right\} \quad (10)$$

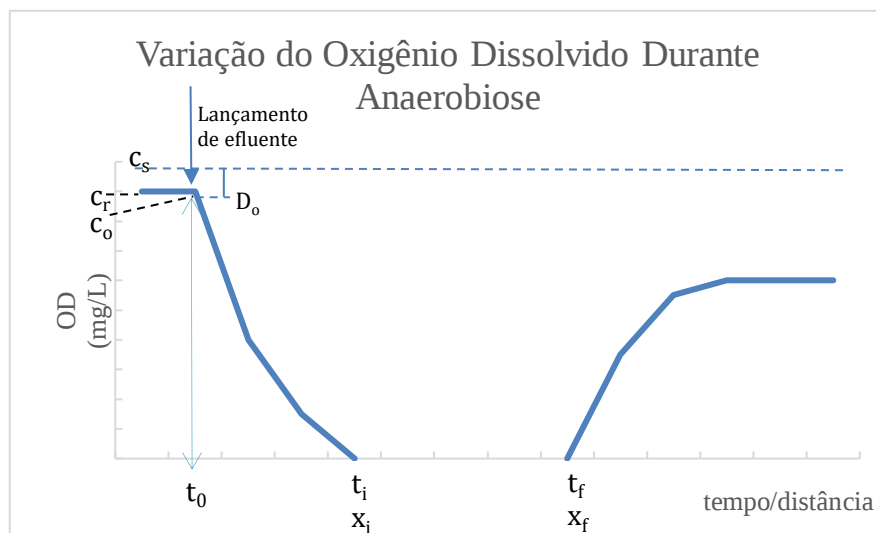
Esta equação é obtida através da função “D”. Neste caso, o cálculo da derivada é utilizado para obtenção do valor mínimo alcançado pela função (STEWART, 2009a).

Para condições de anaerobiose, a equação tradicional de Streeter-Phelps perde sua validade, apresentando um comportamento anômalo. Nestes casos, deve-se utilizar uma adaptação ao modelo original, capaz de determinar os momentos iniciais e finais de anaerobiose (VON SPERLING, 2014a). Em vista disso, são feitas as seguintes considerações:

- 1) A quantidade de oxigênio disponível é menor que a quantidade exigida pelos processos de decomposição da matéria orgânica. Consequentemente, todo o oxigênio que entra no sistema é consumido. Portanto, entende-se que a taxa de conversão de matéria orgânica é regida pela velocidade de reação do processo de reaeração;
- 2) O mecanismo de transferência de oxigênio na fase anaeróbica é igual ao processo da fase aeróbica;
- 3) A decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos anaeróbios não é levada em consideração, devido a lenta taxa de conversão;
- 4) Durante todo o trecho de anaerobiose, o valor do oxigênio dissolvido é igual a zero.

Na figura 7 é possível observar o perfil de variação de oxigênio dissolvido durante o lançamento pontual de efluente:

Figura 7: Perfil do Oxigênio Dissolvido durante Anaerobiose



Fonte: próprio autor (2023).

O tempo inicial do processo de anaerobiose é encontrado através equação (9), no momento que a concentração de oxigênio dissolvido atinge zero. Fazendo a substituição de

(x/v) por t , conforme demonstrado anteriormente, a equação resume-se a:

$$0 = C_s - \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (e^{-K_1 t_i} - e^{-K_2 t_i}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t_i} \quad (11)$$

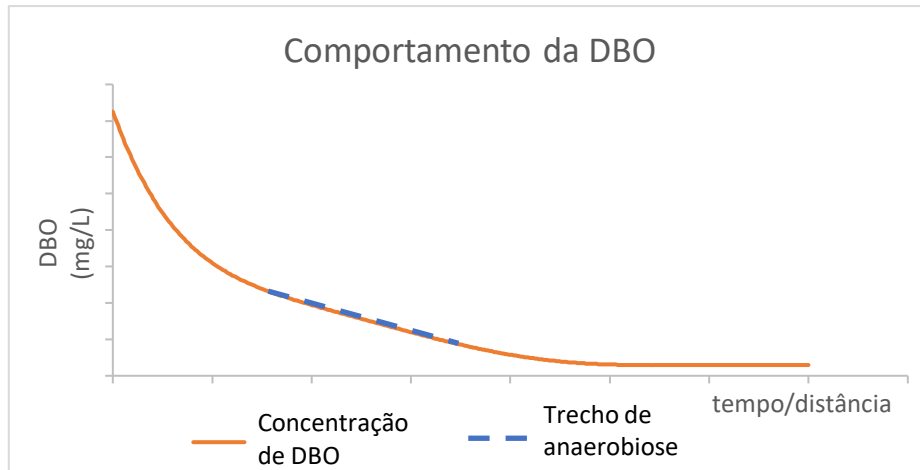
Onde:

t_i : Tempo inicial do trecho de anaerobiose (fim do trecho de aerobiose).

O comportamento da DBO é mostrado na figura 8, o qual denota um decréscimo linear durante a fase anaeróbica do processo. Com intuito de conhecer a concentração de DBO no final do trecho de aerobiose (L_i), adapta-se equação (3) com a utilização de t_i , descoberto através da função (11):

$$L_i = L_0 e^{-K_1 t_i} \quad (12)$$

Figura 8: Concentração da DBO durante Anaerobiose



Fonte: próprio autor (2023).

Como citado anteriormente, a taxa de conversão de matéria orgânica é limitada pela velocidade de reação do processo de reaeração, resultando na equação abaixo:

$$u \frac{dL}{dx} = -K_2 C_s$$

Como consequência da dependência da variação da concentração de DBO em relação ao processo de reaeração, observa-se que o decréscimo desta variável ocorre de maneira linear durante o trecho de anaerobiose. Mediante o exposto, a função obtida para a concentração de DBO num instante qualquer durante o trecho relatado está descrita abaixo:

$$L = L_i - K_2 C_s t_{an} \quad (13)$$

Onde:

t_{an} = tempo em instante qualquer durante trecho de anaerobiose. É resultado da subtração entre o tempo total (t) e o tempo de início do trecho de anaerobiose (t_i).

Para encontrar a concentração final de DBO no trecho de anaerobiose, basta substituir L_i por L_f e t_{an} em t_{da} na equação (13):

$$L_f = L_i - K_2 C_s t_{da} \quad (14)$$

Onde:

t_{da} : tempo de duração do trecho de anaerobiose

O processo de anaerobiose ocorrerá até o momento em que as taxas de consumo da matéria orgânica (relativo ao processo aeróbio) e taxa de reaeração se igualem. A partir deste ponto, a taxa de reaeração deixa de ser o fator limitante da reação, ultrapassando a taxa de decomposição da matéria orgânica. Desta forma, a concentração de oxigênio dissolvido é restaurada.

$$K_1 \cdot L_f = K_2 \cdot C_s \quad (15)$$

Substituindo a equação (14) em (15), é possível obter o tempo de duração do período de anaerobiose:

$$t_{da} = \frac{L_i}{K_2 \cdot C_s} - \frac{1}{K_1} \quad (16)$$

O tempo de término do processo de anaerobiose é igual a soma do tempo inicial de anaerobiose (t_i) e tempo de duração da anaerobiose (t_f).

$$t_f = t_i + t_{da} \quad (17)$$

3.6 RIO GANGAN

O estado do Maranhão possui 15 bacias hidrográficas, sendo 12 de domínio estadual, e 3 de domínio federal, ou seja, percorrem mais de um Estado da Federação. O sistema de bacias maranhenses apresenta um grande potencial hídrico, porém necessita de estruturas eficazes para correta gestão dos recursos hídricos e consequentemente, atendimento às necessidades da população (BATISTELLA et al., 2013; UEMA, 2016).

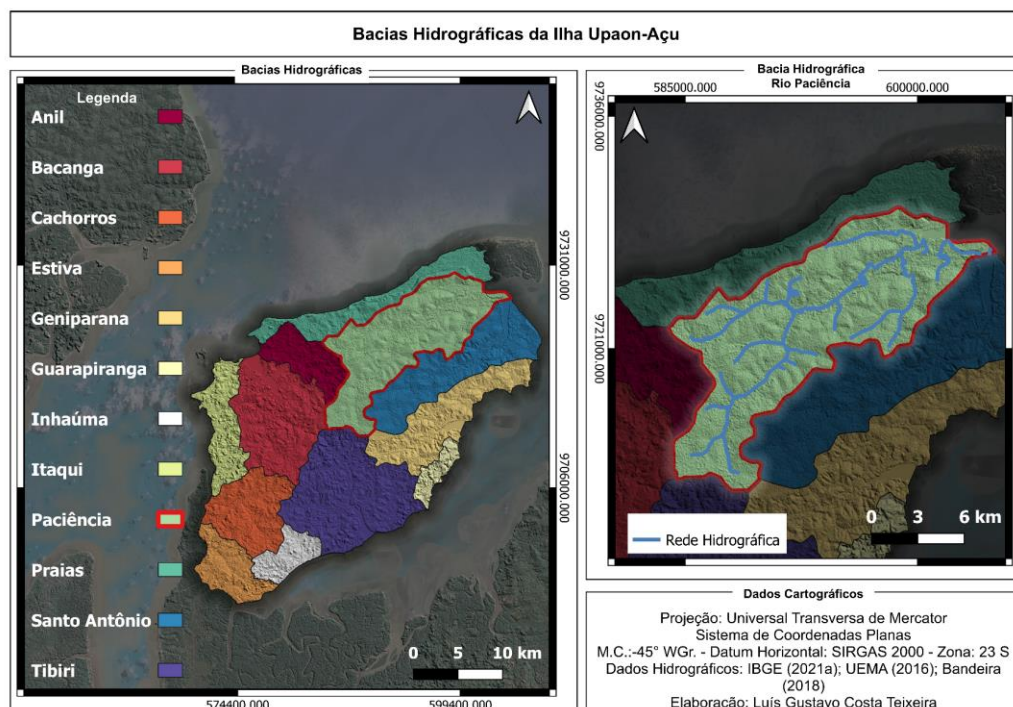
Conforme exemplificado na figura 9, na Ilha Upaon-Açu existem 12 grandes bacias hidrográficas, essas inicialmente propostas pelo Gerenciamento Costeiro do Estado do Maranhão no ano de 1998: Anil, Bacanga, Tibiri, Paciência, Inhaúma, Praias, Santo Antônio, Estiva, Geniparana, Cachorros, Guarapiranga e Itaqui. A hidrografia da Ilha do Maranhão é

formada basicamente por rios de pequeno porte que desaguam de forma descentralizada em regiões de mangues, dunas e praias (UEMA, 2016).

A bacia do Rio Paciência caracteriza-se como a maior bacia hidrográfica de São Luís em termos de extensão de área, possuindo 150,51 km². Seu principal rio tem 27,82 km de comprimento, cortando trechos dos quatro municípios da ilha. Uma das principais características da bacia hidrográfica consiste na recarga dos aquíferos da região, contribuindo de forma indireta com o abastecimento público (UEMA, 2016). No entanto, destaca-se as atividades antrópicas em torno desta bacia hidrográfica, o que tem provocado a deterioração dos seus corpos hídricos (MARQUES et al., 2021).

A sub-bacia do Rio Gangan faz parte da bacia do Rio Paciência, conforme mostrado na figura 10. Tal bacia é composta pelo corpo hídrico principal – Rio Gangan, também conhecido por Riacho do Turu (DSG, 2013) e três afluentes temporários. Sua extensão percorre três municípios da ilha: São Luís, São José de Ribamar e Paço do Lumiar. Com auxílio do *software* de geoprocessamento QGIS, estimou-se a área de drenagem da sub-bacia em aproximadamente 22,94 km² e extensão de aproximadamente 8,2 km.

Figura 9: Bacias Hidrográficas da Ilha Upaon-Açu



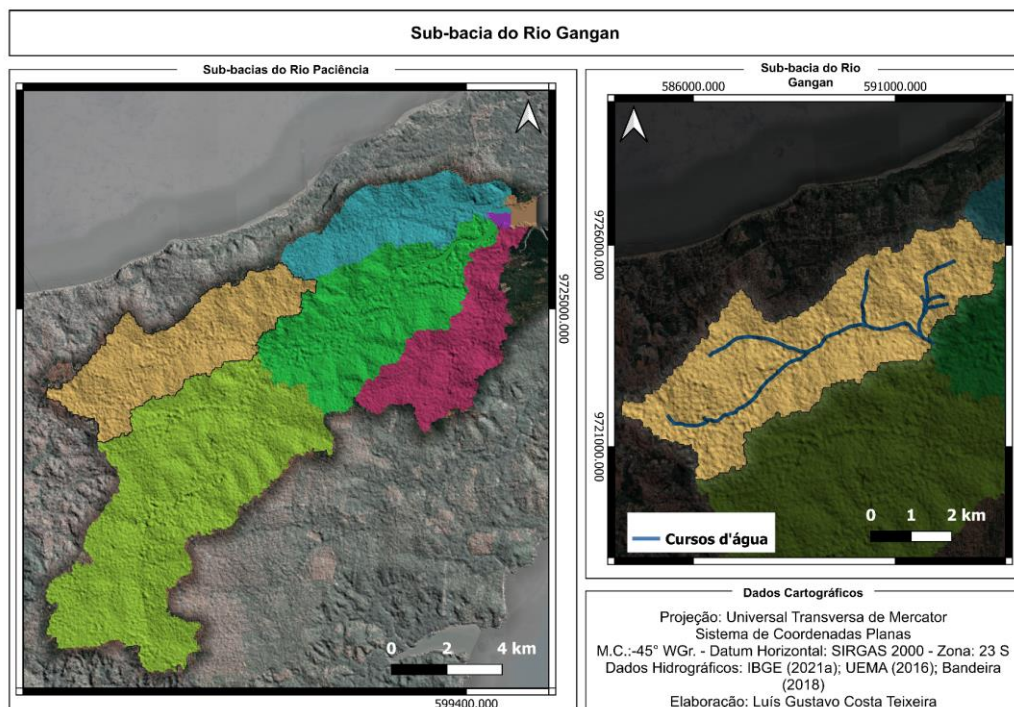
Fonte: próprio autor (2023).

A região da sub-bacia do Rio Gangan é responsável pela diluição dos efluentes gerados

pelas estações de tratamento de esgoto dos condomínios da região. Esta sub-bacia tem sido afetada com o processo de urbanização desordenado, caracterizando pela ocupação irregular do solo urbano, principalmente às margens do rio, e pela deficiência de infraestrutura da região, impactando de forma significativa o corpo hídrico. Nesta direção, a qualidade das águas encontradas no corpo hídrico citado é altamente prejudicada, pois, possuem aspecto cinzento e forte odor, características de águas poluídas por fontes de efluentes sanitários não tratados (GOMES; LAGO & BARBOSA, 2019;).

. Destaca-se que a deterioração deste corpo hídrico pode impactar no abastecimento de São Luís, uma vez que a Bacia Hidrográfica do Rio Paciência contribui para a recarga de aquíferos do sistema de abastecimento de água da região (CORRÊA et al, 2019).

Figura 10: Sub-bacia do Rio Gangan



Fonte: próprio autor (2023).

4 METODOLOGIA

O presente estudo caracterizou-se por uma pesquisa de cunho exploratório. Segundo Gil (2008), a pesquisa exploratória visa a observação e entendimento do fenômeno em destaque. Primeiramente, realizou-se um levantamento bibliográfico acerca da temática, considerando

também o levantamento de informações referentes ao local de estudo e conceitos matemáticos para análise de recuperação dos corpos hídricos.

Quanto ao delineamento da pesquisa, formulou-se sob a forma de estudo de caso. De acordo com Yin (2004), um estudo de caso é definido como a análise de um fenômeno em determinado contexto, não havendo separações definidas entre o fenômeno observado e o contexto o qual está inserido. Neste sentido, este trabalho investigou a capacidade de autodepuração do Rio Gangan, corpo pertencente à bacia hidrográfica do rio Paciência, localizado na região noroeste da cidade de São Luís.

Para tal foram realizadas simulações de lançamentos pontuais de esgoto em determinado trecho do corpo hídrico. Para caracterização do lançamento pontual de efluente, utilizou-se como base os dados coletados de diferentes condomínios da região. Justifica-se a escolha deste tipo de habitação para o desenvolvimento dos cálculos em virtude de sua melhor capacidade de contextualização para o modelo utilizado. Além disso, o crescimento deste tipo de moradia caracteriza-se como um dos principais projetos de expansão urbana em São Luís nos últimos anos, em razão de suas melhores condições de segurança e infraestrutura (AGUIAR, MONTEIRO & SERDOURA, 2016).

Conforme citado anteriormente, adotou-se a divisão das simulações em cenários. Cada cenário possui condições específicas no que tange às concentrações de DBO e OD na entrada do sistema, tanto para o corpo hídrico quanto para o efluente lançado. O primeiro cenário utiliza os parâmetros de DBO e OD coletados do rio, representando o contexto atual do corpo hídrico, e sua proposta é expor as condições ambientais e capacidade de depuração do Rio Gangan.

O segundo cenário também utiliza os parâmetros coletados no corpo hídrico, porém varia-se o volume de efluente despejado. O intuito consiste em observar a capacidade de depuração visto o crescimento populacional, uma alusão ao crescimento demográfico que a região tem sofrido nos últimos anos, projetando futuros cenários frente à constante urbanização da região.

O último cenário tem como objetivo analisar o comportamento de autodepuração do corpo hídrico relativo a condições ambientais ideais. Em vista disso foram adotados os parâmetros encontrados na resolução 357 da CONAMA para águas de classe 2. Em seguida, foram simulados três testes com volumes e concentrações de DBO crescentes para o efluente lançado, a fim de observar a capacidade de depuração do Rio Gangan.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DO TRECHO DE ANÁLISE DO RIO GANGAN

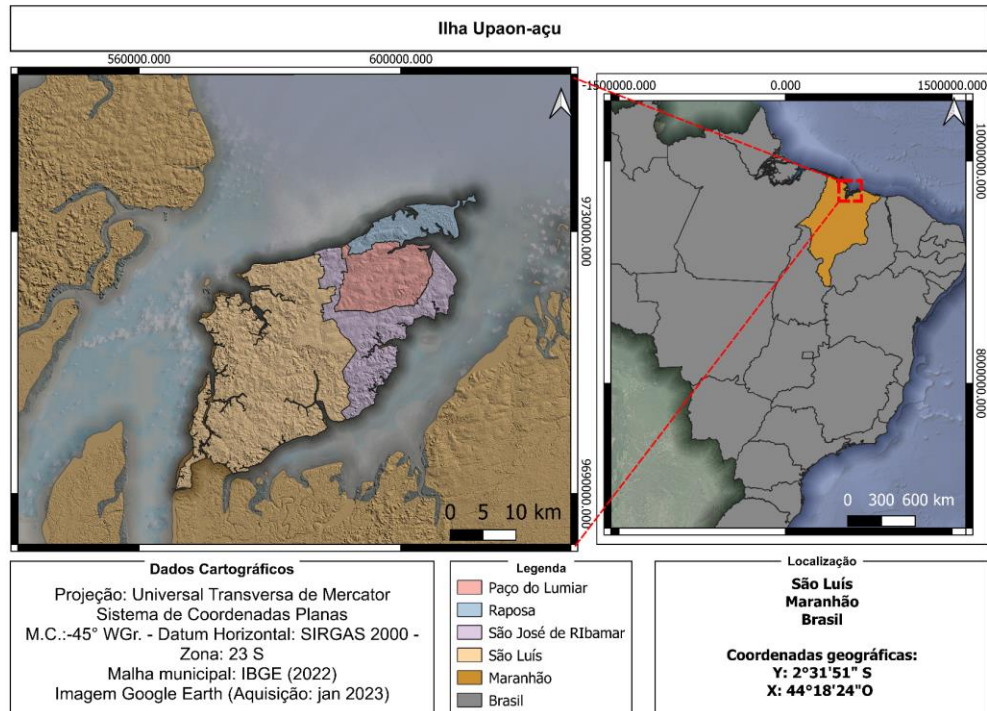
A caracterização do local de estudo foi realizada conforme os fatores geográficos e socioambientais da região. Realizou-se o levantamento das características do local, tais como: características sociais do ambiente, tipos de ocupação do terreno, presença de infraestrutura na região, entre outras características pertinentes. Realizou-se não somente a utilização de consultas bibliográficas para a obtenção de tais dados, mas também a realização de visitas *in loco* para obtenção de dados e definição do trecho a ser analisado.

O *locus* deste estudo fica no município de São Luís, capital do estado do Maranhão. Com uma população de aproximadamente 1 milhão e 115 habitantes, localiza-se na região nordeste do país. A capital maranhense juntamente com os municípios São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa, compõem a ilha Upaon Açu, conforme consta na figura 11 (IBGE, 2021b).

Devido a sua extensão territorial, o Estado do Maranhão apresenta uma grande variabilidade de suas características climatológicas, como precipitação, umidade e temperatura. Tal fator justifica-se pela região se caracterizar como uma zona de transição climática, compreendendo a zona equatorial, tropical zona equatorial (representando o maior percentual de área ocupada) e tropical brasil ocidental. Sua extensão territorial também é outro fator que contribui para variação das características supracitadas (UEMA, 2016).

Por sua vez, São Luís encontra-se na região de clima tropical zona equatorial, com períodos de seca que duram entre 4 e 5 meses. O trimestre com maior índice pluviométrico engloba os meses de fevereiro, março e abril, enquanto o de menor precipitações restringe-se entre julho e setembro. A região também apresenta um dos maiores índices pluviométricos do estado, alcançando os maiores índices de acúmulo anual de chuva de todo o estado. A temperatura do ar na região de estudo também se encontra entre os maiores índices do estado, com temperatura média anual de 26,5°C (UEMA, 2016).

Figura 11: Localização da cidade de São Luís-MA



Fonte: próprio autor (2023).

O ponto inicial do trecho escolhido para simulação do modelo (figura 12) localiza-se nas imediações do empreendimento *Le Baron*, na avenida General Arthur Carvalho, bairro Turu. A região destaca-se como majoritariamente residencial, caracterizada pela presença de conjuntos habitacionais, residências e pequenos comércio. Além disso, destaca-se o surgimento de novos condomínios horizontais na região. Mediante o exposto, definiu-se o comprimento do trecho estudado do corpo hídrico em 4,80 km, compreendido entre o ponto escolhido para início dos cálculos da simulação e a foz do rio Gangan, ponto de desague no rio Paciência, o qual pode ser observado na figura 13.

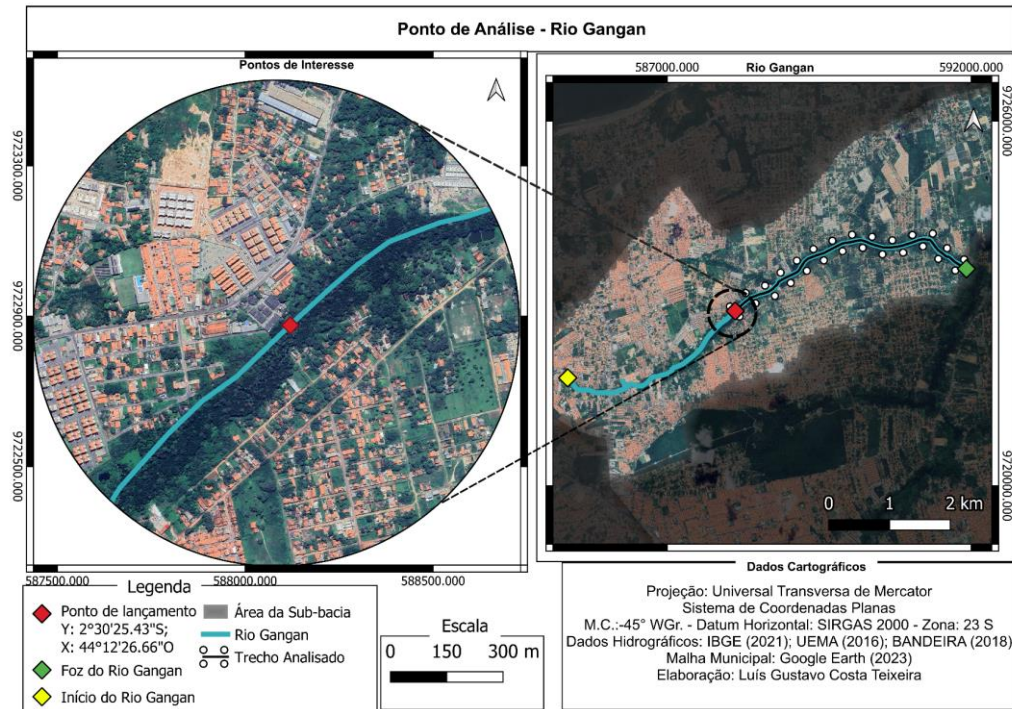
Figura 12: Ponto Inicial do Trecho analisado do Rio Gangan



Fonte: próprio autor.

Observou-se um grande volume de resíduos sólidos presentes ao longo das margens do corpo hídrico, como resíduos urbanos e de construção, mostrados na figura 14. Por outro lado, também observou-se padrões socioeconômicos distintos em diversos pontos da região, destacados principalmente pela diferença de infraestrutura das ruas e vias de acesso ao local. Em certos trechos do rio, percebe-se a ocorrência do lançamento de esgoto bruto nas águas do Rio Gangan, tornando-as de cor cinzenta e forte odor, como mostrado na figura 12.

Figura 13: Local de Análise do Estudo



Fonte: próprio autor (2023).

4.2 OBTENÇÃO DE DADOS

A seguir, estão expostas as deduções das fórmulas do modelo de Streeter-Phelps, além dos métodos utilizados para obtenção dos parâmetros de entrada para o sistema estudado.

4.2.1 Parâmetros Físico-Químicos do Corpo Hídrico

As amostras de água do trecho analisado foram coletadas no dia 14 de abril de 2023 (figura 14). A coleta foi realizada pelo laboratório Cernitas, o qual também foi responsável pelas análises físico-químicas. Utilizou-se um coletor de aço inox com cabo de aproximadamente 1,5 m para retirada de água do corpo hídrico. A seguir, o material foi armazenado em fracos polietileno com capacidade de 1000 ml devidamente esterilizados e ambientados, os quais foram encaminhados ao laboratório. Os parâmetros OD e Temperatura foram medidos *in loco*, através de medidor multiparâmetro, como consta na figura 15.

Figura 14: Coleta de Amostras no Trecho Estudado



Fonte: arquivo pessoal do autor (2023)

Os seguintes parâmetros foram analisados em laboratório: Cor Verdadeira, DBO, Nitrato, Nitrogênio total, Oxigênio Dissolvido, pH, Cloretos, Coliformes termotolerantes, Óleos e Graxas Totais, Temperatura e Turbidez. O resultado das análises pode ser consultado no relatório de ensaio, localizado na seção Anexo.

Figura 15: Realização da Leitura com Medidor Multiparamétrico



Fonte: próprio autor (2023).

Os procedimentos de armazenamento e métodos de análise adotados seguem as orientações determinadas por Baird, Eaton & Rice (2017). No laboratório, as amostras foram armazenadas a 4°C. Para análise do DBO, foi utilizado o método 5210 B, o qual consiste no teste de DBO₅, que mede a quantidade de matéria orgânica biodegradável consumida num intervalo de 5 dias, em condições específicas, como o controle da variação de pH e temperatura de 20° C, e a adição de uma cultura de microrganismos.

A seguir, estão expostos na tabela 1 os dados para DBO, OD e Temperatura obtidos na análise físico-química:

Tabela 1: Valores Obtidos para DBO, OD e Temperatura

Parâmetro	Valor
DBO	46,5 (mg/L)
OD	2,83 (mg/L)
Temperatura	27,9 °C

Fonte: próprio autor (2023).

4.2.2 Balanço de Massa e Equação da Continuidade:

A dedução das fórmulas de variação de DBO e OD, conforme o modelo de Streeter-Phelps, podem ser obtidas através da equação de balanço de massa e, posteriormente, a equação da continuidade mássica. Esta condição é regida pelo fenômeno da transferência de massa. Por meio das interações difusivas e convectivas da massa, ocorre o deslocamento e consequentemente variação de sua concentração num determinado volume de controle. Do ponto de vista difusivo, o balanço da taxa de massa tem como objetivo obter a variação da concentração de uma determinada substância em relação a um volume de controle (LIMA, 2011; CREMASCO, 2002):

Balanço de Massa:

$$[E_{C_A}] - [S_{C_A}] + [G_{C_A}] - [C_{C_A}] = [A_{C_A}]$$

Onde:

$[E_{C_A}]$ = Concentração mássica “A” de entrada;

$[S_{C_A}]$ = Concentração mássica “A” de saída;

$[G_{C_A}]$ = Taxa de consumo mássico “A”;

$[C_A]$ = Taxa de geração mássica “A”;

$[A_{C_A}]$ = Taxa de acúmulo mássico “A”;

Fazendo as devidas manipulações algébricas e aplicando o cálculo diferencial, obtém-se a equação da Continuidade Mássica, cujo objetivo é analisar a variação de um soluto “A” num determinado espaço ao longo do tempo (CREMASCO, 2002). Por conseguinte, obtém-se:

$$-\left[\frac{\partial C_A u}{\partial x} + \frac{\partial C_A v}{\partial y} + \frac{\partial C_A w}{\partial z}\right] + r_A = \frac{dC_A}{dt}$$

Onde:

$\frac{\partial C_A}{\partial x}$ = variação mássica do soluto “A” em relação ao eixo x;

$\frac{\partial C_A}{\partial y}$ = variação mássica do soluto “A” em relação ao eixo y;

$\frac{\partial C_A}{\partial z}$ = variação mássica do soluto “A” em relação ao eixo z;

u = velocidade de deslocamento de massa no eixo x;

v = velocidade de deslocamento de massa no eixo y;

w = velocidade de deslocamento de massa no eixo z;

r = velocidade de reação do soluto “A”;

$\frac{dC_A}{dt}$ = Taxa de acúmulo do soluto “A” em relação ao tempo.

Dando prosseguimento, três condições de contorno devem ser aplicadas (VON SPERLING, 2014a) para o desenvolvimento do modelo:

- 1) Regime estacionário: Não há acúmulo das concentrações de matéria orgânica ou oxigênio dissolvido no volume de controle. Além disso, velocidade de deslocamento mássico é considerada constante (u , v e z);
- 2) Características uniformes do corpo hídrico: Fatores como profundidade, largura, velocidade, e vazões permanecem as mesmas ao longo do rio;
- 3) Considerar deslocamento mássico somente no eixo x (dy e $dz = 0$).

Por fim, a equação da continuidade reduz-se a:

$$u \frac{\partial C_A}{\partial x} = r_A$$

4.2.3 Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) pelo Método de Streeter-Phelps

Primeiramente, a notação empregada para retratar a DBO nas fórmulas e equações do modelo é a utilização da letra L. Conforme citado anteriormente, a variação da concentração de cinética da reação utilizada para análise de DBO é igual ao processo cinético de desoxigenação (STREETER & PHELPS, 1958):

$$r_L = -K_1[L]^1$$

Em suma, a equação da taxa de variação DBO em relação é definida por:

$$\frac{\partial L}{\partial x} = -K_1[L]$$

Dando continuidade aos cálculos, isola-se os termos que possuem a variável “L” em um dos lados da equação:

$$u \frac{\partial L}{L} = -K_1 \partial x$$

O próximo passo é a integração dos termos. Os limites de integração para L referem-se à concentração no ponto de mistura entre o corpo receptor e efluente (L_0) e a concentração de DBO final (L). Para uma determinada distância “x”, os limites são definidos entre 0 e “x”. Por conseguinte, obtém-se:

$$u \int_{L_0}^L \frac{\partial L}{L} = -K_1 \int_0^x \partial x \rightarrow u[\ln L - \ln L_0] = -K_1 x \therefore$$

$$\ln \frac{L}{L_0} = \frac{-K_1 x}{u} \rightarrow \frac{L}{L_0} = e^{\frac{-K_1 x}{u}}, \text{ resultando em:}$$

$$L = L_0 e^{\frac{-K_1 x}{u}} \quad (18)$$

Uma vez que a velocidade é igual a relação entre espaço percorrido e o tempo de deslocamento de um determinado corpo ($u = \frac{x}{t}$), pode-se colocar a concentração L em função do tempo:

$$u = \frac{x}{t} \rightarrow t = \frac{x}{u}, \text{ substituindo em (18):}$$

$$L = L_0 e^{-K_1 t}$$

4.2.4 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido é medido em relação ao seu déficit de concentração, de acordo

com a equação (5), visto que a cinética química de variação do OD no corpo hídrico envolve os processos de reaeração e desoxigenação simultaneamente. A taxa de variação do OD pode ser expressa de acordo com a equação (7), a qual relaciona com as taxas de variação da desoxigenação e reaeração. Com efeito, utiliza-se as mesmas condições de contorno do tópico anterior (regime estacionário e características uniformes do corpo hídrico).

A partir da equação (7) e (8), assume-se:

$$u \frac{dD}{dx} = r \rightarrow u \frac{dD}{dx} = K_1 L - K_2 D$$

Fazendo a substituição de “L” conforme a equação (12), obtém-se:

$$\frac{dD}{dx} + \frac{K_2}{u} D = \frac{k_1 L_0}{u} e^{\frac{-K_1 x}{u}} \quad (19)$$

De acordo com Stewart (2009b), pode-se afirmar que esta é uma equação diferencial linear, uma vez que obedece a seguinte estrutura:

$$\frac{dy}{dx} + p(x)y = Q(x)$$

Desta forma, o método de fatores integrantes pode ser utilizado. Este é calculado por:

$$I(x) = e^{\int p(x)dx} = e^{\int \frac{K_2}{u} dx} \therefore I(x) = e^{\frac{K_2 x}{u}}$$

A seguir, a equação (16) é multiplicada pelo fator integrante:

$$e^{\frac{K_2 x}{u}} \frac{dD}{dx} + e^{\frac{K_2 x}{u}} \frac{K_2}{u} D = e^{\frac{K_2 x}{u}} \frac{k_1 L_0}{u} e^{\frac{-K_1 x}{u}}$$

Simplificando o terceiro termo da equação, tem-se:

$$e^{\frac{K_2 x}{u}} u \frac{dD}{dx} + e^{\frac{K_2 x}{u}} \frac{K_2}{u} D = \frac{K_1 L_0}{u} e^{\frac{x(K_2 - K_1)}{u}}$$

Como $\frac{K_2}{u} e^{\frac{K_2 x}{u}} = \frac{d(e^{\frac{K_2 x}{u}})}{dx}$, pode-se reescrever os termos $e^{\frac{K_2 x}{u}} \frac{dD}{dx}$ e $e^{\frac{K_2 x}{u}} \frac{K_2}{u} D$ sob a forma

da derivada do produto de duas funções, $e^{\frac{K_2 x}{u}}$ e D . Segundo Stewart (2009a), a regra do produto consiste em:

$$\frac{d}{dx} [f(x) g(x)] = f(x) \frac{d}{dx} [g(x)] + g(x) \frac{d}{dx} [f(x)].$$

Reformulando a expressão:

$$\frac{d}{dx} [e^{\frac{K_2 x}{u}} D] = \frac{K_1 L_0}{u} e^{\frac{x(K_2 - K_1)}{u}}$$

Aplicando-se o cálculo de integração em ambos os lados, tem-se:

$$\int \frac{d}{dx} [e^{\frac{K_2 x}{u}} D] dx = \int \left[\frac{K_1 L_0}{u} e^{\frac{(K_2 - K_1)x}{u}} \right] dx \rightarrow e^{\frac{K_2 x}{u}} D = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} e^{\frac{(K_2 - K_1)x}{u}} + C,$$

$$D = \frac{\frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} e^{\frac{(K_2 - K_1)x}{u}} + C}{e^{\frac{K_2 x}{u}}} \therefore$$

$$D = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} e^{\frac{-K_1 x}{u}} + C e^{\frac{K_2 x}{u}} \quad (20)$$

Para as condições iniciais, quando $x=0$, $D=D_0$:

$$D_0 = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} e^{\frac{-K_1 \cdot 0}{u}} + C e^{\frac{K_2 \cdot 0}{u}} \therefore$$

$$C = D_0 - \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)}$$

Substituindo C em (20):

$$D = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} e^{\frac{-K_1 x}{u}} + e^{\frac{-K_2 x}{u}} D_0 - \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} e^{\frac{-K_2 x}{u}} \therefore$$

Tem-se a equação de concentração do déficit de OD em relação à distância “x”:

$$D = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (e^{\frac{-K_1 x}{u}} - e^{\frac{-K_2 x}{u}}) + D_0 e^{\frac{-K_2 x}{u}} \quad (21)$$

De forma análoga à equação de concentração de DBO (XIV), pode-se colocar a fórmula de déficit de oxigênio em função do tempo:

$$D = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (22)$$

Por fim, pode-se obter a concentração de Oxigênio Dissolvido em função de um trecho “x” através da substituição da fórmula (6) em (21):

$$C_{(x)} = C_s - \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (e^{\frac{-K_1 x}{u}} - e^{\frac{-K_2 x}{u}}) + (C_s - C_0) e^{\frac{-K_2 x}{u}} \quad (23)$$

4.2.5 Tempo Crítico

Do ponto de vista do cálculo diferencial, considera-se o ponto crítico como o valor mínimo atingido pelo oxigênio dissolvido. De acordo com Guidorizzi (2013), pode-se descobrir o ponto crítico de uma função calculando-se a derivada à primeira e igualando a zero. Assim, obtém-se o tempo crítico a partir da derivada da equação (22). Eventualmente, considera-se $t=t_c$:

$$\frac{d}{dt} [D] = 0 \rightarrow \frac{d}{dt} \left[\frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \right] = 0$$

$$\frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (K_2 e^{-K_2 t} - K_1 e^{-K_1 t}) - K_2 D_0 e^{-K_2 t} = 0,$$

Passando o segundo termo para o outro lado da igualdade da equação:

$$\frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (K_2 e^{-K_2 t_c} - K_1 e^{-K_1 t_c}) = K_2 D_0 e^{-K_2 t_c}$$

O próximo passo é isolar o termo “ t_c ” em um dos lados da equação:

$$\begin{aligned} \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (K_2 e^{-K_2 t_c} - K_1 e^{-K_1 t_c}) &= K_2 D_0 e^{-K_2 t_c}, \\ \frac{K_2 e^{-K_2 t_c} - K_1 e^{-K_1 t_c}}{K_2 e^{-K_2 t_c}} &= D_0 \frac{(K_2 - K_1)}{K_1 L_0} \rightarrow 1 - \frac{K_1}{K_2} e^{t_c(K_2 - K_1)} = D_0 \frac{(K_2 - K_1)}{K_1 L_0}, \\ e^{t_c(K_2 - K_1)} &= \frac{K_2}{K_1} \left[1 - \frac{D_0(K_2 - K_1)}{K_1 L_0} \right] \rightarrow t_c(K_2 - K_1) = \ln \frac{K_2}{K_1} \left[1 - \frac{D_0(K_2 - K_1)}{K_1 L_0} \right] \therefore \end{aligned}$$

Por último, obtém-se a fórmula do tempo crítico de concentração de DBO:

$$t_c = \frac{1}{(K_2 - K_1)} \ln \left\{ \frac{K_2}{K_1} \left[1 - \frac{(C_s - C_0)(K_2 - K_1)}{K_1 L_0} \right] \right\} \quad (24)$$

1.1.4.2.5 Tempo Inicial do Trecho de Anaerobiose

O tempo inicial do trecho de anaerobiose pode ser determinado através da equação (20) em função do tempo, quando a concentração de oxigênio dissolvido atinge zero. O resultado pode ser encontrado através do método de iteração.

$$0 = C_s - \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (e^{-K_1 t_i} - e^{-K_2 t_i}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t_i} \quad (25)$$

4.2.6 Concentração de DBO no início, num Intervalo “x” Qualquer e no Final do Trecho de Anaerobiose

Para calcular a concentração de DBO inicial do processo de anaerobiose, utiliza-se o tempo inicial calculado na equação (25) para ser aplicada na equação (18) em função do tempo. Esta substituição é válida visto que neste determinado momento ainda se configura como o último momento aerobiose, portanto, ainda é válido utilizar o mecanismo do trecho do processo aerobiose.

$$L_i = L_0 e^{-K_1 t_i} \quad (26)$$

Durante o intervalo de tempo de anaerobiose, a taxa de conversão da matéria orgânica é limitada pelo processo de reaeração. Observa-se que a equação supracitada é de ordem zero, uma vez que a variação da concentração de DBO não interfere na taxa de conversão de matéria orgânica. O resultado será uma equação linear de primeiro grau. A sua dedução pode ser feita

a partir da seguinte equação:

$$u \frac{dL}{dx} = -K_2 C_s$$

Fazendo as devidas manipulações da equação, obtém-se:

$$u \frac{dL}{dx} = -K_2 C_s \therefore u \int_{L_i}^L dL = -K_2 C_s \int_{x_i}^x dx$$

Integrando a equação anterior:

$$u[L - L_i] = -K_2 \cdot C_s [x - x_i]$$

Isola-se o termo L, a fim de achar a função relativa à concentração de DBO. Ademais, o termo $[x - x_i]$ pode ser interpretado como a localização de determinada concentração:

$$L = L_i - \frac{K_2 C_s x_{an}}{u} \quad (27)$$

Onde:

x_{an} = localização da concentração de DBO durante o trecho de anaerobiose. Oriunda da diferença entre o trecho total (x) e o trecho de início do processo de anaerobiose (x_i).

A função (27) pode ser definida em relação do tempo:

$$L = L_i - K_2 \cdot C_s \cdot t_{an}$$

Onde:

t_{an} : tempo relativo à concentração durante o trecho de anaerobiose. Pode ser calculado através da subtração entre tempo total referente a determinada concentração (t) e o tempo inicial do trecho de anaerobiose (t_i).

A concentração de DBO no final do trecho pode ser calculada utilizando a fórmula pertinente à concentração de DBO para determinado instante no trecho de anaerobiose. Deve-se substituir a variável L por L_f e t_{an} por t_d .

$$L_f = L_i - K_2 \cdot C_s \cdot t_d \quad (28)$$

Onde:

t_d : tempo de duração do trecho em anaerobiose.

4.2.7 Tempo de Duração e Tempo Final do Trecho de Anaerobiose:

O processo de anaerobiose finaliza quando as taxas de decomposição da matéria orgânica e reaeração se igualam. Assim, o tempo de duração do trecho de anaerobiose pode ser determinado substituindo a equação (28) na equação (15):

$$K_1 \cdot L_f = K_2 \cdot C_s \therefore L_f = \frac{K_2 \cdot C_s}{K_1} \text{ e}$$

$$L_f = L_i - K_2 \cdot C_s \cdot t_d$$

Resultando em:

$$\frac{K_2 \cdot C_s}{K_1} = L_i - K_2 \cdot C_s \cdot t_d$$

Isolando o termo t_d :

$$t_d = \frac{L_i}{K_2 \cdot C_s} - \frac{1}{K_1} \quad (29)$$

O tempo final do trecho de anaerobiose é encontrado através da soma entre o tempo inicial e tempo de duração do trecho de anaerobiose:

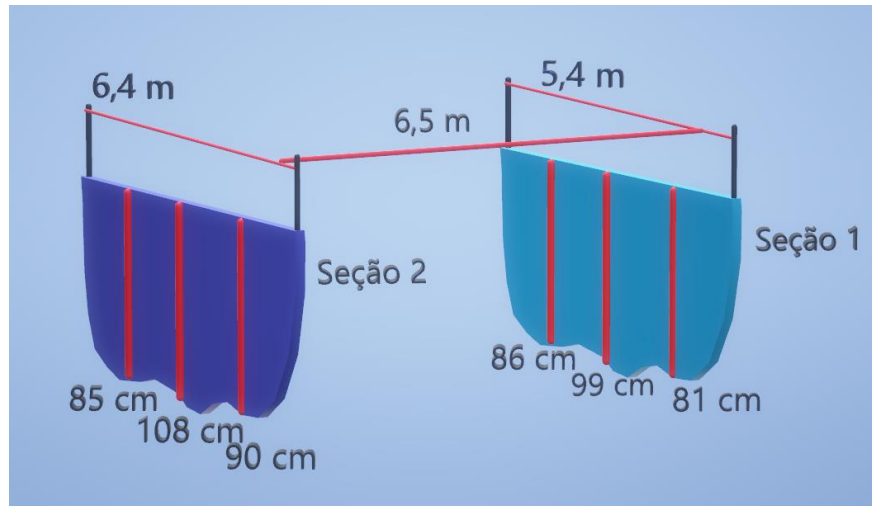
$$t_f = t_i + t_d \quad (30)$$

4.2.8 Medição da Vazão e Velocidade do Corpo Hídrico:

Uma das variáveis de entrada do sistema consiste na velocidade de escoamento da água através do corpo hídrico. Por conseguinte, a vazão consiste em outro parâmetro que está relacionado com o regime de escoamento do corpo hídrico. Esta variável pode ser definida como o volume de água percorrido numa seção de um rio em determinado tempo. Usualmente, a vazão de um corpo hídrico pode ser obtida por meio de postos fluviométricos, estruturas dotadas de equipamentos capazes de realizar o registro dos dados hidrológicos, como vazão, velocidade do rio, nível de água e outras variáveis. À medida que a bacia hidrográfica careça de postos fluviométricos e registros de séries hidrológicas relevantes, adota-se outros meios para obtenção de dados (TUCCI, 2002).

Diante da ausência de postos fluviométricos na bacia hidrográfica, além da falta de dados consistentes das estações pluviométricas, foi utilizado o método de medição de vazão *in loco* por meio de um flutuador. Primeiramente, realizou-se a medição das características hidráulicas de um trecho do rio. O caráter de escolha do trecho foi definido conforme destacado por Palhares et al (2007): Trecho reto, com profundidade de no mínimo 15 cm e não possuir água paradas. Primeiramente, demarcou-se o início e fim da seção analisada. Após a demarcação, fez-se o seccionamento das seções transversais do rio, de forma que se estabeleceu 3 pontos equidistantes para medição da profundidade do canal. Com ajuda de cordas e uma trena, obteve-se o perfil hidráulico desta seção do rio, conforme descrito na figura 16:

Figura 16: Medidas das Características Hidráulicas do Trecho Seccionado



Fonte: Próprio autor (2023).

A seguir, determinou-se a média das profundidades e do comprimento das seções transversais, como mostrado na tabela 2:

Tabela 2: Características Geométricas do trecho

Seções	Largura (L) (metros)	Profundidade média (P) (metros)	Área (A) (m ²)
1	5,4	0,87	4,7
2	6,4	0,94	6,04
Média	5,9	0,905	5,37

Fonte: próprio autor (2023).

Para a determinação do tempo, foi utilizado uma garrafa *pet* como objeto flutuante. Preencheu-se o interior da garrafa com um terço de água, e com auxílio de um cronômetro realizou-se a medição do tempo necessário para que o objeto flutuante percorresse a distância (D) de 6,5 metros da seção em destaque. Repetiu-se a medição seis vezes, o resultado obtido foi de 53,82 segundos, oriundo da média dos valores medidos. Os dados alcançados e o resultado estão expostos na tabela 3:

Tabela 3: Tempo utilizado pelo flutuador

Tempo (segundos)	
t₁	46,87
t₂	46,42
t₃	46,42
t₄	45,32
t_M	46,26

Fonte: próprio autor (2023).

A velocidade do corpo hídrico pode ser determinada através da relação entre a distância percorrida pelo flutuador e tempo médio:

$$v = \frac{D}{t_M} \quad (31)$$

$$v = \frac{6,5 \text{ m}}{46,26 \text{ s}} = 0,14 \text{ m/s}$$

A fórmula utilizada para o cálculo da vazão relaciona a área média da seção transversal do rio (A_m); distância (D) percorrida pelo flutuador; tempo médio para o flutuador percorrer a distância (t_m); coeficiente de correção determinado de acordo com as características do leito do rio (C). O valor adotado do coeficiente para o leito do rio consiste 0,8 para fundos pedregosos e 0,9 para leitos arenosos (PALHARES et al, 2007). De acordo com as características observadas no leito do rio, o qual apresenta aspecto arenoso/argiloso, o valor adotado para o coeficiente será de 0,9.

$$Q = \frac{A_m * D * C}{t_m} \quad (32)$$

$$Q = \frac{5,37 * 6,5 * 0,9}{46,26} = \frac{0,679 \text{ m}^3}{s} = 679 \text{ L/s}$$

Portanto, a vazão encontrada para trecho seccionado é de 0,679 m³/s ou 679 litros por segundo.

4.2.9 Coeficiente de Desoxigenação (K_1)

O coeficiente de desoxigenação pode ser definido como a taxa de consumo do oxigênio pelos microrganismos decompositores de matéria orgânica. Este parâmetro está associado ao

tipo de matéria orgânica presente no efluente, temperatura do rio, e presença de substâncias inibidoras. Conforme pode-se observar em diversos estudos, existem vários métodos desenvolvidos para a obtenção deste coeficiente. No entanto, será utilizada uma fórmula empírica para adaptação do coeficiente à temperatura encontrada de 27,9° C, uma vez que a atividade dos microrganismos está diretamente relacionada a variação da temperatura (VON SPERLING, 2014a):

$$K_{1T} = K_{1,20} \theta^{(T-20)} \quad (33)$$

Onde:

K_{1T} = K_1 para uma determinada temperatura (d^{-1});

K_{120} = K_1 para a temperatura de 20° C (d^{-1});

T = Temperatura da água;

θ = Coeficiente da temperatura.

O coeficiente da temperatura geralmente é definido pelo valor de 1,047. Resumidamente, este valor pode ser interpretado que a partir do acréscimo de 1°C ocorre o crescimento de 4,7% do coeficiente referente à atividade microbiana (BROWN & BARNWELL, 1987).

Para estimativa do valor de $K_{1,20}$, será utilizado o valor encontrado em Fair et al (1981) e Arceivala (1981) apud Von Sperling (2014a), conforme a tabela 4:

Tabela 4: Valores referentes a $k_{1,20}$ para diferentes tipos de efluente

Origem	k1 (dia⁻¹)
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: Fair et al (1973) e Arceivala (1981) apud Von Sperling (2014a)

Devido às condições climáticas do período do ano, caracterizadas por intensas precipitações pluviométricas, a vazão do rio apresenta volumes maiores em comparação a outros períodos, diluindo a carga orgânica presente no local. No entanto, a concentração do

corpo encontra-se bastante alta para os padrões estabelecidos pela portaria 357 da CONAMA, contribuindo para o processo de desoxigenação. Portanto, o valor adotado para $K_{1,20}$ será de $0,35 \text{ dia}^{-1}$. Deste modo, o cálculo do coeficiente para a temperatura de $27,9^\circ \text{ C}$ é expresso na fórmula abaixo:

$$K_{1T} = 0,35 * 1,047^{27,9-20} = 0,503 \text{ dia}^{-1} = 5,82 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$$

Desta forma, definiu-se o valor de K_1 em $0,503 \text{ dia}^{-1}$.

4.2.10 Coeficiente de Reaeração (k_2)

O coeficiente K_2 é atribuído ao processo de reaeração do corpo hídrico, relacionado às características hidráulicas do corpo hídrico. Diversos métodos foram desenvolvidos para determinação deste coeficiente, correlacionado as características supracitadas. Owens et al apud Von Sperling (2014a) fornece um modelo com faixa de aplicação abrangente às medidas calculadas para o corpo hídrico, correlacionando a altura da lâmina d'água e velocidade do corpo hídrico. Utiliza-se para faixa de comprimento de 0,6 metros a 4 metros de profundidade, e velocidades entre 0,05 m/s e 0,8 m/s. Portanto, para altura da lâmina d'água, será utilizada a média das profundidades, 0,905 metros, e velocidade do curso d'água de 0,14 m/s:

$$K_2 = 3,93 * v^{0,5} * H^{-1,5} \quad (34)$$

$$K_2 = 3,93 * 0,14^{0,5} * 0,905^{-1,5} = 1,711 \text{ dia}^{-1} = 1,98 * 10^{-5} \text{ s}^{-1}.$$

Desta forma, definiu-se o valor de K_2 em $1,711 \text{ dia}^{-1}$.

4.2.11 Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido:

Para a estimativa do déficit de oxigênio dissolvido na água, são necessárias as concentrações de oxigênio no corpo hídrico e concentração de saturação oxigênio dissolvido na água. Conforme Von Sperling (2014b), a dissolução do oxigênio atmosférico na água é inversamente proporcional à temperatura. A justificativa é que o aumento de agitação das moléculas de água facilita escape das moléculas de oxigênio para o ar. Pöpel (1976) fornece uma fórmula empírica para determinação da concentração de oxigênio dissolvido, a ser utilizada numa faixa entre 4°C e 30°C :

$$C_s(\text{mg/L}) = \frac{468}{31,6+T} \quad (35)$$

Para a temperatura da água, de $27,9^\circ \text{ C}$, tem-se:

$$C_s = \frac{468}{31,6+27,9} = 7,866 \text{ mg/L}$$

4.2.12 Vazão de Lançamento e Carga Orgânica do Efluente

De acordo com o levantamento de dados a respeito dos condomínios em torno da região de estudo, expostos na tabela 5, obteve-se uma média do número de apartamentos para cada conjunto habitacional. Após isso, estipulou-se um número de habitantes para cada apartamento conforme os dados mais recentes sobre domicílios do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Por fim, determinou-se o lançamento de uma carga pontual oriunda de um conjunto habitacional fictício baseado em características de outros empreendimentos da região, tendo como base as normas brasileiras referentes aos dados de consumo de água e carga orgânica per capita.

Tabela 5: N° de Unidades Habitacionais dos Condomínios da Região

Nome	N° de unidades habitacionais
Gran Village Brasil I	352
Be Life Club I	304
Be Life Club II	304
Village Porto 2	416
Jardins do Turu 3	288
Média	333

Fonte: próprio autor (2023).

De acordo com os dados mais recentes sobre domicílios extraídos do censo de 2010 do IBGE (BRASIL, 2010), estimou-se a média do número de habitantes por domicílio na zona urbana, obtendo-se o resultado de quatro pessoas por unidade habitacional. Desta forma, obteve-se o valor de 1332 indivíduos no condomínio idealizado. Além disso, de acordo com a NBR 7229 (ABNT, 1993), assume-se que a contribuição (C) de esgotos para residências de padrão médio é 130 litros/pessoa*dia. Assim, obtém-se o volume total de esgoto gerado pode ser expresso por:

$$V_{\text{efluente}} = C * n^{\circ} \text{ total de habitantes} \quad (36)$$

Onde:

$$V_{\text{efluente}} = \text{Vazão do efluente gerado}$$

O resultado obtido pode ser consultado na tabela 6:

Tabela 6: Vazão de esgoto pelo condomínio objeto de estudo

Vazão de esgoto gerado	
173.160	litros/dia
2,004	litros/s

Fonte: próprio autor (2023).

Além disso, utilizou-se o volume de efluentes para 5.000 e 10.000 habitantes. Desta forma, calculou-se a carga de contribuição para estes dois valores. O resultado alcançado está exposto na tabela 7:

Tabela 7: Vazão de Esgoto para 5.000 e 10.000 Habitantes

n° de habitantes	Vazão de esgoto gerado	Unidade
5.000	650.000	litros/dia
10.000	1.300.00	litros/dia

Fonte: próprio autor (2023).

Assumiu-se que a concentração de esgoto bruto para países emergentes usual é de 300 mg/L (VON SPERLING, 2014b). Além disso, tendo como base a legislação estadual, a portaria 79 de 2013 da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA, 2013) define a eficiência do tratamento 90% pra efluentes oriundos de Estações de Tratamento de Esgoto e que tenham como destino o lançamento em mananciais. Consequentemente, a concentração de DBO do efluente tratado encontrada foi de 30 mg/L.

4.2.13 Concentração do Componente “i” Após a Mistura

Para o cálculo das concentrações de DBO e OD após a mistura entre o corpo hídrico e efluente, foi utilizada a seguinte fórmula:

$$C_r v_r + C_e v_e = C_m v_m$$

Onde:

C_1 : Concentração do corpo hídrico (mg/L);

v_r : Volume do corpo hídrico (L);

C_e : Concentração do efluente (mg/L);

v_e : Volume do efluente (L);

C_m : Concentração da mistura (mg/L);

v_m : Volume da mistura (L).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir, estão os expostos os dados pertinentes às simulações realizadas com o modelo de Streeter-Phelps. As simulações foram agrupadas conforme as características do corpo hídrico e do efluente, a fim de facilitar a análise e comparação dos dados. Os dados consistem nas concentrações coletadas em campo, valores definidos através de pesquisa em referências bibliográficas e deduções conforme exposto na metodologia. Vale ressaltar que os dados do efluente referem-se ao número médio de habitantes contribuintes do lançamento de esgoto, conforme cada simulação. Além disso, para cada cenário foi anexado um quadro com os respectivos dados das simulações pertinentes.

Para o primeiro cenário, calculou-se a variação de DBO e OD simulando um lançamento pontual de um condomínio fictício com capacidade de 1.332 pessoas. No quadro 3 são exibidos os dados de entrada referente a mistura entre o rio e o efluente.

Quadro 3: Dados de Entrada para Simulações do Processo

Parâmetros	Rio	Efluente	Mistura
Q (m ³ /s)	0,679	0,0020	0,681
DBO ₀ (mg/L)	46,5	30	46,451
OD ₀ (mg/L)	2,83	0	2,822
D (mg/L)	5,04	7,87	5,044
A (m ²)	5,37	-	5,37
U (m/s)	0,114	-	0,127
Temperatura (°C)	27,9		
C _s (mg/L)	7,87		

Fonte: próprio autor (2023).

Em seguida, definiu-se os coeficientes pertinentes ao modelo, conforme já demonstrado, expostos no quadro 4:

Quadro 4: Coeficientes de Reação

Coeficientes		Unidade
k ₁	k ₂	
0,503	1,711	dia ⁻¹

Fonte: próprio autor

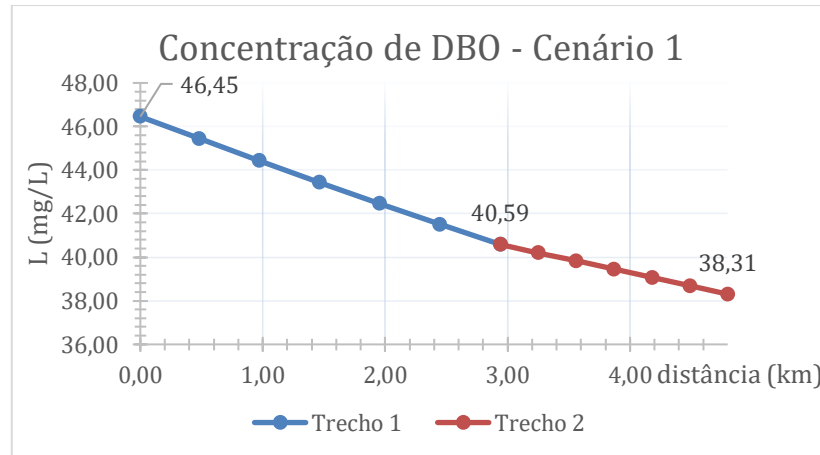
Para o perfil concentração de DBO e OD ao longo do Rio Gangan, como mostra a tabela 8, os dados foram divididos essencialmente em duas partes: a primeira, identificada como Trecho 1, remete à condição inicial de aerobiose do rio, enquanto a segunda parte refere-se à configuração de anaerobiose. Observa-se um rápido decréscimo na concentração de matéria orgânica durante todo o percurso do rio, o que implica no consumo de OD. Este comportamento acelerado da variação de concentração de DBO é justificado pela alta concentração de matéria orgânica no corpo hídrico, pois a velocidade é dependente da concentração. O comportamento da concentração de DBO é ilustrado na figura 17.

Tabela 8: Perfil de Concentrações da DBO e OD ao Longo do Curso do Rio Gangan

x (km)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)
0,00	46,45	2,82
0,48	45,44	2,21
0,97	44,42	1,65
1,46	43,43	1,16
1,96	42,46	0,72
2,45	41,51	0,34
2,94	40,59	0
3,25	40,21	0
3,56	39,83	0
3,87	39,45	0
4,18	39,07	0
4,49	38,69	0
4,80	38,31	0

Fonte: próprio autor (2023).

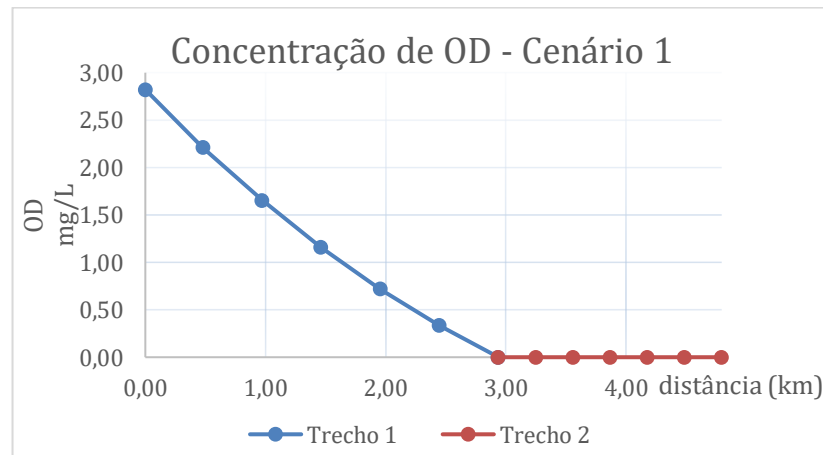
Figura 17: Perfil de Concentração da DBO



Fonte: próprio autor (2023).

Como mostrado na figura 18, a partir de 2,94 km do ponto de lançamento estabelecido, o corpo hídrico atinge o estado de anaerobiose. A velocidade da reação é regida pela constante de reaeração, visto que a concentração de oxigênio se torna o fator limitante. Neste ponto, a maioria das formas de vida não conseguem sobreviver, restando somente espécies mais resistentes e adaptadas a condições mais adversas.

Figura 18: Perfil de Concentração de OD



Fonte: próprio autor (2023).

Constata-se que o corpo hídrico não consegue retornar às condições mínimas de qualidade ao final do seu curso, permanecendo com uma alta concentração de matéria orgânica e baixa concentração de OD.

É importante ressaltar as condições em que o corpo hídrico se encontra: em

comparação aos parâmetros mínimos exigidos pela legislação vigente, o Rio Gangan se enquadra na classe IV, a qual exige OD mínimo de 2 mg/L, dentre outros parâmetros menos pertinentes. Portanto, a utilização das águas do corpo hídrico em questão restringe-se somente à navegação e como elemento paisagístico, sendo vetada qualquer forma de contato direto.

Elaborou-se a extrapolação dos dados a fim de se alcançar a distância necessária para o retorno das condições aeróbicas do meio, além do enquadro aos padrões de qualidade relativos às concentrações de DBO e OD, estabelecidos pela resolução 357 de 17 de março de 2005 da CONAMA. Os resultados foram divididos em períodos, desde o início do processo até o alcance das concentrações previstas na legislação supracitada, de acordo com a tabela 9.

Tabela 9: Perfil de Concentrações da DBO e OD ao Longo do Curso do Rio Gangan

Períodos	x (km)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	t (h)
I	0,00	46,45	2,82	0,00
II	2,94	40,59	0,000	6,44
III	4,80	38,31	0,000	10,51
IV	14,20	26,75	0,000	31,11
V	26,45	15,25	2,00	57,93
VI	35,64	10,00	3,82	111,12

Fonte: próprio autor (2023).

O período I data o início do processo de simulação do lançamento de efluentes e autodepuração da matéria orgânica lançada no corpo hídrico receptor. O segundo período consiste no início do trecho de anaerobiose, condição alcançada devido ao consumo de todo o oxigênio disponível no meio. O período seguinte (III) consiste no fim do percurso do Rio Gangan, expondo as condições adversas em que o corpo hídrico finaliza.

O período IV marca o fim do trecho de anaerobiose, ponto em que o corpo hídrico, teoricamente, começa a recuperar a capacidade de manter uma concentração de OD em suas águas. Para isso, seria necessário que o Rio Gangan possuísse 14,20 km de extensão. Este comprimento só pode ser alcançado se for considerado o trecho do Rio Paciência que recebe as águas do Rio Gangan. No entanto, o órgão ambiental estadual leva em consideração somente o corpo hídrico receptor para o cálculo de diluição, vetando a possibilidade de incremento na vazão de diluição caso o referido corpo hídrico deságue em outro de maior porte.

Os períodos V e VI referem-se ao alcance das concentrações mínimas de DBO e OD exigidas pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005). Ela estabelece a concentração de 2

mg/L para oxigênio dissolvido para águas de classe 4, e DBO₅ de 10 mg/L para classe 3. Para atingir os valores determinados pela resolução, seria necessário que o Rio Gangan possuísse no mínimo 26,45 km e 35,64 km de comprimento, respectivamente. Desta forma, conclui-se que o Rio Gangan não apresenta condições de recuperação a fim de atender os valores determinados pela resolução supracitada.

Conforme os resultados obtidos, o corpo hídrico não tem condições de assimilar a grande carga de matéria orgânica biodegradável presente em suas águas. Para que o rio tenha atingido condições tão adversas, deduz-se que tem acontecido o lançamento em larga escala de efluente não tratado em seu leito. Esta atividade está relacionada ao processo de ocupação da área sem o devido planejamento, uma vez que o processo de implantação da infraestrutura não consegue acompanhar a rápida ocupação da região.

De acordo com os dados fornecidos pelo Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento – SNIS (2022), o sistema de coleta só consegue atender 52,8% da população residente da área urbana. Outros fatores que contribuem com a poluição dos corpos hídricos a serem levados em consideração é a baixa adesão a rede coletora de esgoto e ligações clandestinas à rede de captação pluvial, atividades que são realizadas pela população e culminam no lançamento de esgoto *in natura* no ambiente.

No segundo cenário utilizou-se os mesmos dados de entrada do corpo hídrico, porém com diferentes volumes de efluente para o lançamento pontual. Em suma, empregou-se os dados iniciais dos quadros 3 e 4 alterando somente a vazão de entrada do efluente, conforme consta nos quadros 5 e 6. O volume de efluente gerado baseia-se no número de habitantes por condomínio. Realizou-se o comparativo entre condomínios com capacidade para 1.332 pessoas, 5 mil e 10 mil pessoas:

Quadro 5: Dados de Entrada para Simulações do **Cenário 2**

Parâmetros	Rio	Mistura 1	Mistura 2	Mistura 3
Q (m ³ /s)	0,679	0,681	0,687	0,694
DBO ₀ (mg/L)	46,5	46,363	45,991	45,492
OD ₀ (mg/L)	2,83	2,822	2,799	2,769
D (mg/L)	5,04	5,044	5,067	5,097
A (m ²)	5,37	5,37	5,37	5,37
U (m/s)	0,114	0,127	0,128	0,129
Temperatura (°C)	27,9			
C _s (mg/L)	7,87			

Fonte: próprio autor (2023).

Quadro 6: Volume Diário de Efluente Gerado por N° de Habitantes – **Cenário 2**

	N° de habitantes		
	1.332	5.000	10.000
Volume de Efluente Gerado (L/dia)	173.160	650.000	1.300.000
DBO₀ (mg/L)	30		
OD₀ (mg/L)	0		

Fonte: próprio autor (2023).

Através dos valores calculados para cada volume de mistura gerado em cada simulação, adquiriu-se os perfis de concentração para as três situações citadas anteriormente, de acordo com a tabela 10. Percebe-se que, apesar do incremento acentuado do volume de efluente, as concentrações de DBO e OD variam poucas casas decimais para os mesmos trechos do corpo hídrico. Devido à baixa concentração de DBO no efluente, ocorre a diluição das concentrações de DBO e OD à medida que o volume de efluente cresce. Contudo, mesmo a grande diferença de volume entre a primeira e a última simulação deste cenário, contando com um incremento de aproximadamente 10 vezes em relação ao efluente, não é capaz de causar uma alteração significativa nos valores de concentração de ambos os parâmetros estudados.

Tabela 10: Dados Obtidos para o Cenário 2

x (km)	1.332 Habitantes		5.000 Habitantes		10.000 Habitantes	
	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)
0,00	46,451	2,822	46,319	2,799	46,142	2,769
0,500	45,397	2,187	45,276	2,173	45,115	2,155
1,000	44,367	1,622	44,257	1,617	44,110	1,609
1,500	43,360	1,123	43,261	1,124	43,128	1,125
2,000	42,376	0,683	42,287	0,689	42,167	0,698
2,500	41,415	0,297	41,335	0,308	41,228	0,323
3,000	40,513	0,000	40,429	0,000	40,315	0,000
3,500	39,899	0,000	39,819	0,000	39,712	0,000
4,000	39,285	0,000	39,210	0,000	39,110	0,000
4,500	38,671	0,000	38,601	0,000	38,507	0,000
4,798	38,305	0,000	38,238	0,000	38,148	0,000

Fonte: próprio autor (2023).

Vale ressaltar que a concentração de DBO adotada para o efluente, de 30 mg/L, obedece a portaria 79 da SEMA (2013), a qual estabelece um tratamento de 90% para remoção de DBO de efluentes que sejam oriundos de Estações de Tratamento de Esgoto e que sejam despejados em mananciais. Esta medida contribui para a preservação dos corpos hídricos da região, uma vez que o cumprimento desta exigência torna a concentração de DBO do efluente capaz de ser depurada por corpos hídricos de pequenas e médias dimensões, como é o caso do Rio Gangan.

Constata-se, portanto, que o lançamento de efluentes tratados, mesmo em grandes quantidades, possuem um baixo impacto ambiental. Mesmo que o corpo hídrico tenha sofrido significativas interferências antrópicas, este ainda possui uma capacidade mínima de autodepuração. Outro aspecto relevante resume-se no caráter protetivo que a portaria possui, devido a obrigatoriedade do lançamento de efluente com uma carga significativamente reduzida. Porém, faz-se necessário averiguar se tal condição é cumprida pelas estações de tratamento.

Ao analisar-se as concentrações de DBO e OD do corpo hídrico utilizadas nas simulações 1 e 2 do cenário 2, constata-se que estão fora dos padrões estabelecidos pela norma vigente, não se enquadrando em nenhuma das classes mais nobres, as quais permitem o seu consumo mediante o tratamento. Uma das explicações mais plausíveis para a alta concentração de matéria orgânica caracteriza-se pelo lançamento irregular de efluente não tratado, problema exposto por Gomes, Lago e Barbosa (2019), o qual é oriundo de residências e condomínios localizados ao longo do curso do corpo hídrico, comprometendo a qualidade das águas. Esta atividade contribui com a proliferação de vetores e microrganismos patógenos, o que coloca em risco a qualidade de vida da população local, além de comprometer a capacidade de autodepuração do corpo hídrico.

Um fator importante para análise das condições ambientais do corpo hídrico consiste no período de realização da medição de vazão e análise físico-química do Rio Gangan. Tais procedimentos foram realizados durante a estação chuvosa. Evidentemente, durante este período, ocorre o aumento da vazão de escoamento e consequentemente a diminuição da concentração de DBO e aumento do OD. A partir dos fatos apresentados, pode-se deduzir que o corpo hídrico apresentará condições mais adversas durante o período de estiagem, como o aumento da concentração de DBO e diminuição de OD. Portanto, espera-se que os efeitos da poluição e eutrofização sejam mais evidentes durante os meses de agosto a novembro, época de menores índices pluviométricos (UEMA, 2016).

No terceiro cenário deste estudo, adotou-se as concentrações de DBO e OD para o corpo hídrico conforme estabelecido para águas doces de classe 2 segundo a resolução 357 da CONAMA (2005), a qual determina a concentração de 5 mg/L para os dois parâmetros estudados. Para as três simulações integrantes deste cenário, realizou-se o incremento da vazão e concentração do efluente, conforme exposto nos quadros 7 e 8. Desta forma, observou-se o comportamento do processo de autodepuração do Rio Gangan caso as condições do curso d'água estivessem condizentes com a legislação supracitada.

Quadro 7: Dados de Entrada para Simulações do Cenário 3

Parâmetros	Rio	Mistura	Mistura	Mistura
Q (m³/s)	0,679	0,681	0,687	0,694
DBO ₀ (mg/L)	5	4,985	4,945	4,892
OD ₀ (mg/L)	5	4,985	4,945	4,892
D (mg/L)	2,87	2,880	2,920	2,974
A (m²)	5,37	5,37	5,37	5,37
U (m/s)	0,114	0,127	0,128	0,129
Temperatura (°C)	27,9			
C _s (mg/L)	7,87			

Fonte: próprio autor (2023).

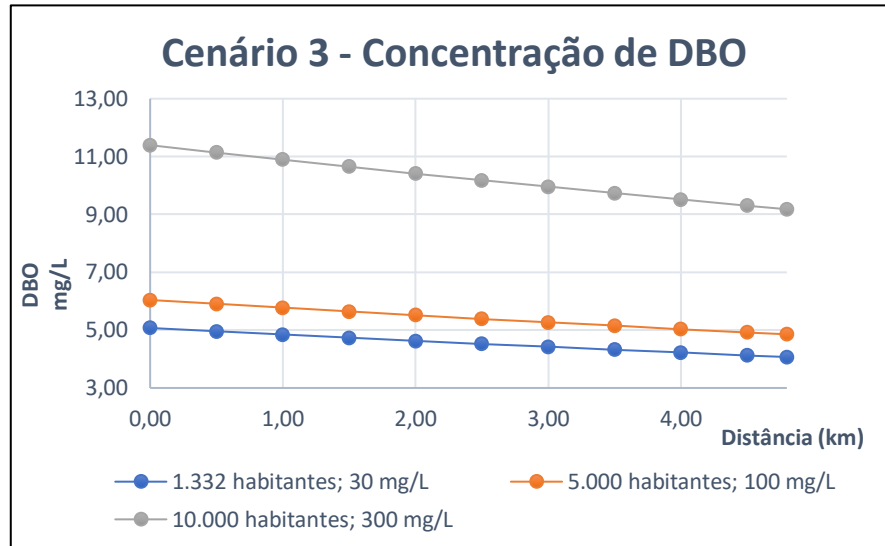
Quadro 8: Relação Entre Volume de Efluente Gerado e Concentração Utilizada

	Nº de habitantes		
	1.332	5.000	10.000
Vazão de Efluente Gerado (L/dia)	173.160	650.000	1.300.000
DBO (mg/L)	30	100	300

Fonte: próprio autor (2023).

A seguir, apresenta-se o gráfico com as variações das concentrações de DBO e vazão de efluente gerado para o Cenário 3:

Figura 19: Perfis de Comportamento da DBO para Cenário 3



Fonte: próprio autor (2023).

O gráfico da figura 19 denota o aumento das vazões de efluentes lançados e das concentrações de DBO, conforme apresentado no quadro 9. Os dois primeiros cenários apresentam condições positivas de recuperação, e o comportamento do processo de autodepuração permanece praticamente o mesmo. O terceiro caso, remonta um lançamento de esgoto *in natura* condicionado a um grande volume de efluente, superando a capacidade do corpo hídrico de autodepuração.

No lançamento de esgoto relativo a 1.332 habitantes com DBO de 30mg/L, nota-se que o volume de esgoto lançado no corpo hídrico não surte efeito significativo, ou seja, não causa perturbações no sistema. Devido à baixa concentração de DBO do efluente, o corpo hídrico retorna à sua concentração inicial (5 mg/L) no trecho de 318 metros após o ponto de lançamento.

Na segunda simulação deste cenário, referente a vazão proporcional a 5.000 habitantes e concentração de DBO igual 100 mg/L, o corpo hídrico também apresentou boa capacidade de autodepuração da matéria orgânica despejada no corpo hídrico, atingindo as condições pretéritas ao lançamento no trecho de 4.153 metros após o ponto de lançamento.

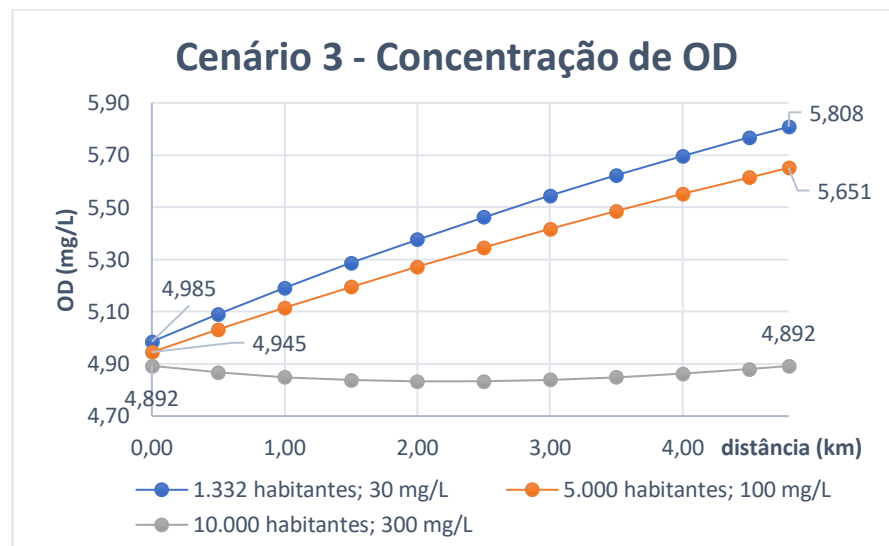
Na última simulação do cenário 3, referente a vazão equivalente a 10.000 pessoas e concentração de 300 mg/L, simula-se o lançamento de efluentes de forma irregular, ou seja, um grande volume de efluentes *in natura*. Nota-se que a concentração de DBO do rio saltou de 5 mg/L para 11 mg/L, e após o processo de autodepuração, o corpo hídrico não conseguiu alcançar concentrações satisfatórias ao final do seu percurso, com uma concentração final

distante da concentração do corpo hídrico anterior ao lançamento.

De acordo com os resultados, entende-se que o Rio Gangan não possuiria capacidade de depuração para um amplo volume de efluente mesmo que se enquadrasse nos padrões de qualidade para águas de classe II, estabelecidos pela resolução 357 da CONAMA.

A figura 20 expõe o gráfico da variação de OD durante a simulação 3 para os cenários abordados:

Figura 20: Perfis de Comportamento de OD para Simulação 3



Fonte: próprio autor (2023).

Percebe-se que para as simulações um e dois, o comportamento da variação do gráfico é o mesmo, representado pelo aumento no valor da concentração de OD durante o processo de assimilação da carga orgânica despejada. No qual evidencia que a velocidade de decomposição da matéria orgânica não consegue superar o processo de reaeração, devido à baixa concentração de DBO resultante da mistura rio-efluente. Isto ocorre devido a relação entre velocidade da reação vs concentração.

Já para a simulação três, a velocidade de decomposição consegue ultrapassar o processo de reaeração devido à alta carga orgânica despejada. Em vista disso, nota-se que a taxa de consumo de oxigênio dissolvido ultrapassa a taxa de reaeração e ocorre o leve decréscimo da concentração de OD. No entanto, com a diminuição da concentração de matéria orgânica, ocorre a diminuição da velocidade de sua decomposição enquanto a taxa de reaeração atinge um grau maior. Dessa forma, acontece o aumento da concentração de OD no meio aquático, porém o corpo hídrico não consegue alcançar a concentração inicial.

6 CONCLUSÃO

De acordo com o estudo desenvolvido, pôde-se descrever o fenômeno da autodepuração no Rio Gangan, analisando-se a variação da DBO e OD pela extensão do seu leito e tendo como base as características coletadas em campo e calculadas para o corpo hídrico em questão. Além disso, realizou-se a simulação do fenômeno em diferentes cenários, observando-se o comportamento do corpo hídrico em diversas condições ambientais e comparando-se com o cenário atual, a fim de mensurar as condições vigentes.

Durante o processo de cálculo e obtenção dos resultados, alguns fatores devem ser levados em consideração quanto à precisão dos dados e sua relevância. Primeiramente, serão analisados os fatores relativos ao modelo de Streeter-Phelps. De acordo com Von Sperling (2014a), o teste de sensibilidade dos coeficientes k_1 e k_2 pode determinar o grau de incerteza relativo a estes parâmetros. No entanto, não foi realizado nenhuma checagem quanto a sensibilidade das simulações aos parâmetros citados.

Outro fator a se considerar refere-se à metodologia utilizada para determinação da vazão. A medição de vazão de forma pontual é sensível a perturbações no sistema, o que pode acarretar diagnósticos imprecisos. O procedimento mais adequado é o monitoramento contínuo das características hidrológicas do rio, com o registro e obtenção das séries hidrológicas, obtidas a partir das estações fluviométricas. Desta forma, é possível determinar o comportamento hidrológico do curso d'água e realizar estimativas mais assertivas, como exemplo tem-se a observância da variação da vazão em relação às estações do ano, períodos de estiagem etc.

Caso o estudo seja aplicado para monitoramento da qualidade ambiental e obtenções de outorgas de diluição, sugere-se a realização da medição dos parâmetros de DBO, OD e vazão do rio durante o período de estiagem, pois durante esta época os rios diminuem a vazão de escoamento e a concentração de DBO aumenta, intensificando o processo de eutrofização.

Outra condição para melhoria dos resultados seria a utilização do modelo de Streeter-Phelps que leva em consideração outros subprocessos do fenômeno em questão, como a nitrificação e precipitação da matéria orgânica. Por fim, recomenda-se a utilização de modelos mais robustos e atuais para o cálculo de autodepuração de corpos hídricos para refinamento dos dados.

A fim de mitigar os danos causados pela alta concentração de matéria orgânica no Rio Gangan, faz-se necessário o redirecionamento do efluente lançado para a rede coletora, com o

propósito de encaminhá-lo para as estações de tratamento presentes na cidade. Acrescenta-se ainda que é necessária a expansão da rede coletora e de tratamento de esgoto, a qual apresenta índices baixos de atendimento à população.

Outra atividade a ser destacada consiste no acionamento dos órgãos públicos para aumento da fiscalização e aplicações de sanções cabíveis aos empreendimentos e moradias que realizem lançamentos irregulares no Rio Gangan.

Por fim, enfatiza-se a importância deste tipo de estudo para análise das condições ambientais de equilíbrio do ecossistema. O modelo de Streeter-Phelps pode ser usado como uma ferramenta plausível para estudos de monitoramento e impacto ambiental. No entanto, faz-se necessário que órgãos reguladores adotem uma postura incisiva em relação às atividades de controle e gestão para mitigação dos danos causados.

REFERÊNCIAS

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos: procedimento**. ABNT, 1993. Disponível em: https://www.acquasana.com.br/legislacao/nbr_7229.pdf. Acesso em: 04 jun 2023.
- AGUIAR, E.; MONTEIRO, F.; SERDOURA, F. A Cidade Segregada Por Muros: Uma Análise Sobre a Urbanidade no Entorno dos Condomínios Fechados em São Luís. In: Congresso Luso Brasileiro para o Planejamento Urbano, Regional, Integrado e Sustentável. Contrastes, Contradições e Complexidades, 7., 2016, Maceió. **Anais do 7º Congresso Luso Brasileiro para o Planejamento Urbano, Regional, Integrado e Sustentável (Pluris 2016) - Contrastes contradições complexidades: desafios urbanos no século XXI**. Maceió: Viva Editora, 2016. Disponível em: <https://fau.ufal.br/evento/pluris2016/files/Tema%20%20-%20Cidades%20Inovadoras%20e%20%20Inteligentes/Paper1121.pdf>. Acesso em: 2 Jul. 2023.
- ATHAYDE, Lucas Jardim; ALENCAR, Marcelo H.B.C. de. **Urbanização e Hidrologia na Sub-Bacia do Rio Gangan em São Luís/MA: efeitos no período de 1993 a 2010**. 1. ed. Novas Edições Acadêmicas, 2015.
- BAIRD, R.; RICE, E.; EATON, A. **Standard methods for the examination of water and wastewaters**. Water Environment Federation, Chair Eugene W. Rice, American Public Health Association Andrew D. Eaton, American Water Works Association, 2017.
- BANDEIRA, Iris Celeste Nascimento. et al. **Geodiversidade da Ilha do Maranhão**. CPRM, 2018. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/20597>. Acesso em: 21 mai. 2023.
- BATISTELLA, E. L. B. et al (org.). **Relatório do diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico do Estado do Maranhão**. Produto 3. Campinas, SP: Embrapa, 2013. v. 2. 324 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/987964/relatorio-do-diagnostico-do-macrozoneamento-ecologico-economico-do-estado-do-maranhao>. Acesso em: 25 out. 2022.
- BRAGA, B.; et al. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Hall, 2005. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5769440/mod_resource/content/1/Benedito%20Braga.pdf. Acesso em: 06 nov. 2022.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Manual de saneamento**. 5ª ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2019. Disponível em: < <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/506> >. Acesso em: 01 jul. 2023.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Diagnóstico Temático**. serviços de água e esgotos. visão geral: ano de referência 2021. –Brasília: SNS/MDR, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/diagnosticos_snis. Acesso em: 02 jul. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <https://www legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 18 jan. 2023.

Brasil. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. **Atualiza o Marco Legal do Saneamento Básico e dá Outras Providências**. Diário Oficial da União 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: 10 jul. 2023.

BROWN, Linfield C.; BARNWELL, Thomas O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Athens: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, 1987. Disponível em: https://books.google.com.br/books?id=_RZxydCjCN4C&ots=69RR2QA0lg&dq=the%20enhanced%20stream%20water%20quality%20models%20QUAL2E%20and%20QUAL2E-UNCAS%20pdf&hl=pt-BR&pg=PA1#v=onepage&q&f=false. Acesso em: 10 mai. 2023

BURAK, Dionísio. **Modelagem Matemática: ações e interações no processo de ensino-aprendizagem**. Tese (Doutorado) – Faculdade de Educação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992. Disponível em: <https://www.psiem.fe.unicamp.br/content/modelagem-matematica-acoes-e-interacoes-no-processo-de-ensino-aprendizagem>. Acesso em: 05 fev. 2023.

CALIJURI, M. C; CUNHA, D. G. F. (org.). **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. Disponível em: <http://ofitexto.arquivos.s3.amazonaws.com/engenharia-ambiental-elselvier-9788535259544.pdf>. Acesso em: 21 mai. 2023.

CARVALHO, Andreza Tacyana Felix. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 42, p. 140-161, 2020. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/6953>. Acesso em: 20 jun. 2023

CREMASCO, Marco Aurélio. **Fundamentos de Transferência de Massa**. 2. ed. Campinas: Editora da UNICAMP, 2002.

CORRÊA, E. L. S.; et al. **QUALIDADE DAS ÁGUAS E NÍVEL TRÓFICO DA BACIA DO RIO PACIÊNCIA NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL**. Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS), v. 21, n. 2, p. 437-453, 30 set. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.521>. Acesso em: 19 out. 2022.

DIRETORIA DE SERVIÇO GEOGRÁFICO – DSG. **Banco de Dados Geográficos do Exército**. Versão 3.0. 2013. Disponível em: <https://www.geoportal.eb.mil.br/mediador/>. Acesso em: 2 Jul. 2023.

FLECK, Leandro; TAVARES, Maria Hermínia Ferreira; EYNG, Eduardo. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v. 4, n. 8, p. 46-61, 2013. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/recit/article/view/4206/pdf>. Acesso em: 5 fev. 2023

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

GOMES, Euclides Castro; LAGO, Emerson Mateus Silva; BARBOSA, Lucas Barros. Problemas Ambientais Ocasionados pelos Processos de Urbanização na Margem do Rio Gangan no Bairro do Turu, São Luís-MA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 10., 2019, Fortaleza. **Anais - Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. São Paulo: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais (IBEAS), 2019. v. 10. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2019/XI-104.pdf>. Acesso em: 28 mai. 2023.

GUIDORIZZI, Hamilton Luiz. **Um Curso de Cálculo**. 5. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2013. v. 1. Disponível em: <http://library.lol/main/2398E32BBDF1B6F2C01A2BDEBADE3B4D>. Acesso em: 30 mar. 2023.

IBGE. **Base Cartográfica Contínua do Brasil, escala 1:250.000 – BC250**. 2021a. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html?caminho=cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2021/. Acesso em: 21 mai. 2023.

IBGE. **Estimativas da população residente com data de referência 1o de julho de 2021**. 2021b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=resultados>. Acesso em: 22 fev. 2023.

IBGE. **Malha Municipal Digital da Divisão Político-Administrativa Brasileira**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em: 22 fev. 2023.

LIMA, J. E. F. W. **Recursos hídricos no Brasil e no mundo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/555374/1/doc33.pdf>. Acesso em: 06 nov. 2022.

LIMA, Eveline Vale de Andrade. **Aplicação do Modelo de Streeter-Phelps na Análise de Concessão de Outorgas de Lançamento de Efluentes em Rios Naturais**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. 2011. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/16694/1/2011_dis_evalima.pdf. Acesso em: 30 mar. 2023.

MARQUES, W. R. et al. **Água e sustentabilidade dos ecossistemas naturais: consequências de ocupações irregulares no Rio Paciência**. Conjecturas, [S. l.], v. 21, n. 2, p. 260–276, 2021.

Disponível em: <https://conjecturas.org/index.php/edicoes/article/view/156>. Acesso em: 19 out. 2022.

MASTERS, M. Gilbert; ELA, P. Wendell. **Introduction to Environmental Engineering and Science**. 3. ed. Harlow: Pearson Education Limited, 2014. Disponível em: <http://library.lol/main/CD8314F7AC2016AAAF414B7AA4AE996F>. Acesso em: 02 jul. 2023

MENDONÇA, G. H. **Bacia Hidrográfica**. c2023. Disponível em: <https://mundoeducacao.uol.com.br/geografia/bacia-hidrografica.htm>. Acesso em: 30 jun. 2023.

OLIVEIRA, M. V. C.; CARVALHO, A. R. C. **Princípios Básicos do Saneamento do Meio**. 10. ed. São Paulo: Senac São Paulo, 2010.

PHILIPPI JUNIOR, Arlindo; MALHEIROS, T. F. (org.). **Saneamento e Saúde Pública: integrando homem e ambiente**. In: PHILIPPI JUNIOR, Arlindo. Saneamento, Saúde e Ambiente. 1. ed. Barueri: Manole, 2005.

PÖPEL, H. Johannes. **Aeration and Gas Transfer**. Delft: Division of Sanitary Engineering, Delft University of Technology, 1976. Disponível em: <https://www.ircwash.org/resources/aeration-and-gas-transfer>. Acesso em: 18 maio. 2023

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SEMA. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais. Governo do Estado do Maranhão. **Portaria 079, de 04 de Julho de 2013**. Disponível em: <https://legislacao.sema.ma.gov.br/arquivos/1550580964.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2023.

SHIKLOMANOV. **World Water Resources**. a new appraisal and assessment for the 21st century. 1. ed. Paris: UNESCO, 1998. Disponível em: <https://snia.mop.gob.cl/sad/PHI710.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2023.

SILVA, Isadora de Queiroz da. **Análise preliminar dos sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário em São Luís do Maranhão, Brasil: um enfoque ambiental**. TCC (Graduação) -Curso de Ciência e Tecnologia –BICT, Universidade Federal do Maranhão. São Luís, 71 f. 2015. Disponível em: <http://www.eas.ufma.br/wp-content/uploads/2017/05/TCC-Isadora-2015-1.pdf>. Acesso em: 07 jun. 2023

SPELLMAN, Frank R.; DRINAN, Joanne. **Stream Ecology and Self Purification: An Introduction**. 2. ed. New York: CRC Press, 2001. Disponível em: <http://library.lol/main/51941CDB1D86E28045C8D2FC03A4E38C>. Acesso: 19 fev. 2023.

STREETTER, Harold Warner; PHELPS, Earle B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. Washington D.C.: US Department of Health, Education, & Welfare, 1958. Acesso em: <https://udspace.udel.edu/handle/19716/1590>. Disponível em: 13 jan. 2023

SOUSA, A. C. A. De.; GOMES, J. P. Desafios para o investimento público em saneamento no Brasil. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe7, p. 36–49, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0103-11042019S703>. Acesso em: 2 jul. 2023.

STEWART, James. **Cálculo**: volume 1. 6. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2009. Disponível em: <http://library.lol/main/44BC694A55AD3767A23A5E71C3AEA6E1>. Acesso em: 9 abr. 2023.

STEWART, James. **Cálculo**: volume 2. 6. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2009. Disponível em: <http://library.lol/main/4272F92568826419801D3AB5A734894C>. Acesso em: 9 abr. 2023.

TCHOBANOGLUS, George; BURTON, Franklin; STENSEL, H. David. **Wastewater engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. Metcalf & Eddy, 2003. Disponível em: https://www.academia.edu/40928611/Metcalf_and_Eddy_Wastewater_Engineering_Treatment_and_Reuse_4th_edition_2004_. Acesso em: 19 fev. 2023.

TUCCI, Carlos E. M. **Regionalização de Vazões**. 1. ed. Porto Alegre: ABRH. 2002.

UEMA. Universidade Federal do Maranhão. **Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão**. Núcleo Geoambiental. São Luís: UEMA, 2016. P. 165. p. Disponível em: <https://www.nugeo.uma.br/upnugeo/publicacoes/Bacias%20Hidrográficas%20e%20Climatologia%20-%20MA>. Acesso em: 19 out. 2022.

UNDP. United Nations Development Programme. **Sustainable Development Goals**. c2023. Disponível em: <https://www.undp.org/sustainable-development-goals>. Acesso em: 04 jul. 2023.

VIGIL, Kenneth M. **Clean Water**: as introduction to water quality and water pollution control. 2. ed. Corvallis: Oregon State University Press, 2003. Disponível em: <http://library.lol/main/025D50D1B1BD3573D32500A97B1C9B7C>. Acesso em: 14 fev. 2023.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**; 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2014a.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2014b.

YIN, R. K. **Estudo de Caso**: planejamento e métodos. 3. ed. - Porto Alegre: Bookman, 2005.

WEINER, Ruth; MATTHEWS, Robin. **Environmental Engineering**. 4. ed. Butterworth-Heinemann, 2003. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=xZjkd3W0iSMC&oi=fnd&pg=PP2&dq=environmental+engineering&ots=_AhpEEMwYg&sig=3Cpvr_WT-0VcgiwfwLEKjcjWK-I#v=onepage&q=environmental%20engineering&f=false. Acesso em: 23 jan. 2023.

ZHANG, Zhonglong. Nonpoint source and water quality modeling. In: ESLAMIAN, Saeid (Org.). **Handbook of Engineering Hydrology**: enviromental hidrology and water managment. CRC Press, 2014. p. 277-314. Disponível em:

<https://www.pdfdrive.com/handbook-of-engineering-hydrology-environmental-hydrology-and-water-management-d175599782.html>. Acesso em: 05 fev. 2023

ANEXO – LAUDO DE ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO LOCAL DE ESTUDO



Relatório de Ensaio

12574/2023

Pagina:1/2

Identificação Conta	
Nome: VIRTU AMBIENTAL SOCIEDADE UNIPessoal LTDA.	CNPJ/CPF: 22228835000136
Telefone: (98) 33014727	Email: diretoria@virtuambiental.com
Endereço: Av. dos Holandeses - 14 Edifício Century - Loja 02	Bairro: Calhau
Cidade/UF: São Luís/MA	CEP: 65071-380
Unidade: Não consta	

Nº Ordem de Serviço: OS01036/2023 - Nº Amostra: AM00002889/2023 - PONTO 1 (44°12'27,18" W e 2°30' 24,27" S)	
Tipo de Amostra: Água de Rio, Riacho, Córrego ou Açude	
Data Coleta: 14/04/2023 10:20	Data Recebimento: 14/04/2023 17:40
Responsab. da Amostragem: Lab. Cernitas	Coletor Responsável: Dannyllo Ferreira Martins
Tempo na hora da coleta: Tempo Bom	Chuva - Últimas 24 horas?: Não
Tipo de Amostragem: Simples	

Resultados Analíticos						
Ensaio	Resultado Final	Unidade	VMP CONAMA n°274 e CONAMA n°357	LQ	Referência	Data Análise
Cor verdadeira	159	mg Pt/L	Nível de cor natural do corpo de água	2,5	SMEWW 23ª Ed 2017 Método 2120 B	27/04/2023
DBO (5 dias)	46,5	mg/L O2	3	1	SMEWW 23ª edição, 2017, Método 5210 B	24/04/2023
Fósforo total	3,5	mg/L	1,4	0,01	SMEWW 4500-P C 23ª edição	18/04/2023
Nitrato	4,4	mg/L	10	0,1	SMWW, 23ª Edição, Método 4500NO3- B	18/04/2023
Nitrogênio Total	324	mg/L	-	1,5	SMEWW 23ª Ed 2017 Método 4500-Norg,B	21/04/2023
Oxigênio Dissolvido	< 3	mg/L	6	3	SMEWW, 23ª edição, 2017, Método 4500-O B/C	21/04/2023
pH(Campo)	6,9	-	6 a 9	2-12	SMEWW, 23ª edição, 2017, Método 4500-O B/C	14/04/2023

Especificações
Resolução CONAMA n°274, de 29 de novembro de 2000 e CONAMA N°357, de 17 de Março de 2005 - Pacote;

Interpretações
A presente amostra NÃO ATENDE aos padrões estabelecidos pela legislação vigente conforme Resolução CONAMA n°274, de 29 de novembro de 2000 e CONAMA N°357, de 17 de Março de 2005 , no(s) parâmetro(s) Cor verdadeira, DBO (5 dias), Fósforo total.
"As opiniões e interpretações expressas acima não fazem parte do escopo da acreditação deste laboratório"

Notas
Legenda LQ: Limite de Quantificação PI: Presença de Interferentes SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters, 23ª edição ASTM: American Society for Testing and Materials ABNT NBR: Associação Brasileira de Normas Técnicas EPA: Environmental Protection Agency ¹ - Análise(s) com escopo acreditado. - Incerteza: A estimativa de incerteza de medição é conhecida e encaminhada, se solicitada. - Atenção: Os resultados destas análises têm significação restrita e se aplicam tão somente à amostra ensaiada. - As opiniões e interpretações expressas acima não fazem parte do escopo da acreditação deste laboratório. - Certificado válido somente com Assinatura de forma digital ICP-Brasil. Informações de Coleta: Procedimentos de amostragem baseados no método 1060 do Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater - 23rd Edition e CNT POP 029 - Manual de Coleta para Análises Físico-Químicas e Microbiológicas. Quando a coleta for efetuada pelo cliente, a descrição da amostra é de inteira responsabilidade do mesmo. É proibida a reprodução parcial deste Relatório de Ensaio.

São Luís, 04 de Maio de 2023



Relatório de Ensaio

12574/2023

Pagina:2/2

Natanael Eudes Aragão
Responsável Técnico
CRQ-MA: 11200552

Priscilla da Silva Moreira Carvalho
Engenheira Química
CRQ-MA: 113000338

Codigo de Validação

6453C53BD6F5C16832115794B1B74EA661B8C142|6287|00002889.2023

Validação

<https://cernitas.gerencialab.com.br/portal/certificado/>

PRISCILLA DA
SILVA MOREIRA
04268990321

Digitally signed by PRISCILLA DA SILVA
MOREIRA:04268990321
DN: cn=BR, o=ICP-Brasil, ou=Array,
c=PRISCILLA DA SILVA MOREIRA:
04268990321
Reason: Laboratório Cernitas
Location: Laboratório Cernitas
Date: 04/05/2023 11:53:10 -0300



Relatório de Ensaio

12574/2023A



Identificação Conta

Nome: VIRTU AMBIENTAL SOCIEDADE UNIPESSOAL LTDA.	CNPJ/CPF: 22228835000136
Telefone: (98) 33014727	Email: diretoria@virtuambiental.com
Endereço: Av. dos Holandeses - 14 Edifício Century - Loja 02	Bairro: Calhau
Cidade/UF: São Luís/MA	CEP: 65071-380
Unidade: Não consta	

Nº Ordem de Serviço: OS01036/2023 - **Nº Amostra:** AM00002889/2023 - **PONTO 1 (44°12'27,18" W e 2°30' 24,27" S)**

Tipo de Amostra: Água de Rio, Riacho, Córrego ou Açude	
Data Coleta: 14/04/2023 10:20	Data Recebimento: 14/04/2023 17:40
Responsab. da Amostragem: Lab. Cernitas	Coletor Responsável: Dannylo Ferreira Martins
Tempo na hora da coleta: Tempo Bom	Chuva - Últimas 24 horas?: Não
Tipo de Amostragem: Simples	

Resultados Analíticos

Ensaio	Resultado Final	Unidade	VMP CONAMA n°274 e CONAMA n°357	LQ	Referência	Data Análise
Cloretos ¹	70,72	mg/L	250	25	SMEWW, 23ª edição, 2017, Método 4500-Cl-B	28/04/2023
Coliformes Termotolerantes ¹	791,5	NMP/100 mL	Máx, 2500 NMP/100 mL	1,8	SMEWW, 23ª ed, 2017, Método 9221 B, C, E,	14/04/2023
Óleos e Graxas Totais ¹	< 11	mg/L	Ausência	11	SMEWW, 23ª edição, 2017, Método 5520 D	19/04/2023
Temperatura ¹	27,9	°C	-	1-40	SMWW, 23ª edição, 2017, Método 2550 B	14/04/2023
Turbidez ¹	14	NTU	40	0,2	SMEWW, 23ª edição, 2017, Método 2130 B	27/04/2023

Especificações

Resolução CONAMA n°274, de 29 de novembro de 2000 e CONAMA N°357, de 17 de Março de 2005 - Pacote;

Interpretações

A presente amostra **NÃO ATENDE** aos padrões estabelecidos pela legislação vigente conforme **Resolução CONAMA n°274, de 29 de novembro de 2000 e CONAMA N°357, de 17 de Março de 2005**, no(s) parâmetro(s) Cor verdadeira, DBO (5 dias), Fósforo total.

"As opiniões e interpretações expressas acima não fazem parte do escopo da acreditação deste laboratório"

Notas

Legenda

LQ: Limite de Quantificação
PI: Presença de Interferentes
SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters, 23ª edição
ASTM: American Society for Testing and Materials
ABNT NBR: Associação Brasileira de Normas Técnicas
EPA: Environmental Protection Agency
¹ - Análise(s) com escopo acreditado.

- Incerteza: A estimativa de incerteza de medição é conhecida e encaminhada, se solicitada.
- Atenção: Os resultados destas análises têm significação restrita e se aplicam tão somente à amostra ensaiada.
- As opiniões e interpretações expressas acima não fazem parte do escopo da acreditação deste laboratório.
- Certificado válido somente com Assinatura de forma digital ICP-Brasil.

Informações de Coleta:

Procedimentos de amostragem baseados no método 1060 do Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater - 23rd Edition e CNT POP 029 - Manual de Coleta para Análises Físico-Químicas e Microbiológicas.
 Quando a coleta for efetuada pelo cliente, a descrição da amostra é de inteira responsabilidade do mesmo.

É proibida a reprodução parcial deste Relatório de Ensaio.

São Luís, 04 de Maio de 2023

Natanael Eudes Aragão
 Responsável Técnico
 CRQ-MA: 11200552

Priscilla da Silva Moreira Carvalho
 Engenheira Química
 CRQ-MA: 113000338



Relatório de Ensaio

12574/2023A



Página:2/2

Codigo de Validação

16832113766453C47005FEEDDE64791488778AB0|6287|00002889.2023

Validação

<https://cernitas.gerencialab.com.br/portal/certificado/>

PRISCILLA DA
SILVA MOREIRA
04268990321

Digitally signed by PRISCILLA DA SILVA
MOREIRA:04268990321
DN: cn=BR, o=ICP-Brasil, ou=Array,
cn=PRISCILLA DA SILVA MOREIRA:
04268990321
Reason: Laboratório Cernitas
Location: Laboratório Cernitas
Date: 04/05/2023 11:53:10 -0300

Av. Alcino Bilio, 17 - Cohab Anil III - CEP 65.050-050 - São Luís - MA
Contato (98) 3244-3416 Página:2/2