



Ministério da Educação
Secretaria de Educação Profissional e Tecnológica
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins - IFTO
Campus Palmas
Curso de Bacharelado em Engenharia Civil

Gabriel Antonio Ribeiro Souza

A capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu a partir do modelo matemático de *Streeter-Phelps* no Município de Taguatinga – TO: um estudo de caso.

Palmas, TO
2020



Ministério da Educação
Secretaria de Educação Profissional e Tecnológica
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins - IFTO
Campus Palmas
Curso de Bacharelado em Engenharia Civil

Gabriel Antonio Ribeiro Souza

A capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu a partir do modelo matemático de *Streeter-Phelps* no Município de Taguatinga – TO: um estudo de caso.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial para obtenção do Título de bacharel em Engenharia Civil do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins, Campus Palmas.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Mendes Pedroza

Palmas, TO

2020

Gabriel Antonio Ribeiro Souza

A capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu a partir do modelo matemático de *Streeter-Phelps* no Município de Taguatinga – TO: um estudo de caso.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial para obtenção do Título de bacharel em Engenharia Civil do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins, Campus Palmas.

Trabalho aprovado, Palmas, TO 11 de março de 2020;

Prof. Dr. Marcelo Mendes Pedroza

Orientador

Prof. Dr. Guilliano Guimarães Silva

Orientador 1

Prof. Dra. Cláudia da Silva Aguiar Rezende

Avaliadora 2

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida.

Agradeço aos meus pais, Sr. Elson e Sra. Silvia por acreditarem em mim até quando eu duvidei.

Agradeço aos meus irmãos pelo companheirismo.

Agradeço ao meu professor orientador que me ajudou a tornar isso possível.

Por fim, agradeço aos meus colegas de classe pelo apoio e dedicação nessa jornada.

EPÍGRAFE

*“Faça as coisas o mais simples que você
puder, porém não se restrinja às mais
simples”*

Albert Einstein

RESUMO

A água é um elemento indispensável em diversas atividades humanas, sendo na maioria dos casos, utilizada de maneira abusiva, acarretando na degradação ambiental de corpos aquáticos, além da geração de conflitos entre usuários. Com intuito de mitigar todos esses problemas citados, foi criado o Plano Nacional de Recursos Hídricos, tratando basicamente, de instrumentos de gestão acerca do uso das águas. Subsidiando os instrumentos de gestão, o uso de modelos matemáticos de qualidade da água se tornou ferramenta essencial para a quantificação da capacidade de autodepuração de um rio ou córrego. Este trabalho trata, portanto, da utilização do modelo matemático de *Streeter-Phelps* para analisar a capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu, situado no Município de Taguatinga – TO, a partir de cenários de tratamento de efluentes domésticos comumente utilizados no Brasil. Considerando as características utilizadas pelo modelo, foram analisados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do Ribeirão do Abreu. Além disso, foram aferidos dados referentes a características físicas do manancial, como profundidade, largura e velocidade. Os resultados mostram que para o Ribeirão do Abreu, todos os cenários simulados atenderam a resolução do CONAMA nº 357/05, sem houvesse comprometimento permanente de algumas das suas características físico-químicas e microbiológicas.

Palavras-chave: Modelos matemáticos da qualidade da água, autodepuração, *Streeter-Phelps*, parâmetros, e características.

ABSTRACT

Water is an indispensable element in several human activities, being in most cases, abused, causing environmental degradation of aquatic bodies, in addition to the generation of conflicts between users. In order to mitigate all these problems mentioned, the National Water Resources Plan was created, basically dealing with management instruments on water use. By supporting management instruments, the use of mathematical models of water quality has become an essential tool for quantifying the self-debugging capacity of a river or stream. This work deals, therefore, with the use of *streeter-phelps's* mathematical *model*, to analyze the self-purification capacity of Ribeirão do Abreu, located in the Municipality of Taguatinga – TO, from domestic effluent treatment scenarios commonly used in Brazil. Considering the characteristics used by the model, the physicochemical and microbiological parameters of Ribeirão do Abreu were analyzed. In addition, data regarding physical characteristics of the spring, such as depth, width and velocity, were measured. The results show that for Ribeirão do Abreu, all simulated scenarios met the resolution of CONAMA no. 357/05, without permanent impairment of some of its physicochemical and microbiological characteristics.

Keywords: Mathematical models of water quality, self-debugging, Streeter-Phelps, parameters, and characteristics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Instrumento do plano de recursos hídricos	21
Figura 2 - Estrutura do SINGREH	22
Figura 3 - Impactos da urbanização nos corpos d'água	30
Figura 4 - Zonas de autodepuração e os tipos de microrganismos em cada zona ...	38
Figura 5 - Etapas de um sistema de tratamento de esgoto	41
Figura 6 - Modelo de escoamento em pistão	46
Figura 7 - Curva de depleção de OD.....	51
Figura 8 - Limite da bacia hidrográfica no Estado do Tocantins.....	53
Figura 9 - Hidrogeologia da bacia do rio Palma	54
Figura 10 - Mapa hidrográfico de Taguatinga.....	56
Figura 11 - Aplicação da metodologia do flutuador no Ribeirão do Abreu	61
Figura 12 - Seção transversal 01	62
Figura 13 - Seção transversal 02	62
Figura 14 - Seção transversal 03	62
Figura 15 - Concentração de cloreto nas amostras.....	65
Figura 16 - Valores de pH nas amostras.....	66
Figura 17 - Valores de turbidez nas amostras.....	67
Figura 18 - Valores de condutividade para as amostras	68
Figura 19 - Valores de temperatura das amostras	69
Figura 20 - Valores de alcalinidade das amostras.....	70
Figura 21 - Valores de sólidos totais nas amostras.....	71
Figura 22 - Valores de OD nas amostras	72
Figura 23 - Valores de Escherichia Coli nas amostras.....	73
Figura 24 - Curva do OD sem sistema de tratamento	76
Figura 25 - Curva de OD com tratamento primário	77
Figura 26 - Curva de OD com tratamento secundário UASB	78
Figura 27 - Curva de OD com tratamento secundário UASB + Lagoa Facultativa....	79
Figura 28 - Curva de OD com tratamento terciário RLA + Remoção de nutrientes...80	

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classes de enquadramento das águas doces e seus usos respectivos .	27
Quadro 2 - Classes do Índice de Qualidade da Água e seus significados	31
Quadro 3 - Parâmetros mínimos de qualidade da água para cada classe	33
Quadro 4 - Principais modelos matemáticos de simulação da qualidade da água....	45
Quadro 5 - Valores típicos para taxa de degradação em diferentes níveis de tratamento	48
Quadro 6 - Valores típicos para o coeficiente de reaeração	49
Quadro 7 - Disponibilidades hídricas da bacia do rio Palma	54
Quadro 8 - Ensaio realizados e metodologia adotada	58
Quadro 9 - Eficiências típicas de sistemas de tratamento na remoção da DBO	60
Quadro 10 - Concentrações e eficiências médias de remoção de diversos constituintes	60
Quadro 11 - Profundidades de cada seção transversal	62
Quadro 12 - Leitura dos tempos médios	63
Quadro 13 - Coordenadas das amostras	64
Quadro 14 - Resumo dos coeficientes adotados.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA – Agência Nacional das Águas

AEF – Autorização de Exploração Florestal

CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CF – Coliformes Fecais ou Termotolerantes

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

COEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

FA – Filtro Anaeróbio

FS – Fossa Séptica

LA – Lodos Ativados

LAN – Lagoa Anaeróbia

LF – Lagoa Facultativa

LI – Licença de Instalação

LIO – Licença de Instalação e Operação

LO – Licença de Operação

LP – Licença Prévia

NATURATINS – Instituto Natureza do Tocantins

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PT – Fósforo Total

RLA – Reator de Lodos Ativados

SEMARH – Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SICAM – Sistema Integrado de Controle Ambiental

SST – Sólidos Suspensos Totais

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	PROBLEMA DE PESQUISA.....	15
3	JUSTIFICATIVA	16
4	OBJETIVOS	17
4.1	Objetivo geral	17
4.2	Objetivos específicos	17
5	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
5.1	Histórico da Gestão de Recursos Hídricos no Brasil.....	18
5.2	Política Nacional de Recursos Hídricos	20
5.2.1	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos	22
5.2.2	Outorga de direito de uso dos Recursos Hídricos	23
5.3	Licenciamento ambiental e a outorga para lançamento de efluentes	24
5.3.1	Estado do Tocantins	28
5.4	Qualidade da água.....	29
5.4.1	Parâmetros da qualidade da água.....	30
5.4.2	Impactos do lançamento de efluentes	35
5.5	Sistemas de tratamento	39
5.5.1	Níveis de sistema de tratamento	39
5.5.2	Sistemas de tratamento existentes.....	41
5.6	Modelagem matemática da qualidade da água.....	44
5.6.1	Histórico.....	44
5.6.2	Modelo matemático de <i>Streeter-Phelps</i>	45
6	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	52
6.1	Caracterização da pesquisa	52
6.2	Caracterização geral da bacia.....	52
6.2.1	Recorte geográfico da pesquisa	55
6.3	Localização da área de estudo	55
6.3.1	Clima	56
6.3.2	Vegetação	56
6.3.3	Características geológicas.....	57
6.4	Análise da capacidade de Autodepuração	57

6.4.1	Caracterização da qualidade da água	57
6.4.2	Caracterização física do manancial	58
6.4.3	Estudo da capacidade da Autodepuração do Ribeirão do Abreu	59
7	RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
7.1	Caracterização física do manancial.....	61
7.2	Caracterização da qualidade da água.....	64
7.2.1	Cloretos	65
7.2.2	Potencial Hidrogeniônico	66
7.2.3	Turbidez.....	67
7.2.4	Condutividade.....	68
7.2.5	Temperatura	69
7.2.6	Alcalinidade	70
7.2.7	Sólidos totais	71
7.2.8	Oxigênio dissolvido.....	72
7.2.9	<i>Escherichia Coli</i>	73
7.3	Simulação a partir do modelo de <i>Streeter-Phelps</i>	74
7.3.1	1º Cenário – Sem tratamento	76
7.3.2	2º Cenário – Nível de tratamento primário.....	77
7.3.3	3º Cenário – Tratamento secundário com reator UASB	78
7.3.4	4º Cenário – Tratamento secundário com UASB + Lagoa Facultativa ..	79
7.3.5	5º Cenário – Tratamento terciário por Lodos Ativados e remoção de nutrientes	80
8	CONCLUSÕES	81
9	REFERÊNCIAS	83

1 INTRODUÇÃO

A água representa um constituinte essencial à vida, sendo elemento indispensável em diversas atividades humanas. A história da água acompanha a evolução científica e tecnológica da humanidade e se relaciona diretamente com o crescimento populacional, graus de urbanização e os seus diferentes usos que afetam sua qualidade e disponibilidade (TUNDISI, 2013).

Problemas decorrentes da escassez da água são cada vez mais comuns. Uma das principais causas para esses problemas é a degradação da sua qualidade, decorrentes do mau uso.

Com o intuito de disciplinar os usos dos corpos de água, bem como processos de assimilação de efluentes, criaram-se leis para a gestão integrada dos recursos hídricos mais voltadas a assegurar a disponibilidade hídrica para futuras gerações e com os devidos padrões de qualidade em seus respectivos usos (NAHON, 2006).

Nesse sentido, a construção e implantação de modelos matemáticos adequados à avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas, permitem auxiliar no entendimento das relações de causa e efeito em corpos aquáticos, que alteram a qualidade da água desses ambientes, além de subsidiar entidades regulamentadoras e fiscalizadoras no auxílio de planejamento, gerenciamento e tomadas de decisões acerca dos recursos hídricos.

Este trabalho apresenta uma metodologia, com base no modelo matemático de *Streeter-Phelps* que permite calcular o consumo de oxigênio dissolvido no corpo hídrico para diversos cenários de lançamento de efluentes, permitindo assim, a verificação da capacidade de diluição desse corpo, dentro dos padrões preconizados na legislação existente.

2 PROBLEMA DE PESQUISA

Um dos principais destinos dos efluentes gerados pelos usos da água são os corpos hídricos. Sabe-se que a capacidade de autodepuração desses corpos aquáticos que recebem os efluentes deve ser respeitada para que não haja um comprometimento de suas qualidades.

Nesse sentido, o presente trabalho busca avaliar, na forma de um estudo de caso, a capacidade de assimilação da matéria orgânica pelo Ribeirão do Abreu, pertencente ao Município de Taguatinga – TO, buscando responder a seguinte questão: “O RIO CONSEGUE AUTODEPURAR AS DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA DECORRENTES DE DIFERENTES NÍVEIS DE TRATAMENTO?”.

3 JUSTIFICATIVA

A degradação ambiental, em especial nos corpos hídricos, tem sido ampliada com os sucessivos aumentos populacionais nos diversos continentes. Além disso, o surgimento de indústrias advindas dos sucessivos avanços tecnológicos ocorridos ao longo do século, corroboraram com o aumento da degradação desses corpos, levando gestores a pensarem em alternativas para a diminuição da degradação nesses corpos aquáticos.

Com o intuito de mitigar os problemas supracitados, gestores, técnicos e políticos foram responsáveis por instituir legislações capazes de estabelecer um maior controle acerca desses recursos hídricos, no que dizem respeito a aspectos quantitativos e qualitativos. Além disso, surgiram os modelos numéricos de qualidade da água, que tinham como objetivo subsidiar, a partir de formulações matemáticas, órgãos responsáveis pela concessão de outorga de lançamento de efluentes, a emitirem concessões que não prejudicassem a qualidade dos corpos hídricos.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar a capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu, no Município de Taguatinga – TO, levando em consideração os diferentes níveis de tratamento de efluentes domésticos existentes e seus sistemas de tratamento biológicos comumente adotados no Brasil.

4.2 Objetivos específicos

1. Realizar a caracterização físico-química e microbiológica das águas do Ribeirão do Abreu.
2. Comparar os resultados obtidos a partir dos valores prescritos na Resolução do CONAMA nº 357/2015.
3. Realizar medição de vazão, profundidade e largura do Ribeirão a partir do método do flutuador.
4. Avaliar a depleção do oxigênio dissolvido no Ribeirão do Abreu a partir dos níveis de tratamento de efluentes e sistemas de tratamento biológicos comumente utilizados no Brasil, segundo o modelo matemático de *Streeter-Phelps*.
5. Propor o melhor sistema de tratamento de efluentes baseado na curva de depleção de OD do Ribeirão.

5 REVISÃO DE LITERATURA

5.1 Histórico da Gestão de Recursos Hídricos no Brasil

Embora o planeta possua água em sua maior parcela, grande parte encontra-se indisponível para atividades humanas, seja pela sua localização, seja por águas salgadas de mares e oceanos, ou até mesmo pela degradação dos recursos hídricos provocadas pelo homem. Tais fatores acabam diminuindo drasticamente a disponibilidade de água para consumo humano (MOTA, 2010).

Em termos quantitativos, apenas 0,8% destas águas estão disponíveis em maior facilidade para o abastecimento público, sendo que dessa pequena fração, apenas 3% se apresentam de forma superficial, de fácil extração. Diante dessa pequena disponibilidade de água, observa-se a importância da preservação dos recursos hídricos na Terra (SPERLING, 2005).

Dentre os problemas relacionados aos usos dos recursos hídricos, temos o desperdício da água, a poluição de mananciais e assoreamento de rios e lagos.

Ao longo dos anos, as ações antrópicas não monitoradas favoreceram a contaminação de corpos d'água, o assoreamento de rios e lagos devido a má e irregular ocupação do solo, e conseqüentemente o comprometimento da qualidade das águas e sua disponibilidade para o consumo humano.

Segundo Machado (2003), com o aumento expressivo da população brasileira nos últimos 50 anos, houve o acréscimo considerável do acúmulo de lixo sem destinação adequada (propiciando a propagação de doenças de veiculação hídrica). Paralelo a isso, ocorreram problemas relacionados ao aumento expressivo da desigualdade social e regional, além da expansão das atividades industriais. Todos esses problemas acabaram culminando para a consolidação do conceito de saneamento ambiental.

Em decorrência desses problemas, surgiram em algumas regiões do Brasil problemas relacionados a escassez de água, acarretando a necessidade da elaboração de mecanismos de planejamento e coordenação para os usos dos recursos hídricos (ANA, 2017).

Durante pouco mais de meio século, o Código das Águas de 1934 foi importante para o setor de energia do país, permitindo o avanço do sistema hidroelétrico brasileiro, visto que o país necessitava de impulsionar o desenvolvimento e a tecnologia. Entretanto, a política das águas no Brasil até então nunca tinha privilegiado o saneamento (MACHADO, 2003). Diante disso, os próprios técnicos dos setores de energia reconheceram a necessidade de implantação de uma Política Nacional de Recursos Hídricos voltada ao saneamento e que proporcionasse o uso sustentável de seus recursos hídricos.

No cenário internacional, durante a década de 80, existiram inúmeros esforços coordenados com o intuito de levar à população carente serviços de água e saneamento. Em decorrências desses esforços, em 1981, foi lançado a Década Internacional do Fornecimento de Água Potável e do Saneamento, sendo este evento de vital importância para o surgimento do Plano de Ação de *Mar del Plata*, plano este aprovado pela Conferência das Nações Unidas Sobre a Água, no ano de 1977. A premissa aceita era de que “todos devem ter direito ao acesso à água potável em quantidades e qualidades suficientes, independente das condições sociais e ambientais”. O plano de ação decorrente da Conferência determinou que cada país ficaria encarregado de formular a própria política de recursos hídricos, bem como sua conservação e ordenamento. A partir desses planos, foi possível gerir diretrizes para o uso das águas (ANA, 2017).

Diante desses problemas, com o intuito de monitorar e gerenciar o uso da água, foi criado em 8 de janeiro de 1997 a Lei 9.433, a qual instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou-se o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, lei esta que ficou conhecida como divisora de águas na gestão de recursos hídricos no Brasil. Essas ações proporcionaram ao Brasil instrumentos legais e institucionais necessários referentes à disponibilidade e ao uso sustentável de suas águas (MACHADO, 2003).

A Lei 9.433 deu, portanto, maior abrangência ao “Código das Águas” de 1934, que centralizava as decisões sobre gerenciamento de recursos hídricos exclusivamente para o setor elétrico (ANA, 2017).

Pouco depois, em 17 de julho de 2000 foi criado a Lei 9984, a qual dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, órgão responsável por

supervisionar, controlar e avaliar ações e atividades decorrentes do uso dos recursos hídricos.

A ANA tem como papel ainda atender diferentes necessidades nacionais de maneira equilibrada, contemplando e cuidando todos e assegurando o equilíbrio entre as diferentes demandas dos diferentes usuários (ANTUNES, 2000).

5.2 Política Nacional de Recursos Hídricos

A Lei 9.433 de 1997, também conhecida como “Lei das Águas” trata da Política Nacional de Recursos Hídricos, regido pela Constituição da República Federativa do Brasil, descrita no inciso XIX do artigo 21, e que institui o Sistema Nacional de Recursos Hídricos, tratando dos critérios de outorga de direitos de uso.

A Lei das águas se baseia em fundamentos, objetivos, diretrizes gerais de ações, instrumentos e planos de recursos hídricos.

A PNRH, estabelece fundamentos que servem de base para o seu cumprimento e conseqüentemente o seu desenvolvimento. São descritos os fundamentos a seguir: a água é um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, a gestão de recursos hídricos deve proporcionar o uso múltiplo das águas, a gestão de recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, a unidade de implementação da PNRH é a bacia hidrográfica e por fim, em situações de escassez, o uso prioritário da água deve ser para consumo humano e dessedentação de animais.

Segundo Wolkmer (2013) dentre os fundamentos da PNRH expressos no artigo 1º da lei, destaca-se o reconhecimento da água como um bem escasso, dotado de valor econômico; quebrando o paradigma de que a água é um recurso abundante e ilimitado, trazendo a ideia de finitude.

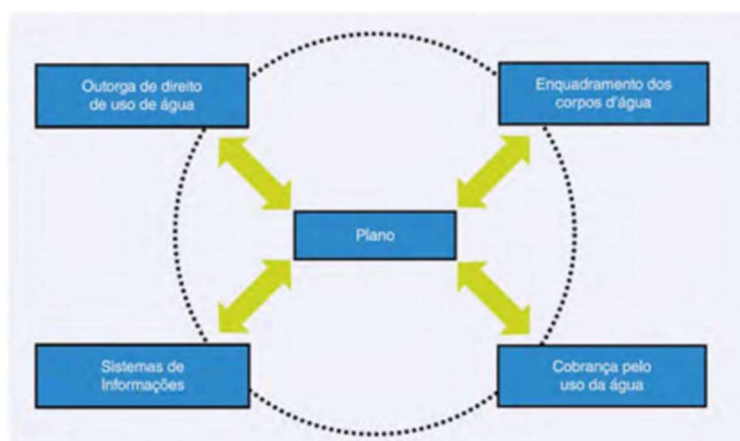
O principal objetivo da lei é assegurar o cumprimento das metas em todo território nacional. Conforme descrito no corpo da Lei, os objetivos são: a utilização de maneira racional e integrada dos recursos hídricos, assegurar às futuras gerações a

disponibilidade de água, prevenção contra eventos hidrológicos decorrentes do mau uso dos recursos naturais e incentivar a preservação de águas pluviais.

As diretrizes gerais de uso dizem respeito as ações a serem cumpridas com o intuito de serem alcançados os objetivos. Na Lei, fica descrito que deve existir uma gestão sistemática de recursos hídricos, uma adequação da gestão de recursos hídricos de acordo com as características físicas, bióticas, demográficas, sociais e culturais das diversas regiões do território nacional, da integração da gestão de recursos hídricos e gestão ambiental, da articulação do planejamento de recursos hídricos com os planejamentos regionais, estaduais e nacionais, da articulação dos recursos hídricos com o uso do solo e da integração da gestão das bacias com os sistemas estuarinos e zonas costeiras.

Os instrumentos constituem os artifícios que deverão ser utilizados para o cumprimento das metas estabelecidas. Dentre os instrumentos descritos na Lei, tem-se: os planos de recursos hídricos, o enquadramento de corpos d'água em classes, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos, a compensação a municípios, a cobrança pelo uso da água e o sistema de informações sobre recursos hídricos. Na Figura 1, é apresentado os instrumentos do plano de recursos hídricos.

Figura 1 - Instrumento do plano de recursos hídricos



Fonte: Conjuntura dos Recursos Hídricos (ANA,2013)

Aprovado em 30 de janeiro de 2006, o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) é um processo dinâmico de planejamento a longo prazo sobre a gestão hídrica do país. Esse plano pode ser de caráter nacional, estadual ou por bacia hidrográfica.

Segundo a Agência Nacional das Águas:

“O plano de recursos hídricos constitui um documento programático que define a agenda de recursos hídricos de uma região, identificando ações de gestão, planos, programas, projetos, obras e investimentos prioritários dentro da perspectiva de construção de uma visão integrada dos usos múltiplos da água com o envolvimento de órgãos governamentais, da sociedade civil, dos usuários e das diferentes instituições que participam do gerenciamento dos recursos hídricos” (ANA, 2013).

5.2.1 Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

Instituído a partir da Lei das Águas (Lei nº 9.433/97), o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) é o conjunto de órgãos e colegiados responsáveis pela implementação da gestão de recursos hídricos de forma descentralizada, integrada e participativa. O SINGREH é composto pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), pela Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental (SRQA), pela Agência Nacional de Águas (ANA), pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), por Órgão gestores de recursos hídricos estaduais, pelos Comitês de Bacia Hidrográfica e pelas Agências de Água. Na Figura 2, é possível observar a estrutura do SINGREH.

Figura 2 - Estrutura do SINGREH



Fonte: Marco Legal e Regulação (ANA, 2019)

Na horizontal estão descritos os entes que funcionam nos âmbitos nacional, estadual e local (por bacia hidrográfica). Na vertical, observa-se a estrutura do SINGREH quanto as instâncias de deliberação de políticas relacionadas à gestão dos recursos hídricos, as instituições de formulação de políticas públicas, aos entes de apoio ao funcionamento dos conselhos e comitês de implementação dos instrumentos de gestão, de regulação e de apoio administrativo e técnico às instâncias de gestão descentralizada e participativa (ANA, 2019).

5.2.2 Outorga de direito de uso dos Recursos Hídricos

A outorga, instrumento de gestão contido na PGRH, regido pela Lei das Águas (lei 9.433/97), dá o direito de utilização de recursos hídricos e tem por finalidade assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água. Por meio da outorga, busca-se assegurar o uso racional dos recursos hídricos e sua compatibilização dos diversos usos (ANA, 2013).

Segundo a Lei 9.433 de 1997, a solicitação de outorga de direito de recursos hídricos para o Poder Público torna-se necessária nos casos de captação ou derivação de água superficial para consumo, abastecimento público ou insumo decorrente de processo produtivo; extração de água subterrânea para consumo final ou insumo de processo produtivo; lançamento de esgotos, resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, em corpos d'água; aproveitamento de potenciais hidroelétricos, e quaisquer outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água do corpo hídrico.

Segundo ANA (2013), dentre as atribuições concedidas a Agência Nacional das Águas conferidas na sua criação, destaca-se a responsabilidade de outorgar o direito do uso de recursos hídricos em corpos d'água de domínio da União. Além disso, é atribuição da ANA, supervisionar, controlar e avaliar as ações decorrentes do cumprimento da lei pertinente aos usos múltiplos dos recursos hídricos.

Vale ressaltar, segundo a Lei 9.433/97, que a outorga pode ser suspensa parcial ou totalmente, em definitivo ou por prazo determinado, conforme descrito no

Artigo 15º da Lei, para os seguintes casos: não cumprimento dos termos de outorga; ausência de uso durante três anos consecutivos; necessidade de água para atendimento de situações de calamidade pública; necessidade de reversão de degradação ambiental grave; necessidade de atendimento a usos prioritários ou necessidade de se manterem características favoráveis à navegabilidade;

5.3 Licenciamento ambiental e a outorga para lançamento de efluentes

Conforme descrito na Resolução nº 237/1997, encontram-se dispostos o licenciamento ambiental, os estudos ambientais e de impacto ambiental, as competências nas esferas da União, Estados e Municípios e as atividades sujeitas ao licenciamento.

O licenciamento ambiental, conforme Resolução nº 237/1997 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, é um procedimento administrativo que visa licenciar empreendimentos e atividades que necessitem de utilizar recursos ambientais. Para a emissão da licença ambiental é necessário a realização de estudos de impactos ambientais, que visam avaliar possíveis mudanças nas características socioeconômicas e biofísicas do meio ambiente, decorrentes de atividades potencialmente poluidoras e causadoras de degradação ambiental (MOTA, 2010).

Ainda segundo a Resolução do CONAMA, o poder público poderá expedir três tipos de licença: Licença Prévia (LP), a Licença de Instalação (LI) e a Licença de Operação (LO), podendo essas licenças serem deliberadas de forma isolada ou em conjunto, de acordo com as características e etapas do empreendimento ou atividade. A Licença Prévia é concedida na fase preliminar do empreendimento ou atividade, aprovando sua localização e concepção; A Licença de Instalação autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes no plano; A Licença de Operação autoriza a operação da atividade ou empreendimento, após a verificação do cumprimento das licenças anteriores.

Tal como o processo de licença ambiental, o processo de autorização do direito de uso dos recursos hídricos é constituído em partes. Segundo ANA (2013) é

de competência da Agência Nacional das Águas implantar instrumentos de gestão de recursos hídricos, dentre esses instrumentos, estão a outorga preventiva e a outorga de direito de uso dos recursos hídricos. Diferente da outorga de direito de uso dos recursos hídricos, a outorga preventiva não concede direito de uso dos recursos hídricos, apenas destina-se a reservar a vazão passível de outorga.

Portanto, um empreendimento ou atividade potencialmente poluidora, ao requerer a utilização de recursos naturais, necessita de duas licenças, uma pertencente ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e outra pertencente ao Sistema Nacional de Meio Ambiente.

O instrumento de outorga, conforme descrito no art. 11 da Lei nº 9.433/97, a qual fundamenta a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos é definido como um instrumento jurídico utilizado pelo poder público e que através de concessão, concede o uso da água por um determinado período. Além disso, o instrumento de outorga objetiva assegurar o controle qualitativo e quantitativo do uso dos recursos hídricos, bem como seus direitos de acesso.

Dessa forma, conforme descrito no item III do Artigo 12 da Lei nº 9.433, ficam sujeitos a outorga de uso da água pelo poder público, o lançamento de efluentes em corpos d'água, sejam eles de características físicas ou gasosas, tratados ou não. Além disso, conforme a Lei, a outorga de uso das águas fica condicionada às prioridades estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos, sejam eles nas esferas nacionais ou estaduais.

Ainda com relação a outorga, conforme descreve Conejo (1993), a outorga de uso da água é um instrumento básico de gestão de recursos hídricos que envolve aspectos técnicos, legais e econômicos, e que depende da articulação entre entidades do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos.

Dentre os órgãos pertencentes ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, instituído pela Lei nº 9.433, destaca-se o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), órgão responsável pela formulação e deliberação sobre políticas de recursos hídricos nos âmbitos nacional, regional, estadual e de setores usuários.

Com o intuito de se manter a atuação integrada dos órgãos componentes do SINGREH na execução do Plano Nacional de Recursos Hídricos, foi instituída em 08 de maio de 2001 a Resolução nº16, a qual estabeleceu critérios gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos, de maneira a completar o texto sobre a outorga de uso das águas já descrita na Lei 9.433.

Também é descrito na Resolução nº 16 do CNRH, mais em específico no Artigo 15, que a outorga de uso da água para o lançamento de efluentes fica sujeita a uma quantidade de água adequada para a diluição da carga poluente, podendo variar ao longo do prazo de validade da outorga, com base nos padrões de qualidade da água correspondente à classe de enquadramento do corpo receptor e/ou sujeitos a critérios específicos descritos no plano de recursos hídricos ou por órgãos competentes.

O enquadramento do corpo receptor, e suas diretrizes ambientais para seu enquadramento encontram-se na Resolução CONAMA nº 357/2005. Nessa resolução, são descritos de forma detalhada os parâmetros orgânicos e inorgânicos máximos que cada classe de corpo receptor poderá conter.

Anterior ao ano de 2011, a Resolução CONAMA nº 357 também contemplava as condições e padrões de lançamento de efluentes, porém, a partir do ano de 2011 a Resolução sofreu mudanças. Com o intuito de complementar e alterar a Resolução nº 357/2005, foi criada a Resolução CONAMA nº 430/2011, a qual passa a tratar das condições e padrões de lançamento de efluentes.

Como pode ser observado ainda na Resolução nº 357, o enquadramento dos corpos de água está atrelado aos níveis de qualidade que esses corpos devem possuir, e não necessariamente o nível de qualidade atual. Portanto, tem-se que o enquadramento de corpos aquáticos é fator condicionante para a outorga de lançamento de efluentes. A Quadro 1 a seguir mostra as classes de enquadramento dos corpos d'água para águas doces.

Quadro 1 - Classes de enquadramento das águas doces e seus usos respectivos

USOS DAS ÁGUAS DOCES		CLASSES DE ENQUADRAMENTO				
		ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas		Classe mandatória em Unidades de Conservação de Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas			Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário						
Aquicultura						
Abastecimento para consumo humano		Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário						
Pesca						
Irrigação			Hortalças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer,	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais						
Navegação						
Harmonia paisagística						

Observação: As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água.

Fonte: Enquadramento dos corpos d'água (ANA, 2019).

Conforme pode ser observado na Quadro 1, as águas doces enquadradas na classe Especiais podem ser utilizadas nos diversos tipos sem muitas restrições, apenas atendo-se a desinfecção simples, em casos de abastecimento humano, e para a presença de classes mandatórias em locais de proteções. Já para corpos d'água enquadrados na classe 4, há muitas restrições, suas utilizações se dão apenas para a navegação e harmonia paisagísticas, atividades que não possuem contato direto com o corpo aquático.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, o lançamento de efluentes em corpos de água não poderão exceder as condições e padrões de qualidade de água, exceto nos casos de corpos d'água enquadrados na classe especial, cabendo a cada Estado deliberar acerca das leis e resoluções a serem seguidas. Além disso, para corpos aquáticos em processos de recuperação, o lançamento de efluentes deverá obedecer às metas obrigatórias progressivas.

5.3.1 Estado do Tocantins

Usualmente, a disponibilidade hídrica é avaliada por indicadores probabilísticos. Tais indicadores são responsáveis por servir de guia para a adoção de critérios de outorgas, e estes, irão depender das diferentes características hidrológicas de cada região (CONEJO, 1993).

Considerando a diversidade e peculiaridades de empreendimentos e/ou atividades sujeitas a utilização de recursos naturais, e dada a importância de se definirem procedimentos específicos que garantem a qualidade ambiental, foi instituído em 9 de agosto de 2005, a Resolução COEMA 07/05, a qual dispõe sobre o Sistema Integrado de Controle Ambiental do Estado do Tocantins - SICAM.

No Estado do Tocantins, os órgãos responsáveis por tratar acerca dos Recursos Hídricos são, a Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH e o Instituto Natureza do Tocantins – NATURATINS.

São atribuições delegadas ao NATURATINS, a expedição de licença prévia (LP), licença de operação (LO), licença de instalação (LI) e licença de operação e instalação (LIO); autorização ambiental para execução de atividades ou instalação e operação de atividades; outorga de direito de uso de recursos hídricos de seu domínio; declaração de uso insignificante; anuência prévia; emissão de termo de compromisso e autorização de exploração florestal (AEF).

Com relação aos cumprimentos do sistema de outorga, tem-se: a Lei Estadual nº 1.307, de 22 de março de 2002, a qual dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos – PERH; o Decreto Estadual nº 4.886, de 9 de setembro de 2013, que altera o decreto nº 2.432/2005, a qual regulamenta a outorga do direito de uso de recursos hídricos que estão dispostas nos artigos 8º ao 10º da Lei 1.307/2002; o Decreto Estadual nº 3.006, de 18 abril de 2007, a qual dispõe sobre o Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH.

O Decreto nº 2.432/2005 na Seção V trata da outorga e restrições de lançamento de efluentes, conforme enunciado abaixo:

“Art. 12. A outorga de direito de uso de recursos hídricos para lançamento de efluentes será emitida de acordo com a quantidade de água necessária à diluição da carga poluente, até o limite de concentração dessa carga,

estabelecida pelo enquadramento do respectivo corpo de água, considerando a capacidade de autodepuração dos respectivos corpos hídricos.

Parágrafo único. Enquanto não for definido o enquadramento dos corpos de água, serão adotados limites definidos pelo NATURATINS, respeitados os dispositivos legais vigentes no país”

5.4 Qualidade da água

A qualidade de uma água é determinada através de um conjunto de parâmetros, decorrentes de fenômenos naturais e antrópicos exercidos na bacia hidrográfica (SPERLING, 1996). Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357/2005, a classificação das águas na esfera da qualidade está atrelada aos seus usos preponderantes.

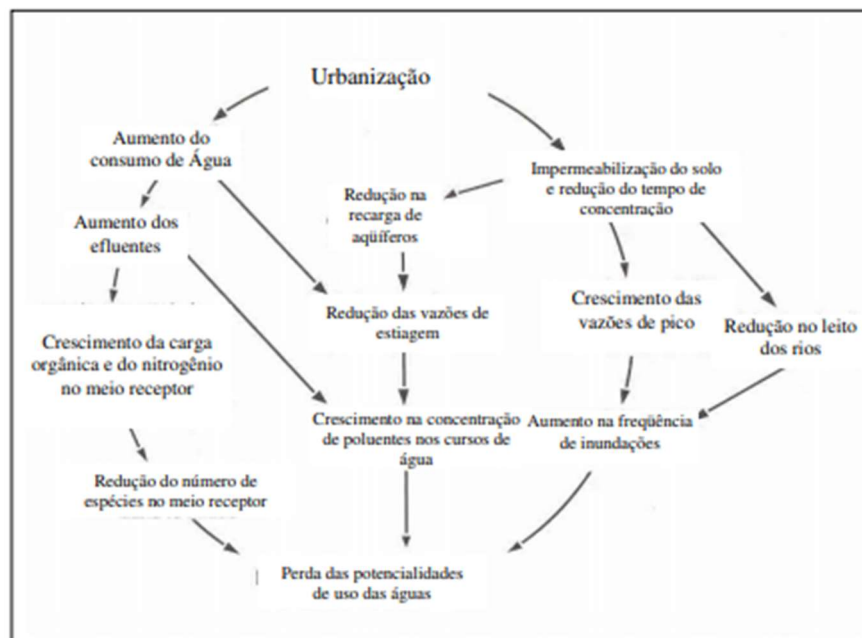
Segundo Zhu et al. (2008), o manejo da qualidade da água, bem como a sustentabilidade da bacia hidrográfica são um problema mundial. Em países em desenvolvimento, as fontes de águas têm sido submetidas a grande estresse em decorrência de conflitos entre usuários dos rios em seus diferentes pontos, a existência de lançamento de efluentes pontuais e difusos e projetos de engenharia que acabam alterando as características do rio.

A utilização da água para quaisquer necessidades humanas acaba ocasionando deterioração da sua qualidade, limitando seus usos. Além disso, a diminuição de áreas de cobertura florestal e áreas de mata ciliar decorrentes de ações antrópicas, acabam diminuindo a quantidade e a qualidade da água. Deste modo, o conceito de “qualidade da água” fica definido como o grau de pureza da água anterior ao contato humano, ou seja, na sua característica “natural” ou o mais próximo dela (SARDINHA, et al, 2008).

Conforme Mota (2010), processos de urbanização de cidades ocasionam a impermeabilização do solo e aumentam consideravelmente o escoamento superficial da água. Esses escoamentos em grandes centros urbanos tendem a carrear material orgânico e inorgânico, provocando assim uma deterioração da qualidade da água.

A Figura 3 abaixo mostra o resumo dos diversos impactos sobre o ciclo hidrológico ocasionados pelo processo de urbanização.

Figura 3 - Impactos da urbanização nos corpos d'água



Fonte: Proposição de metodologia para a avaliação dos efeitos da urbanização nos corpos de água (CASTRO, *et al* 2009 *apud* CHOCAT, 1997).

Mesmo diante das ações de degradação aos corpos hídricos, ocasionadas pela ação antrópica, Sperling (1996) descreve que todo corpo aquático possui capacidade de se autodepurar, ou seja, recuperar as suas condições de qualidade da água próximas da inicial, desde que toda carga poluente não ultrapasse a capacidade de autodepuração do rio ou lago, para que não seja prejudicada a vida aquática.

5.4.1 Parâmetros da qualidade da água

O homem utiliza a água para diversos fins, e acabam provocando alterações nas características dessas águas, tornando-as impróprias para algumas finalidades. Verifica-se então, a importância do manejo dos recursos hídricos em termos quantitativos e qualitativos, devendo os seus usos ocorrerem de forma equilibrada (MOTA, 2010).

A qualidade de uma água está atrelada a diversos parâmetros, que remetem as suas características físicas, químicas e biológicas.

Desenvolvido nos anos de 1970 pela *National Sanitation Foundation*, nos Estados Unidos, o Índice de Qualidade da Água – IQA tem como objetivo avaliar a qualidade das águas para o abastecimento humano. Seus resultados devem ser interpretados de acordo com o uso da água, conforme Resolução do CONAMA nº 357/2005. Por ser um índice com relativa sensibilidade ao lançamento de efluentes domésticos em águas, tem sido amplamente utilizado no Brasil sobre a qualidade das águas (ANA, 2013). A Quadro 2 abaixo mostra as classes do Índice de Qualidade da Água.

Quadro 2 - Classes do Índice de Qualidade da Água e seus significados

Valor do IQA	Classes	Significado
79 < IQA ≤ 100	ÓTIMA	Água própria para o abastecimento público após o tratamento convencional.
51 < IQA ≤ 79	BOA	
36 < IQA ≤ 51	REGULAR	
19 < IQA ≤ 36	RUIM	Água imprópria para o abastecimento público após o tratamento convencional, sendo necessários tratamentos mais avançados.
IQA ≤ 19	PÉSSIMA	

Fonte: Conjuntura dos recursos hídricos (ANA, 2013).

Segundo Mota (2010), os indicadores de qualidade da água podem ser: físicos, químicos ou biológicos.

Indicadores da qualidade física: cor, turbidez, temperatura e sabor e odor.

Indicadores da qualidade química: potencial hidrogeniônico – pH, alcalinidade, dureza, cloretos, ferro e manganês, nitrogênio, fósforo, fluoreto, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – BQO.

Indicadores da qualidade biológica: coliformes e algas.

Seguem descritos os principais indicadores de qualidade:

Temperatura:

A temperatura é definida por Sperling (1996), como a aferição da intensidade de calor sobre o corpo aquático.

O aumento da temperatura nos corpos de água tende a elevar as taxas de reações químicas e biológicas do meio, diminuem a solubilidade do oxigênio dissolvido e aumentam a taxa de transferência de gases, proporcionando maus odores (SPERLING, 1996).

Segundo a Seção II da Resolução do CONAMA nº 430/2011, que trata das condições e padrões para lançamento de efluentes, a temperatura deverá obedecer aos seguintes valores:

“b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura”.

Potencial Hidrogeniônico – pH:

O pH é definido por Sperling (1996), como a indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, a partir da concentração de íons hidrogênio (H^+).

Valores de pH que se distanciam da neutralidade tendem a afetar a vida aquática e microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos domésticos e industriais. Quando o pH se encontra abaixo de 7, é proporcionado a corrosividade e agressividade nas águas de abastecimento, já quando o pH está acima de 7, há a possibilidade de ocorrerem incrustações nas águas de abastecimento (SPERLING, 1996).

Segundo o Artigo 16 da Resolução do CONAMA nº 430/2011, o pH do efluente a ser lançado no corpo de água deve estar entre 5 e 9.

Oxigênio Dissolvido – OD:

O oxigênio dissolvido, elemento principal para o metabolismo de organismos aeróbios, tem sido utilizado como o principal parâmetro de qualidade da água na determinação do impacto de lançamento de efluentes em corpos de água. Segundo Sperling (1996), os microrganismos tendem a consumir o oxigênio dissolvido na água para a estabilização da matéria orgânica. Em condições de lançamento de efluentes sem tratamento nos corpos aquáticos, podem ocorrer situações de esgotamento do oxigênio dissolvido na água, ocasionando a situação de anaerobiose e conseqüentemente propiciando a mortandade de organismos aeróbicos.

A Resolução do CONAMA nº 357/2005 traz os valores de oxigênio dissolvido mínimo para cada classe de corpos de água. A Quadro 3 abaixo resume alguns dos parâmetros da água para cada classe de corpo aquático.

Quadro 3 - Parâmetros mínimos de qualidade da água para cada classe

PARÂMETROS	Unidade	CLASSES			
		1	2	3	4
Oxigênio Dissolvido	mg/L	> 6	> 5	> 4	> 2
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	3	5	10	-
Turbidez	UNT	40	100	100	-
Cobre	mg/L	0,009	0,009	0,013	-

Fonte: Enquadramento dos corpos d'água (ANA, 2019).

Matéria Orgânica:

As grandes concentrações de matéria orgânica em corpos de água são indicativas do lançamento de efluentes tratados ou não, nesses corpos. Sua presença em cursos d'água está atrelada a diminuição do oxigênio disponível nesses meios, em decorrência do consumo de oxigênio por microrganismos através da respiração aeróbia (VALENTE, et al, 1997).

Dentre os diversos componentes orgânicos existentes, tem-se como exemplos: proteínas, óleos, gordura, ureia, pesticidas, dentre outros. Diante da diversidade de compostos orgânicos e suas dificuldades na determinação laboratorial, utilizam-se métodos indiretos para a indicação de matéria orgânica na água (SPERLING, 1996).

São parâmetros de determinação indireta da matéria orgânica na água: Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, Demanda Química de Oxigênio – DQO e o Carbono Orgânico Total – COT.

A DBO representa o consumo de oxigênio para oxidar a matéria orgânica através da respiração de microrganismos. Seu teste padrão é conhecido como DBO₅, e representa o consumo de oxigênio após 5 dias de incubação da amostra (VALENTE, et al, 1997).

Conforme Sperling (1996) a DQO representa o consumo de oxigênio para a oxidação química da matéria orgânica, através de um oxidante forte. Seu teste tem duração aproximada de 2 a 3 horas, e através dele é oxidada a fração biodegradável e a fração inerte, ou não biodegradável.

Nitrogênio:

O nitrogênio encontrado no meio aquático pode ser observado nas formas de: nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. Sua origem pode ser decorrente de despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes (SPERLING, 1996).

As diferentes formas do nitrogênio podem ser fatais a humanos e animais de vida aquática. O nitrogênio em forma de amônia é tóxico aos peixes, já na forma de nitrato, está associado a potenciais doenças nos seres humanos. Além disso, as formas que o nitrogênio pode assumir, estão associadas ao estágio da poluição do corpo aquático, a presença de nitrogênio na forma orgânica ou na forma de amônia, recorrem a uma poluição recente, enquanto o nitrogênio na forma de nitrato remete a uma poluição mais remota (SPERLING, 1996).

Em sistemas de tratamento de esgoto convencionais, a utilização de nitrogênio é recorrente. Nesses sistemas, o nitrogênio é responsável pelo crescimento dos microrganismos responsáveis pela digestão da matéria orgânica.

Em lagos e rios, o nitrogênio é um dos principais responsáveis pelo surgimento de algas, sendo sua presença em excesso um potencializador do processo de eutrofização.

Fósforo:

Tal como o nitrogênio, o fósforo é de extrema importância para o crescimento de algas e microrganismos, sendo a sua presença em excesso em rios e lagos fator preponderante para o processo de eutrofização (BARRETO, et al, 2013).

No meio aquático, o fósforo pode se apresentar na forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são de forma mais simples, e suas principais fontes são detergentes e fertilizantes. Os polifosfatos são mais complexos, ao sofrerem o processo de hidrólise, são convertidos em ortofosfatos. Já os fósforos orgânicos são de pouca importância nos esgotos domésticos convencionais. Em

sistemas de tratamento de esgoto e corpos d'água, os fósforos orgânicos são convertidos em ortofosfatos (SPERLING, 1996).

5.4.2 Impactos do lançamento de efluentes

Sabe-se que o ser humano utiliza a água para sobreviver, e a utiliza para múltiplos usos, sendo os seus usos consuntivos ou não. O lançamento de efluentes em corpos de água, posterior aos seus usos, tem-se mostrado como uma grande solução frente ao aumento substancial de efluentes gerados, decorrentes do crescimento desordenado de cidades.

Despejos domésticos e industriais em corpos d'água aumentam a concentração de matéria orgânica, proporcionando um aumento de microrganismos decompositores, e conseqüentemente o aumento do consumo de oxigênio do meio (RIBEIRO, 2010).

Além disso, algumas limitações frente aos sistemas de tratamento de esgotos são uma premissa para o lançamento do efluente tratado em corpos d'água, de maneira que estes completem a remoção da matéria orgânica. As condições mínimas de lançamento de efluentes ficam dispostas na Resolução CONAMA nº 430/2011, que visam garantir uma eficiência mínima dos sistemas de tratamento.

Verifica-se então a importância de sistemas de tratamento de esgotos eficientes, frente aos problemas relacionados aos impactos do lançamento de efluentes, fundamental para garantir a qualidade da água para seus múltiplos usos (SPERLING, 1996).

Segundo Sperling (1996), a capacidade de um rio reestabelecer o equilíbrio aquático após o lançamento de efluentes, de maneira natural, é conhecido como o fenômeno da autodepuração. Onde, a matéria orgânica é convertida em material inerte e não prejudicial em se tratando do ponto de vista ecológico. Entretanto, não existe uma capacidade absoluta de autodepuração, ou seja, o corpo aquático não retorna às suas características naturais.

Ainda conforme Sperling (1996), para que aconteça a autodepuração de um rio, é necessário que seja verificada a sua capacidade de assimilação da matéria orgânica sem que haja comprometimento do ponto de vista ambiental, e o impedimento de lançamento de efluentes com matéria orgânica acima da capacidade de suporte desse rio.

A matéria orgânica presente em esgotos domésticos e industriais são ricas em nutrientes. O nitrogênio e o fósforo constituem os principais nutrientes encontrados nesse tipo de efluente, e são de extrema importância para a cadeia alimentar (BARRETO, 2013). Entretanto, quantidades significativas desses nutrientes, atrelados a condições favoráveis de temperatura, luz, potencial hidrogeniônico – pH e condições hidrológicas do meio, tendem a acarretar processos de eutrofização artificial (cultural ou antrópica).

Segundo Vasconcelos (1995) as cianobactérias são organismos importantes na produção de oxigênio, entretanto, seu surgimento em grandes quantidades, decorrentes de excesso de nutrientes, ocasionam o “bloom” ou floração, trazendo consequências negativas do ponto de vista biológico, por serem potencialmente tóxicas e trazerem a depleção de nutrientes e saturação de oxigênio disponível durante o dia.

O processo de autodepuração ocorre ao longo do tempo e da distância percorrida ao longo do curso d’água. As zonas de autodepuração se dividem em quatro tipos: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas.

Zona de águas limpas:

Zona caracterizada pelo equilíbrio ecológico e alta qualidade da água, com elevada concentração de oxigênio dissolvido. Encontra-se a montante do lançamento de efluentes e ao final do processo de autodepuração (SPERLING, 1996).

Zona de degradação:

Zona localizada próximo ao ponto de lançamento de efluentes, tem como característica a elevada quantidade de matéria orgânica em seu estágio mais complexo (SPERLING, 1996).

Nesta etapa tem-se o início lento do processo de decomposição da matéria por microrganismos predominantemente aeróbios. Ocorre a diminuição do oxigênio dissolvido e a sedimentação de material sólido, mas ainda com baixa quantidade de algas devido à dificuldade de penetração da luz pelo aumento substancial da turbidez (BRAGA, 2005). Ainda há a presença de peixes mais resistentes nessa região, ocasionando um ecossistema perturbado, com grande número de indivíduos da mesma espécie (SPERLING, 1996).

Segundo Sperling (1996), ocorre o aumento substancial de subprodutos do processo respiratório dos microrganismos. Seu principal subproduto é o Dióxido de Carbono – CO_2 , que reage com a água formando ácido carbônico, e consequentemente diminuindo o pH do meio.

Zona de decomposição ativa:

É a zona na qual a concentração de oxigênio dissolvido – OD atinge valores muito baixos, podendo chegar a condições de anaerobiose, acarretando o desaparecimento de vida aeróbia e o surgimento de organismos predominantemente anaeróbios (BRAGA, 2005).

Nesta etapa, os microrganismos desempenham suas funções de decomposição da matéria orgânica. A qualidade da água atinge níveis mais acentuados de deterioração, e em consequência disso, há a coloração da água e depósitos de lodo no fundo do corpo d'água (SPERLING, 1996).

Ainda segundo Sperling (1996), nesta etapa, inicia-se o processo de mortandade das bactérias devido a diminuição da matéria orgânica disponível, que constituem o principal alimento para esses organismos. Entre os subprodutos gerados da decomposição da matéria orgânica, tem-se o gás carbônico e o metano, gerado pelos processos de decomposição anaeróbia. Nesta etapa da autodepuração a vida predominante é a microfauna, com a presença de protozoários. Há ainda a presença de alguns macrorganismos como insetos e larvas (SPERLING, 1996).

Zona de recuperação:

A zona de recuperação é caracterizada pela retomada do oxigênio dissolvido, pois há um aumento dos mecanismos de reaeração, que passa a ser maior do que o consumo de oxigênio por mecanismos de desoxigenação. Há ainda, a melhora significativa da qualidade da água (BRAGA, 2005).

Conforme Sperling (1996), ocorrem a fertilização do meio através da conversão de compostos nitrogenados e compostos de fósforo em nitratos e fosfatos. Em decorrência do aumento de nutrientes no meio, há a proliferação de algas como cianobactérias e algas verdes, principais responsáveis pela produção de oxigênio, e consequente reestabelecimento da cadeia alimentar.

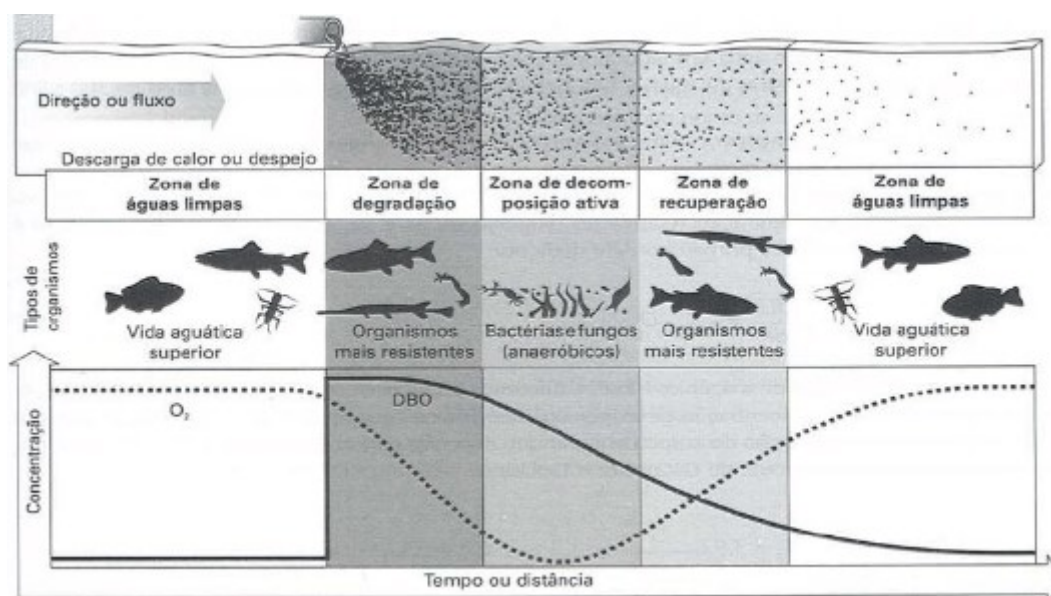
Zona de águas limpas:

Nesta etapa, a água volta a apresentar boas condições de oxigênio dissolvido e DBO, mas ainda há a possível presença de organismos patogênicos (BRAGA, 2005).

A água passa a apresentar aspectos similares ao do ponto a montante do lançamento de esgotos. A concentração de oxigênio passa a ficar próxima à saturação. O ecossistema passa a se manter estável e a comunidade aquática passa a voltar a condição inicial do rio ou lago (SPERLING, 1996).

A Figura 4 abaixo ilustra as zonas de autodepuração e os tipos de microrganismos presentes em cada etapa.

Figura 4 - Zonas de autodepuração e os tipos de microrganismos em cada zona



Fonte: Introdução à Engenharia Ambiental (BRAGA, 2005).

5.5 Sistemas de tratamento

Os esgotos podem ser classificados em dois grupos principais: esgotos sanitários e industriais, sendo o primeiro constituído basicamente de esgotos domésticos (JORDÃO e PESSÔA, 2006). Sabe-se que o esgoto doméstico é composto basicamente de matéria orgânica e água, sendo a presença de matéria orgânica o equivalente a 1% do volume de esgoto.

Segundo Carvalho, et al (2014), os processos de tratamento de efluentes são sistemas artificiais de autodepuração, onde ocorrem a decomposição da matéria orgânica e a adequação do efluente conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011 para o lançamento no corpo receptor, visando a preservação das condições e padrões de qualidade desses corpos d'água.

O objetivo de um sistema de tratamento, bem como o seu nível de processamento e o estudo de impactos ambientais devem ser fatores prioritários a serem pensados. Tais fatores devem ser propostos e definidos antes mesmo da concepção e dimensionamento do sistema, deixando de lado a padronização de sistemas, que geralmente são superestimadas ou subestimadas frente as características do efluente e do corpo receptor (SPERLING, 1996).

5.5.1 Níveis de sistema de tratamento

Com relação ao grau de eficiência, os sistemas podem possuir as seguintes etapas: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário.

Tratamento preliminar:

É a primeira etapa do tratamento de esgoto sanitário e visa remover sólidos grosseiros em suspensão, ou seja, remover materiais de grandes dimensões que se encontram em suspensão nos efluentes brutos (SPERLING, 1996). Além disso, no tratamento preliminar também são removidos o sobrenadante e a areia. Os sólidos grosseiros são removidos através de grades; os sobrenadantes são removidos através de caixas separadoras de gordura; as areias são removidas por um

desarenador, sedimentando a areia contida no efluente. Além disso, nos sistemas preliminares convencionais, ao final do seu tratamento, são instaladas as calhas parshall, dispositivos responsáveis pela medição da vazão de esgoto que entra no sistema.

Tratamento primário:

Esta etapa objetiva a remoção de sólidos sedimentáveis e uma parcela da matéria orgânica, sendo essas remoções através de mecanismos físicos (SPERLING, 1996). A remoção dos sólidos se dá basicamente através de um decantador, onde o líquido ao passar pelo decantador, sedimenta as partículas sólidas no fundo, formando o lodo.

Tratamento secundário:

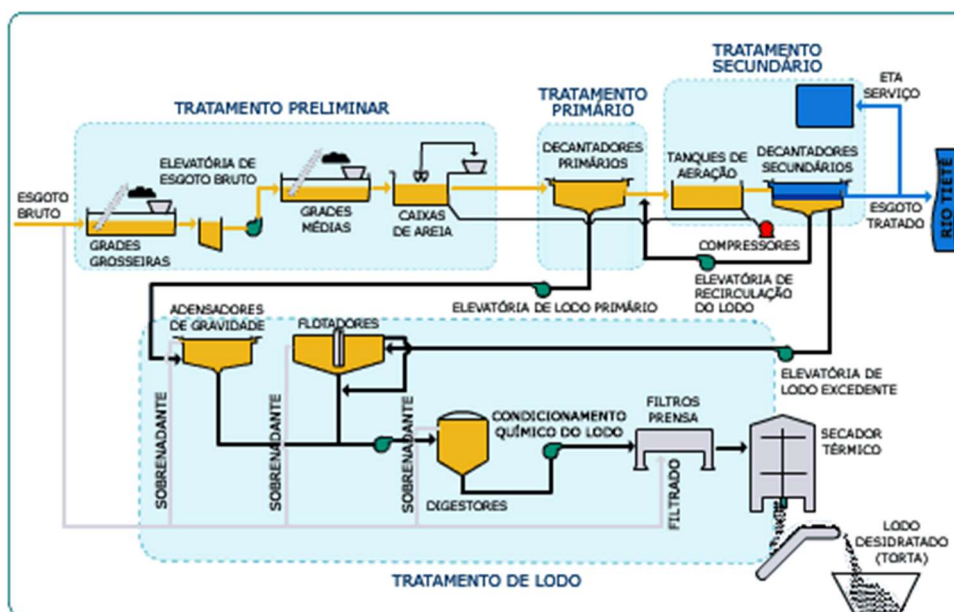
O tratamento secundário é caracterizado pela remoção de matéria orgânica e nutrientes através de processos biológicos (SPERLING, 1996). Nesta etapa, a remoção quase completa da DBO e sólidos inorgânicos fica atrelada ao sistema de tratamento adotado. Os processos biológicos utilizados nessa etapa podem ser: lagoas de estabilização, filtros biológicos e reatores anaeróbios.

Tratamento terciário:

Esta etapa objetiva a remoção de patogênicos e a remoção da matéria orgânica restante que não foram removidas nos sistemas de tratamento secundário (SPERLING, 1996). Esse nível de tratamento não é comumente adotado no Brasil e visa obter um efluente com alta qualidade ou a qualidade exigida pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 430.

É possível visualizar na Figura 5 abaixo, as etapas de um sistema de tratamento de esgoto.

Figura 5 - Etapas de um sistema de tratamento de esgoto



Fonte: Sistema de tratamento de esgoto (SABESP, 2019).

5.5.2 Sistemas de tratamento existentes

Quando se trata de diferentes sistemas de tratamento de esgotos, fala-se no âmbito de nível secundário de tratamento. No Brasil, os sistemas mais comumente utilizados são: lagoas de estabilização, lodos ativados, filtração biológica e sistemas anaeróbios. Existem ainda tecnologias de tratamento de esgoto com diferentes processos de remoção, como áreas alagadas artificialmente, biofiltros aerados, reatores de eixo profundo, dentre outros. Entretanto, são sistemas incomuns de serem aplicados no Brasil (SPERLING, 1996).

Lodos ativados:

Esse processo surgiu na Inglaterra, no ano de 1913. Somente após 30 anos, surgiram avanços tecnológicos para esse tipo de tratamento (JORDÃO e PESSÔA, 2006).

Ainda segundo Jordão e Pessoa (2006), o processo de lodos ativados é biológico. Nesse processo, o lodo ativado e o esgoto bruto são agitados e aerados dentro de um tanque de aeração e logo após, essa mistura é sedimentada através de decantadores. Parte do lodo é recirculado para o tanque de aeração e parte dele vai

para o decantador secundário, onde lá é vertido o esgoto tratado e sedimentado o lodo.

Dentre os avanços no sistema de lodos ativados, tem-se o surgimento de sistemas de lodo ativados por aeração prolongada, onde, nesse tipo de tratamento, o esgoto permanece mais tempo no sistema de aeração, fornecendo assim, um lodo já estabilizado (SPERLING, 1996).

Há também, o sistema de lodos ativados de fluxo intermitente, nesse tipo de tratamento biológico, as etapas de aeração e sedimentação ocorrem no mesmo tanque, porém de forma intermitente (SPERLING, 1996).

Lagoas de estabilização:

Esse processo de tratamento surgiu nos Estados de Dakota do Norte e Dakota do Sul, nos Estados Unidos, inicialmente criadas para receberem despejos de animais e de usos domésticos, porém somente em 1948 houve pesquisas sobre esse tipo de tratamento, e a partir daí, começaram a serem implantadas (JORDÃO e PESSÔA, 2006).

Conforme Jordão e Pessôa (2006), as lagoas de estabilização realizam o tratamento biológico a partir da oxidação bacteriológica, seja ela aeróbia ou anaeróbia. Essas lagoas são classificadas quanto as suas formas de estabilização, podendo ser:

Anaeróbias, quando ocorrem processos de fermentação anaeróbia, ou seja, sem a presença de oxigênio dissolvido.

Facultativas, quando ocorrem simultaneamente processos de oxidação aeróbia, processo de fermentação anaeróbia e processos de redução fotossintéticas;

Aeradas, funcionam tal como as lagoas facultativas, porém, o mecanismo de aeração é por meio de aeradores mecânicos.

De maturação, quando o objetivo é a remoção de patogênicos.

De polimento; esse tipo de lagoa é utilizado como processo de refinamento na remoção de DBO em sistemas de esgoto com razoável eficiência na remoção de matéria orgânica.

Sistemas anaeróbios:

Segundo Jordão e Pessôa (2006), a utilização de tratamento anaeróbio para o tratamento de despejos líquidos é recente e suas aplicações de modelagem matemática são limitadas.

A utilização desse tipo de sistema está atrelada a três fatores fundamentais: a grande acumulação de biomassa, por sedimentação; melhor contato da biomassa com o efluente; e a melhor atividade da biomassa (JORDÃO e PESSÔA, 2006).

Existem basicamente duas formas para a retenção do lodo, a primeira é conhecida por Filtro Anaeróbio e a outra é conhecida como Reator de Manta de Lodo, ou UASB (termo em inglês que significa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

No filtro anaeróbio, a estabilização da matéria orgânica ocorre por meio de bactérias aderidas a um meio de suporte. Nesse sistema, o fluxo é ascendente e o tanque funciona submerso. No UASB, a estabilização da matéria orgânica ocorre através de bactérias dispersas no reator. O reator é separado em zona de coleta de gás e zona de sedimentação. Nesse tipo de sistema é descartada a utilização de decantadores primários e o lodo já sai estabilizado (SPERLING, 1996).

Filtração biológica:

Esse processo de tratamento surgiu em *Lancashire*, na Inglaterra, em 1897. No Brasil, a primeira construção de estação de tratamento com filtro biológico surgiu em 1910, na ETE Paquetá, no Rio de Janeiro (JORDÃO e PESSÔA, 2006).

O processo de filtração biológica se assemelha ao processo de lodos ativados, porém, na biofiltração, a massa biológica permanece fixa, já no sistema de lodos ativados a massa é móvel. Ainda segundo Jordão e Pessôa, (2006), o mecanismo de filtração biológica ocorre por meio da percolação contínua do esgoto através de um meio suporte fixo. A passagem de esgoto promove o crescimento da massa biológica. A matéria orgânica é adsorvida e decompostas por esses organismos, que formam flocos que são facilmente decantados.

O reator biológico convencional é composto por um mecanismo de distribuição de efluente bruto; o meio suporte, responsável pela fixação dos organismos decompositores e um sistema de drenagem do efluente tratado.

5.6 Modelagem matemática da qualidade da água

A modelagem matemática tem por objetivo representar simplificada e através de formulação de hipóteses a simulação de um determinado sistema (NAHON, 2006).

Para Benedetti & Sforzi (1999), um modelo matemático é uma representação qualitativa de um sistema baseado em correlações matemáticas, que visam a compreensão do seu funcionamento e gerenciamento de sistemas.

Segundo Chapra (2006), modelos computacionais são amplamente utilizados para a gestão de recursos hídricos de rios e córregos.

Portanto, a modelagem matemática pode auxiliar órgãos ambientais em processos de licenciamento ambiental, outorga de uso da água e outorga de lançamento de efluentes (GUEDES, 2009).

5.6.1 Histórico

A modelagem matemática de qualidade da água teve início com estudos realizados por *Streeter* e *Phelps* nos anos de 1914 a 1915. A aplicação do modelo no Rio Ohio ocorreu no ano de 1925 e teve como objetivo a quantificação da capacidade de purificação natural do rio (STREETER & PHELPS, 1958). Para o modelo criado por *Streeter* e *Phelps*, a hipótese básica parte da relação da demanda de oxigênio presente no corpo aquático e o nível de concentração de matéria orgânica.

Precursor de modelos numéricos, o modelo de *Streeter-Phelps* contribuiu para o surgimento de diversos outros modelos numéricos, todos com o objetivo de auxiliarem no planejamento dos recursos hídricos.

A partir de então, modelos como QUAL 1 e 2, QUAL-2E e QUAL-2K foram desenvolvidos, partindo de derivações das equações clássicas de *Streeter-Phelps*.

Tradicionalmente, os modelos numéricos de qualidade das águas têm como foco principal o parâmetro de oxigênio dissolvido (BENEDETTI & SFORZI, 1999).

Ainda segundo Benedetti & Sforzi (1999), historicamente, modelos matemáticos foram se aperfeiçoando e aumentando o grau de complexidade, se distinguindo em quatro categorias principais:

- Modelo de *Streeter-Phelps*, que calcula o oxigênio dissolvido em função da carga orgânica;
- Modelos de biodegradação e nitrificação, que calculam a degradação da matéria orgânica a partir de processos de nitrificação;
- Modelos de eutrofização, o qual consideram além dos processos de nitrificação, o crescimento e decaimento de fitoplanctons responsáveis por processos de oxigenação a partir da presença de nutrientes como o fósforo e nitrogênio;
- Modelos de ecossistemas, que consideram além dos ciclos de nitrogênio e fósforo, a representação de níveis tróficos do ecossistema aquático, como peixes e algas bentônicas.

A Quadro 4 abaixo traz os principais modelos matemáticos da qualidade da água.

Quadro 4 - Principais modelos matemáticos de simulação da qualidade da água

Nome do Modelo	Características	Origem
STREETER PHELPS	Modelo que considera somente efeitos de desoxigenação e reaeração. Sua aplicação pode ser feita por meio de lançamentos pontuais ou múltiplos.	United States Public Health Service
QUAL-1	Modelo que utiliza diversas variáveis. Requer uma grande quantidade de dados para calibragem de processos químicos e biológicos.	Texas Water Development Board - TWDB
QUAL-2	Modelo baseado no QUAL-1, porém aplicável em rios com grandes profundidades. Simula variações temporais e espaciais.	United States Environmental Agency - USEPA
QUAL-2E	Modelo unidimensional que simula o lançamento de descargas poluidoras pontuais e difusas. Amplamente utilizado em todo o mundo.	USEPA
QUAL-2K	Modelo com sistema unidimensional de fluxo constante com algoritmo facilitador de calibração. Sua utilização está restrita a corpos d'água com características específicas.	USEPA

Fonte: Adaptado de Lima (2011).

5.6.2 Modelo matemático de *Streeter-Phelps*

Precursor de modelos numéricos, o clássico conhecido como “modelo de *Streeter-Phelps*”, estabeleceu as bases matemáticas para a curva de depleção do oxigênio dissolvido em um curso d’água, a partir da poluição por matéria orgânica

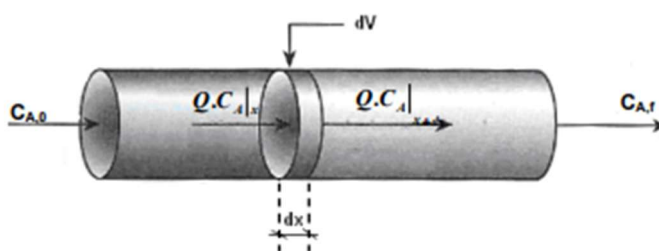
biodegradável (SPERLING, 1996). Para efeito desse modelo, podem ser considerados lançamentos pontuais ou múltiplos.

Conforme Sperling (1996), o modelo de *Streeter-Phelps* permite ainda calcular a carga orgânica máxima para que a concentração de OD crítica (valor exatamente igual à mínima permissível).

Para este trabalho, a utilização do modelo matemático de *Streeter-Phelps* visa calcular a capacidade de autodepuração do córrego Ribeirão do Abreu, em Taguatinga – TO, para diferentes processos de tratamento e seus diferentes níveis de remoção de DBO.

Este modelo de qualidade de água parte da premissa de que o rio escoar de forma linear, sofrendo variações apenas na direção longitudinal, se assemelhando a um sistema de escoamento em pistão. A Figura 6 abaixo representa o sistema de funcionamento adotado pelo modelo.

Figura 6 - Modelo de escoamento em pistão



Fonte: Adaptado de Toscani (2010).

Segundo Sperling (1996), de maneira geral, rios funcionam em regime de escoamento em pistão. Nesse regime, toda a carga orgânica que entra no fluxo de um rio, tende a sair na mesma proporção e sequência em que entraram, ocorrendo uma mínima dispersão longitudinal. Para ocorrer esse tipo de escoamento, a razão comprimento/altura deve ser elevada.

No modelo de *Streeter – Phelps* considera-se o processo de decomposição da matéria orgânica última no corpo aquático, bem como o processo de reaeração. Tais processos constituem as cinéticas da desoxigenação e cinética da reaeração.

Cinética da desoxigenação:

Este modelo relaciona a Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO com o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido, ao passo que, com o passar do tempo, a matéria orgânica remanescente no corpo hídrico vai se reduzindo, implicando no aumento do consumo de oxigênio (SPERLING, 1996).

Ainda segundo Sperling (1996), nesse sentido, a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à matéria orgânica remanescente, em um determinado tempo. Isso implica em uma relação diretamente proporcional, onde, quanto maior o a concentração de DBO, mais rapidamente se processa a desoxigenação. Essa relação pode ser visualizada na Equação 1 abaixo.

Eq. 1

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L$$

Onde:

$$\frac{dL}{dt} = \text{taxa de oxidação da matéria orgânica}$$

L = concentração de DBO remanescente (mg/l)

t = tempo (dia)

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

Integrando a Equação 1 entre os limites L_0 e L_t , tem-se a Equação 2:

Eq. 2

$$L(t) = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t}$$

Onde:

L = DBO remanescente em um determinado tempo t qualquer

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

Parâmetro de desoxigenação da matéria orgânica – K_1

O coeficiente de desoxigenação (K_1), descrito nas equações acima refere-se a taxa de consumo de oxigênio molecular por organismos decompositores, expresso em d^{-1} (BÁRBARA, 2006).

Conforme descreve Sperling (1996), esse coeficiente depende das características da matéria orgânica, bem como da temperatura e presença de

substâncias inibidoras. O nível de tratamento de sistemas de esgotamento sanitário influi diretamente na taxa de degradação da matéria orgânica, sendo mais lenta quanto maior o nível de tratamento

Na Quadro 5 abaixo são apresentados os valores usualmente utilizados de K_1 .

Quadro 5 - Valores típicos para taxa de degradação em diferentes níveis de tratamento

Nível de tratamento	K_1 (dia ⁻¹ a 20°C)
Sem tratamento	0,35 - 0,45
Primário	0,30 - 0,40
Secundário	0,12 - 0,24

Fonte: Adaptado (SPERLING, 1996)

Cinética da reaeração:

Neste modelo é relacionado a concentração de saturação de gases dissolvidos existentes no meio aquático com o intercâmbio molecular entre a fase líquida, representada pelo corpo hídrico, e a fase gasosa, representada pelo oxigênio (SPERLING, 1996).

Ainda segundo Sperling (1996), essa cinética é representada através de uma reação de primeira ordem, tal como na cinética de desoxigenação. A taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente, ou seja, quando maior o déficit, maior a necessidade de oxigênio para a massa líquida. Essa relação pode ser observada na Equação 3 abaixo.

Eq. 3

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D$$

Onde:

$$\frac{dD}{dt} = \text{taxa de reaeração do corpo hídrico}$$

D = diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração existente (C) em um determinado tempo t

t = tempo (dia)

K_2 = coeficiente de reaeração (base e) (dia⁻¹)

Integrando a Equação 3 com D_0 para $t=0$, tem-se a Equação 4

Eq. 4

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t}$$

Onde:

D_0 = déficit de oxigênio inicial (mg/l)

Coeficiente de reaeração – K_2

Segundo Bárbara (2006), o coeficiente de reaeração é definido como a taxa em que um corpo hídrico absorve o oxigênio presente na atmosfera através da interface ar-água, expresso em d^{-1} .

Esse processo fica atrelado diretamente a pressão atmosférica, salinidade do corpo hídrico e a temperatura. Conforme Sperling (1996), corpos d'água mais rasos e velozes tendem a possuir maiores coeficientes de reaeração, devido a maior facilidade de mistura, ocasionadas pela turbulência na superfície desses corpos.

Na Quadro 6 abaixo, são apresentados os valores usualmente utilizados de K_2 .

Quadro 6 - Valores típicos para o coeficiente de reaeração

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

Fonte: Adaptado Sperling (1996).

Modelo de Streeter-Phelps

Como esta pesquisa visa aplicar o modelo de *Streeter-Phelps* para verificar a capacidade de autodepuração para diferentes níveis de tratamento e seus tipos de tratamento, serão utilizadas as equações nas formas originalmente propostas pelos criadores do modelo, onde serão consideradas o consumo e a produção de oxigênio

dissolvido. Também será levado em consideração que a dispersão longitudinal é instantânea, e que o escoamento do rio é permanente.

Dessa maneira, combinando as equações de desoxigenação com a de reaeração, tem-se a Equação 5, que representa a taxa de variação do déficit de oxigênio dissolvido, OD = Consumo de OD – Produção de OD

Eq. 5

$$\frac{dD}{dt} = K_1 \cdot L - K_2 \cdot D$$

Integrando a Equação 5 e substituindo L pela Equação 2, tem-se a Equação 6:

Eq. 6

$$D(t) = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (OD_{sat} - OD_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t}$$

A Equação 6, conhecida como equação geral de *Streeter-Phelps*, é utilizada para calcular o déficit de oxigênio do rio a partir de um ponto de lançamento de efluentes, em função do tempo desde o seu lançamento.

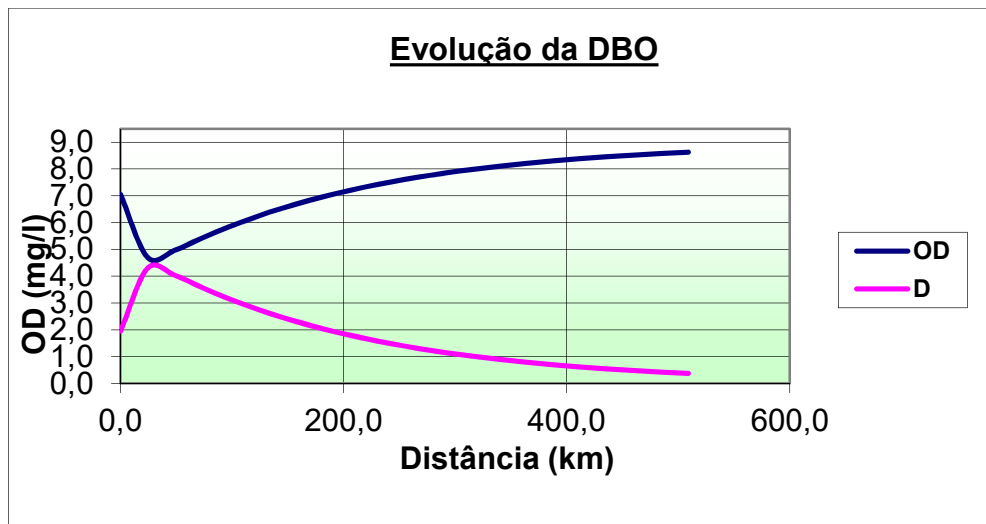
A partir do valor do déficit de oxigênio, é possível calcular o valor do Oxigênio Dissolvido – OD através da Equação 7.

Eq. 7

$$OD(t) = OD_{sat} - D(t)$$

Quando plotado, o modelo gera a curva de depleção de oxigênio dissolvido, conforme pode ser observado na Figura 7 abaixo.

Figura 7 - Curva de depleção de OD



Fonte: Próprio autor.

6 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A metodologia do trabalho tem como papel primordial descrever de forma clara e detalhada os meios pelos quais se alcançarão os objetivos descritos. Trata-se de ferramentas e atividades técnico-científicas necessárias a serem realizadas a fim de se obter dados de pesquisa representativos. A área de estudo é a bacia do Ribeirão do Abreu, pertencente a bacia hidrográfica do Rio Palma que fica localizado no Estado do Tocantins.

6.1 Caracterização da pesquisa

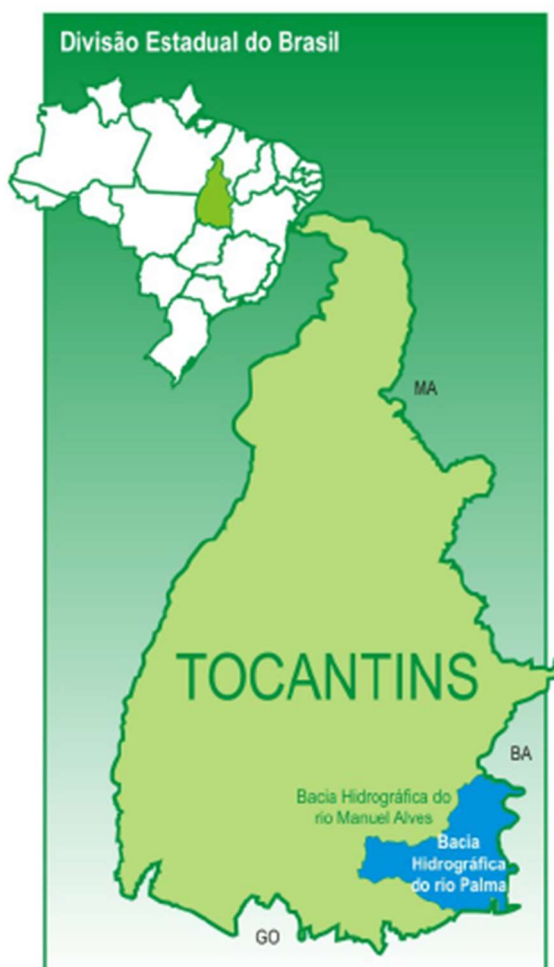
A pesquisa apresenta alguns pontos de enquadramento das pesquisas científicas conforme exposto por Gerhardt & Silveira (2009). Tais orientações são: quanto à abordagem, quanto à natureza, quanto aos objetivos e quanto aos procedimentos.

Quanto à abordagem a pesquisa é qualitativa. No que diz respeito a natureza da pesquisa, classifica-se como pesquisa aplicada. Com relação aos objetivos, trata-se de uma pesquisa descritiva, e por fim, quanto aos procedimentos, entende-se como estudo de caso e uma pesquisa bibliográfica.

6.2 Caracterização geral da bacia

Segundo o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Palma, a Bacia do Rio Palma fica situada na região sudeste do estado do Tocantins, e pertence ao Sistema Hidrográfico do rio Tocantins. A Figura 8 abaixo mostra a localização da bacia no estado do Tocantins.

Figura 8 - Limite da bacia hidrográfica no Estado do Tocantins



Fonte: Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Palma (BRASIL, 2019).

Com área de drenagem de 17.322,6 km² e densidades populacionais baixas, a Bacia Hidrográfica do Rio Palma é considerada uma das bacias com maiores índices de preservação do estado do Tocantins (BRASIL, 2019). A Figura 9 abaixo traz um resumo geral acerca da hidrogeologia da bacia.

Figura 9 - Hidrogeologia da bacia do rio Palma



Fonte: PBH Rio Palma (BRASIL, 2019).

Dentre os rios constituintes da Bacia Hidrográfica do Rio Palma, destacam-se os seguintes: Rio Arraias, Rio Ribeirão do Abreu, Rio Sobrado, Rio Grande, Rio Ponte Alta, Rio Bonito, Rio Palmeiras e Ribeirão do Salto. A Quadro 7 apresenta um quadro resumo com os principais afluentes do rio Palma, bem como suas localidades e valores de vazão estimadas.

Quadro 7 - Disponibilidades hídricas da bacia do rio Palma

Rio	Município	$Q_{medidas}$ (m^3/s)	Q_{95} (m^3/s)
Rio Arraias	Arraias	0,141	0,139
Rio Ribeirão do Abreu	Taguatinga	3,682	3,638
Rio Sobrado	Taguatinga	17,141	16,936
Rio Grande	Taguatinga	4,21	4,16
Rio Ponte Alta	Ponte Alta do Tocantins	4,988	4,928
Rio Bonito	Ponte Alta do Tocantins	33,477	33,077
Rio Palmeiras	Taipas	42,985	42,472
Ribeirão do Salto	Novo Jardim	4,59	4,535

Fonte: Adaptado (Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Palma, 2019).

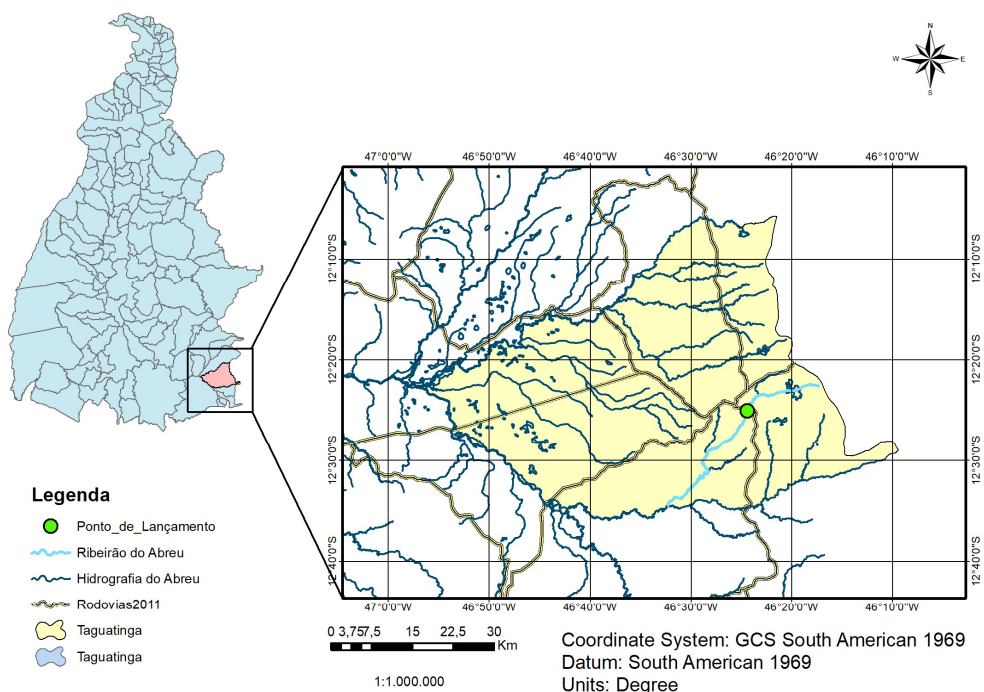
6.2.1 Recorte geográfico da pesquisa

A área escolhida para realizar a pesquisa foi a Bacia do Ribeirão do Abreu, pertencente a Bacia Hidrográfica do Rio Palma. A escolha dessa região se deve ao fato de ser uma Bacia relativamente preservada, com baixos índices populacionais, de agropecuária e industriais, quando comparados com as outras bacias do Estado do Tocantins. Segundo o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Palma no que tange o saneamento básico, cerca de 100% da população urbana pertencente a Bacia é abastecida com água tratada, entretanto, no que se refere ao sistema de esgotamento sanitário, a coleta de esgoto é muito reduzida até mesmo nas áreas urbanas, sendo a disposição do esgoto feita através de métodos arcaicos como as chamadas “fossas negras”. Este fato, portanto, tem sido o principal responsável pelo grande passivo ambiental da região.

6.3 Localização da área de estudo

Situado no quadrante de coordenadas geográficas de latitude 12°22'57.57" S a 12°24'46.30" S e longitude de 46°19'25.94" O a 46°24'25.26" O, o Ribeirão do Abreu possui área de drenagem de 132 km² e fica localizado na região sudeste do estado do Tocantins, a qual pertence ao aquífero Bambuí, e que possui uma área de ocorrência de 8.270 km². A sua nascente fica situada na região dos Patamares do Chapadão Ocidental Baiano entre os municípios de Luis Eduardo Magalhães – BA e Taguatinga – TO (BRASIL, 2019). O mapa da área de estudo pode ser visualizado na Figura 10 abaixo.

Figura 10 - Mapa hidrográfico de Taguatinga



Fonte: Próprio autor.

6.3.1 Clima

Conforme o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Palma, a precipitação média da Bacia é de 1.440 mm anuais. Tal precipitação distribui-se entre os meses de outubro a abril. Nos meses de estiagem (maio a setembro) a precipitação fica em torno de 5 mm.

6.3.2 Vegetação

A área da Bacia Hidrográfica do Rio Palma é ocupada por 11.737,54 km² do bioma cerrado, cerca 67,71% da sua área, contendo árvores e arbustos espaçados e muita vegetação rasteira. Outros 11,4% são cobertos por mata ciliar, galerias e mata

seca, constatando-se assim a preservação da cobertura vegetal da Bacia do Rio Palma (BRASIL, 2019).

6.3.3 Características geológicas

O Município de Taguatinga encontra-se na região de faixas de dobramentos e coberturas metassedimentares associadas, destacando-se os sedimentos carbonáticos (BRASIL, 2019).

6.4 Análise da capacidade de Autodepuração

6.4.1 Caracterização da qualidade da água

As caracterizações físico-químicas e microbiológicas da água e de soluções aquosas têm como objetivo identificar e quantificar os elementos e as espécies iônicas presentes nesse meio, permitindo a compreensão desses processos a partir dos efeitos das suas propriedades às questões ambientais.

Para a caracterização da qualidade da água, foram realizados alguns ensaios físico-químicos e microbiológicos, comparando os resultados obtidos com os resultados preconizados segundo a Resolução do CONAMA. A Quadro 8 abaixo traz os ensaios realizados, bem como os equipamentos e metodologias utilizadas.

Quadro 8 - Ensaio realizados e metodologia adotada

CARACTERIZAÇÃO	PARÂMETROS	EQUIPAMENTO/ METODOLOGIA
Físico - Química	Oxigênio Dissolvido - OD	Método de Winkler
	Potencial Hidrogeniônico - pH	Medidor de pH com eletrodo
	Sólidos Dissolvidos Totais - SDT	Gravimetria com dessecador
	Condutividade	Condutivímetro
	Turbidez	Turbidímetro
	Temperatura	Medidor de temperatura com eletrodo
	Cloretos	Titulação com nitrato de prata
	Alcalinidade	Titulação com ácido sulfúrico
Microbiológica	Escherichia Coli	Substrato cromogênico

Fonte: Próprio autor.

6.4.2 Caracterização física do manancial

Para o cálculo da capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu, inicialmente foi necessário realizar a caracterização física do rio, que consistiu na realização de visita a campo para medir dados de vazão do ribeirão, no período mais desfavorável, e a sua profundidade média. Todos esses parâmetros foram de vital importância para que a aplicação do modelo matemático simulasse, de maneira mais próxima do real, a curva de depleção do oxigênio dissolvido do meio, fazendo com que fosse possível a realização de uma análise crítica quanto a capacidade de assimilação da matéria orgânica.

Para isso, foi utilizada a técnica do flutuador, que consistiu em demarcar uma seção retangular do Ribeirão de 10 m de comprimento, divididas em duas seções com 5 m cada uma. Para a medição da largura de cada seção do Ribeirão, utilizou-se uma fita métrica. Com o auxílio de uma garrafa pet vazia, uma garrafa pet metade

cheia e um cronômetro, foi medido o tempo necessário para que a garrafa pet atravessasse a seção retangular definida, repetindo-se esse ensaio 10 vezes.

Para a medição da batimetria do Ribeirão em questão, foi realizada a leitura de 10 pontos em cada seção transversal demarcada com o auxílio de uma mira estadimétrica.

6.4.3 Estudo da capacidade da Autodepuração do Ribeirão do Abreu

É sabido que a autodepuração está diretamente ligada ao restabelecimento das características naturais do meio aquático, através de processos naturais de assimilação da matéria orgânica (SPERLING, 1996).

No ano de 1925, os pesquisadores Streeter e Phelps estabeleceram bases matemáticas para a curva de oxigênio em um curso d'água a partir do lançamento de efluentes domésticos, e posteriormente serviram de suporte para outros modelos mais sofisticados (SPERLING, 1996).

Ainda segundo Sperling (1996), a partir da simulação da depleção do oxigênio, segundo o modelo matemático de *Streeter-Phelps*, é possível determinar a eficiência requerida para o tratamento de esgoto doméstico, levando em consideração a capacidade de assimilação dos rios, ou seja, o modelo permite calcular a carga máxima de DBO para que a concentração crítica de OD seja exatamente igual a mínima permitida.

Portanto, foram determinados alguns cenários de tratamento de efluentes a partir dos vários níveis de tratamento, e então realizar a simulação da curva de OD para os diversos sistemas de tratamento adotados. Para tanto, serão considerados as seguintes situações paradigmas:

Alternativa 1 - Sem sistema de tratamento.

Alternativa 2 - Sistema de tratamento primário

Alternativa 3 – Tratamento biológico com reator UASB

Alternativa 4 – Tratamento biológico com reator UASB + Lagoa Facultativa

Alternativa 5 – Tratamento por Lodos Ativados com remoção de nutrientes

Para estimar as eficiências típicas de remoção da DBO, DQO, sólidos suspensos e nutrientes, foram seguidos os valores típicos recomendados conforme descritos nas Quadro 9 e Quadro 10 abaixo.

Quadro 9 - Eficiências típicas de sistemas de tratamento na remoção da DBO

Sistema de tratamento	Eficiência na remoção da DBO (%)
Tratamento primário	35 - 40
Lagoa facultativa	70 - 85
Lagoa anaeróbia - Lagoa facultativa	70 - 90
Lagoa aerada facultativa	70 - 90
Lagoa aerada de mistura completa - Lagoa de decantação	70 - 90
Lodos ativados convencional	85 - 93
Aeração prolongada	93 - 98
Filtro biológico (baixa carga)	85 - 93
Filtro biológico (alta carga)	80 - 90
Biodisco	85 - 93
Reator anaeróbio de manta de lodo	60 - 80
Fossa séptica - filtro anaeróbio	70 - 90
Infiltração lenta no solo	94 - 99
Infiltração rápida no solo	86 - 98
Infiltração superficial no solo	90 - 98
Escoamento superficial no solo	85 - 95

Fonte: Adaptado Sperling (1996).

Quadro 10 - Concentrações e eficiências médias de remoção de diversos constituintes

	Constituinte	Unidade	FS+FA	LF	LAN+LF	LA	UASB	UASB+POS
DBO	Afluente	(mg/L)	665	553	510	315	371	362
	Efluente	(mg/L)	292	136	89	35	98	42
	Eficiência remoção	(%)	59	75	82	85	72	88
DQO	Afluente	(mg/L)	1398	1187	1095	575	715	713
	Efluente	(mg/L)	730	525	309	92	251	141
	Eficiência remoção	(%)	51	55	71	81	59	77
SST	Afluente	(mg/L)	479	430	411	252	289	334
	Efluente	(mg/L)	165	216	153	57	85	51
	Eficiência remoção	(%)	66	48	62	76	67	82
NTK	Afluente	(mg/L)	78	69	78	47	43	
	Efluente	(mg/L)	61	38	45	22	48	
	Eficiência remoção	(%)	24	44	39	50	-13	24
PT	Afluente	(mg/L)	9	9	11	3	7	7
	Efluente	(mg/L)	7	4	7	1	6	5
	Eficiência remoção	(%)	30	46	36	46	-1	23
CF (*)	Afluente	(org/100mL)	2,6x10 ⁷	5,3x10 ⁷	2,0 x10 ⁸	3,7 x10 ⁷	1,2 x10 ⁸	1,8 x10 ⁸
	Efluente	(org/100mL)	5,3 x10 ⁶	1,2 x10 ⁶	4,3 x10 ⁵	1,3 x10 ⁵	3,4 x10 ⁷	9,7 x10 ⁶
	Eficiência remoção	Unidades log	0,9	1,6	2,2	2,0	0,6	2,8

(*) Para coliformes, os valores referem-se à média geométrica das concentrações.

Fonte: Análise de desempenho de ETEs em operação (OLIVEIRA & SPERLING, 2005).

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 Caracterização física do manancial

Utilizando-se da metodologia do flutuador, foi realizada visita técnica ao local, no mês de Setembro de 2019, para a caracterização física do manancial. Tal método consistiu em se obter dados referentes a profundidade média em cada seção delimitada, além dos valores de largura e velocidade da água para posterior cálculo da vazão do Ribeirão para o período de estiagem. A Figura 11 abaixo mostra a realização do ensaio no Ribeirão do Abreu.

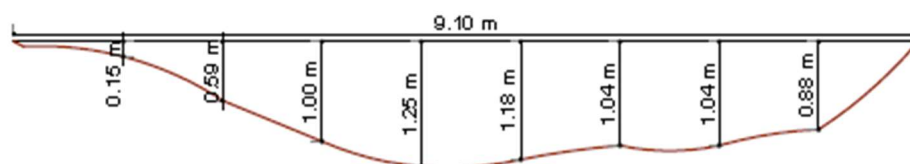
Figura 11 - Aplicação da metodologia do flutuador no Ribeirão do Abreu



Fonte: Próprio autor.

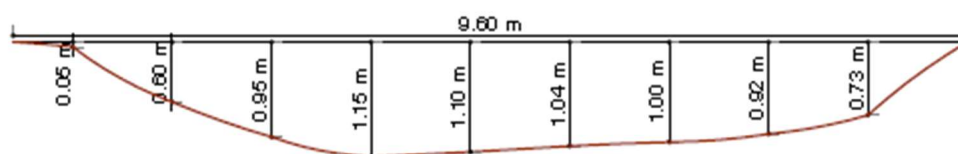
A partir das leituras de largura e profundidade em cada trecho da seção transversal, obtiveram-se seus valores médios, conforme podem ser visualizados nas Figuras 12, 13 e 14.

Figura 12 - Seção transversal 01



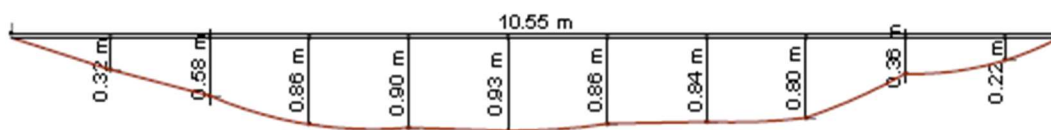
Fonte: Próprio autor.

Figura 13 - Seção transversal 02



Fonte: Próprio autor.

Figura 14 - Seção transversal 03



Fonte: Próprio autor.

A Quadro 11 abaixo traz o resumo das profundidades de cada trecho da seção transversal utilizadas no cálculo da vazão média do Ribeirão.

Quadro 11 - Profundidades de cada seção transversal

Profundidade (m)	Seção 1	Seção 2	Seção 3
	0,15	0,05	0,32
	0,59	0,60	0,58
	1,00	0,95	0,86
	1,25	1,15	0,90
	1,18	1,10	0,93
	1,04	1,04	0,86
	1,04	1,00	0,84
	0,88	1,00	0,80
	-	0,92	0,36
	-	0,73	0,22

Fonte: Próprio autor.

Além disso, foram medidos os tempos médios que cada garrafa pet levava para atravessar o circuito montado. Os valores referentes aos tempos podem ser observados na Quadro 12 abaixo.

Quadro 12 - Leitura dos tempos médios

Leitura	Garrafa cheia	Garrafa vazia
1ª	17,97 s	17,28 s
2ª	15,26 s	15,63 s
3ª	37,73 s	19,09 s
4ª	16,46 s	15,44 s
5ª	21,49 s	15,03 s
6ª	17,22 s	14,38 s
7ª	19,17 s	27,04 s
8ª	15,34 s	17,02 s
9ª	21,94 s	15,99 s
10ª	14,58 s	16,14 s

Fonte: Próprio autor.

Após a obtenção de todos os dados necessários, foi realizado o cálculo da velocidade do Ribeirão do Abreu, a partir da utilização do comprimento do circuito pela média dos valores de tempo, conforme pode ser visualizada na Equação 8 abaixo.

Eq. 8 - Cálculo da velocidade média

$$Vmédia = \frac{\Delta s.}{\Delta t}$$

$$Vmédia = \frac{10}{18,51}$$

$$Vmédia = 0,54 \frac{m}{s}$$

Por fim, a partir da obtenção da velocidade média do Ribeirão, foi calculado a vazão média do manancial para o período de estiagem, conforme pode ser visualizado na Equação 9 abaixo.

Eq. 9 - Cálculo da vazão média

$$Qmédia = A * Vmédia$$

$$Qmédia = 7,78 * 0,54$$

$$Qmédia = 4,201 \frac{m^3}{s}$$

7.2 Caracterização da qualidade da água

Para a caracterização físico-química e microbiológica da qualidade da água, foram selecionados quatro pontos de coleta, sendo um desses pontos, um manancial que atualmente já recebe o efluente doméstico sem tratamento, já as demais amostras são referentes ao manancial Ribeirão do Abreu. Conforme a Quadro 13 abaixo, são apresentadas as coordenadas das quatro amostras captadas, bem como os pontos de referência.

Quadro 13 - Coordenadas das amostras

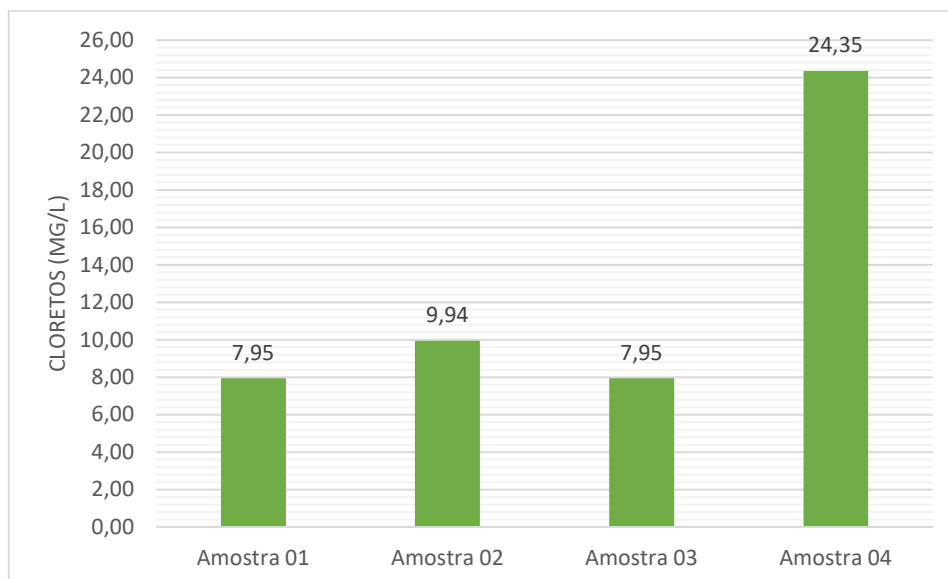
LEGENDA		
ID	Coordenadas	Referência
Amostra 01	S 12°24'44,50"	Captação da ETA
	W 46°24'24,80"	
Amostra 02	S 12°24'52,90"	Praia
	W 46°24'25,10"	
Amostra 03	S 12°24'44,20"	Ponto a jusante da ETA
	W 46°24'14,90"	
Amostra 04	S 12°24'28,40"	Galeria de Água Pluvial
	W 46°25'60,00"	

Fonte: Próprio autor.

7.2.1 Cloretos

Na Figura 15 abaixo é mostrado o comparativo do nível de cloreto para as quatro amostras coletadas.

Figura 15 - Concentração de cloreto nas amostras



Fonte: Próprio autor.

Anterior ao surgimento dos ensaios microbiológicos, os ensaios de cloretos eram utilizados como indicativo de poluição por fezes em corpos aquáticos.

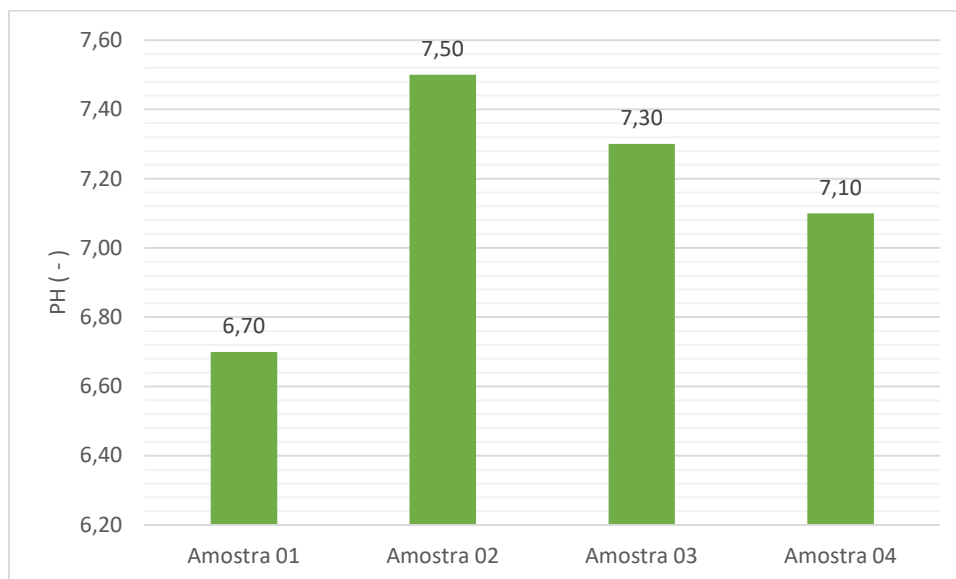
Conforme Jordão e Pessoa (2006), a presença de cloretos em corpos d'água geralmente está relacionada a dissolução de minerais e do solo a qual encontra-se em contato, ou advindos de esgotos domésticos ou industriais, justificando assim, a presença de cloreto em quase todos os tipos de corpos aquáticos. Além disso, em altas concentrações, os cloretos conferem sabor salgado à água ou propriedades laxativas, podendo causar problemas a saúde humana.

Na Figura 15 acima, a maior concentração de cloreto pode ser observada na amostra 4, em razão de ser um manancial que atualmente recebe o efluente doméstico sem tratamento prévio, deste modo, já era esperado que a concentração de cloreto nesse ponto fosse maior quando comparado com as outras amostras.

7.2.2 Potencial Hidrogeniônico

Na Figura 16 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de pH para as quatro amostras coletadas.

Figura 16 - Valores de pH nas amostras



Fonte: Próprio autor.

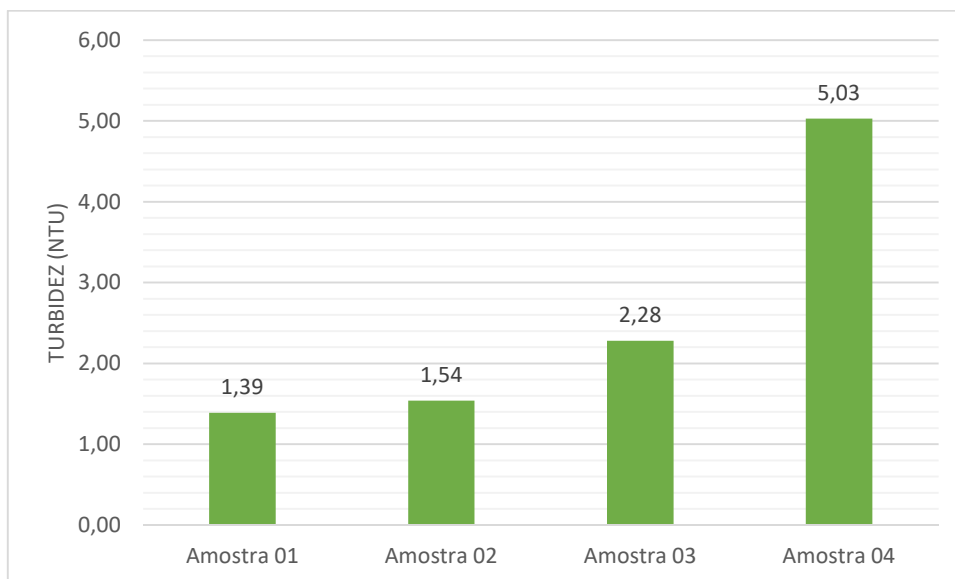
Em termos gerais, as concentrações de íon hidrogênio em um manancial isento de poluição doméstica ou industrial tende a se aproximar da neutralidade. Valores de pH distantes dessa neutralidade tendem a afetar a vida aquática e os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos domésticos e industriais. Para valores de pH elevado, há o surgimento de incrustações em águas de abastecimento. Já em faixas abaixo da neutralidade, o meio apresenta condição de acidez e corrosão. (SPERLING, 1996).

Segundo a Resolução do CONAMA nº 357/05, as amostras apresentaram, para este parâmetro, valores que atenderiam aos limites prescritos para uma água de Classe 2, com variação de pH entre 6 e 9. Deste modo, todas as quatro amostras apresentam valores de pH dentro da faixa arbitrada. A amostra 4 em particular, apresenta um valor de pH dentro da faixa de valores atribuídos a esgotos domésticos, que variam entre 6,5 a 7,5, e indicando assim, a presença de efluente doméstico em seu estado primitivo ou “novo”.

7.2.3 Turbidez

Na Figura 17 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de turbidez para as quatro amostras coletadas.

Figura 17 - Valores de turbidez nas amostras



Fonte: Próprio autor.

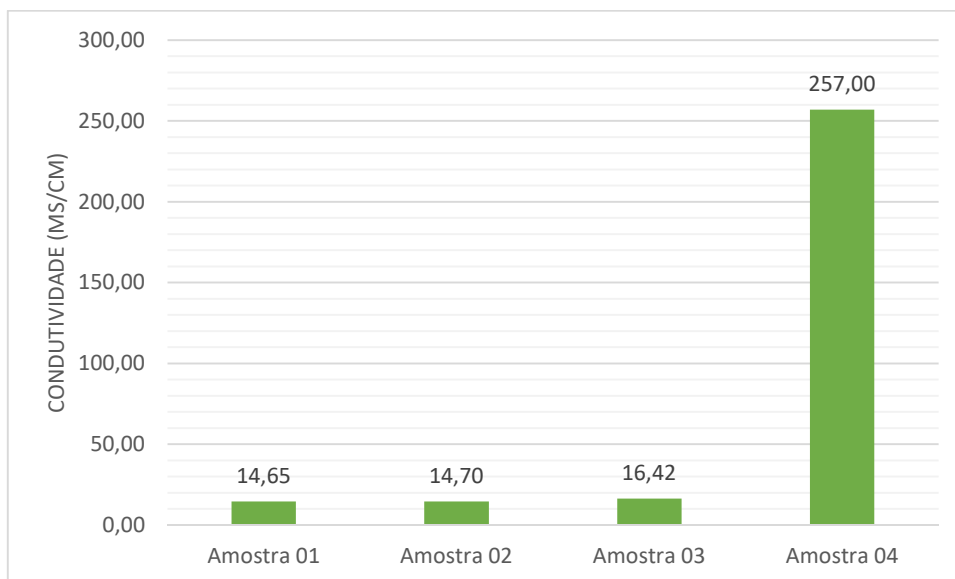
A turbidez é um parâmetro que tende a sofrer forte variação de acordo com o período do ano. Segundo Sperling (1996), os valores de turbidez tendem a ser mais altos em esgotos frescos ou com altas concentrações. Em sistemas de abastecimento de água, elevados valores de turbidez podem estar associados à presença de compostos tóxicos e organismos patogênicos na água, além de interferirem diretamente nos sistemas de cloração e floculação.

Os resultados em questão se mostraram satisfatórios para o período de estiagem. Na Figura 17 acima, o maior valor para o parâmetro de turbidez obtido foi para a amostra 4, referente a galeria de água pluvial, entretanto, até mesmo para esta amostra o valor de turbidez encontrado foi baixo, quando comparado a outras galerias de efluentes domésticos. Segundo a Resolução do CONAMA nº 357/05, para este parâmetro, o Ribeirão do Abreu poderia se enquadrar em uma água de Classe 2, com valores de turbidez menor que 100 NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

7.2.4 Condutividade

Na Figura 18 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de turbidez para as quatro amostras coletadas.

Figura 18 - Valores de condutividade para as amostras



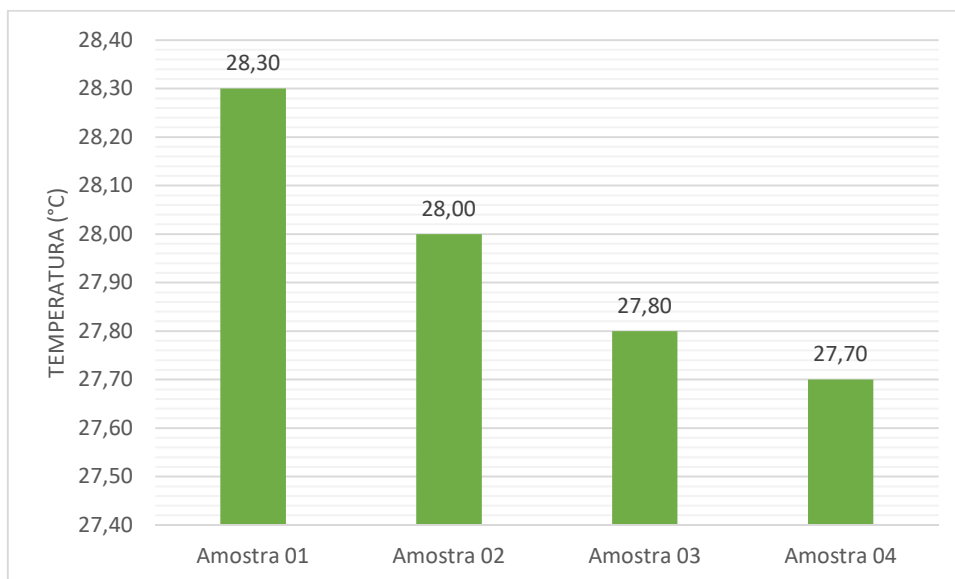
Fonte: Próprio autor.

A condutividade está relacionada com a presença de íons dissolvidos no meio aquoso, possuindo assim, uma relação diretamente proporcional com os cloretos. Logo, dos resultados obtidos, o maior valor de condutividade já era esperado para a amostra 4, haja vista que essa amostra é referente a uma galeria de efluente doméstico bruto, e por consequência, possui maior quantidade de íons no meio.

7.2.5 Temperatura

Na Figura 19 abaixo é mostrado o comparativo das leituras de temperatura para as quatro amostras coletadas.

Figura 19 - Valores de temperatura das amostras



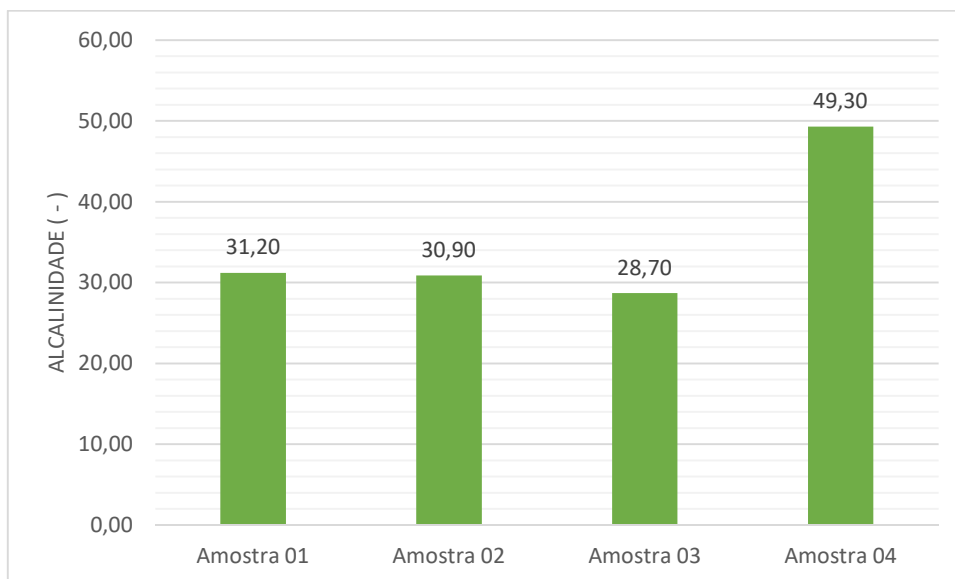
Fonte: Próprio autor.

A temperatura é um parâmetro de grande importância pois, sua variação tende a afetar a saturação de oxigênio dissolvido no meio aquoso, além de afetar em taxas de reações químicas e biológicas (JORDÃO e PESSÔA, 2006). Para as quatro amostras, os valores medidos de temperatura se mantiveram dentro do esperado, sem grandes variações.

7.2.6 Alcalinidade

Na Figura 20 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de alcalinidade para as quatro amostras coletadas.

Figura 20 - Valores de alcalinidade das amostras



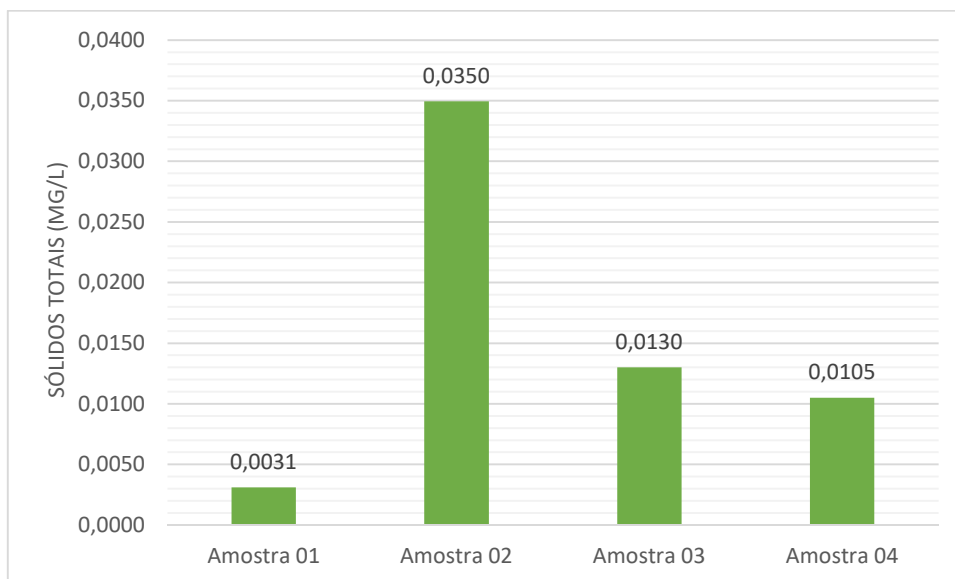
Fonte: Próprio autor.

A alcalinidade está ligada a presença de bicarbonatos e carbonatos na água, além disso, este parâmetro está diretamente relacionado ao pH, indicando a capacidade da água em resistir a variações do pH, conhecida como capacidade tampão (JORDÃO e PESSÔA, 2006). Para as três primeiras amostras, o valor de alcalinidade na água apresenta baixa variação, indicando uma qualidade constante no meio. Já para a amostra 4, o valor da alcalinidade foi maior, o que já era esperado, pois o corpo aquático dessa amostra possuía uma elevada concentração de matéria orgânica primitiva, quando comparada as outras amostras.

7.2.7 Sólidos totais

Na Figura 21 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de sólidos totais para as quatro amostras coletadas.

Figura 21 - Valores de sólidos totais nas amostras



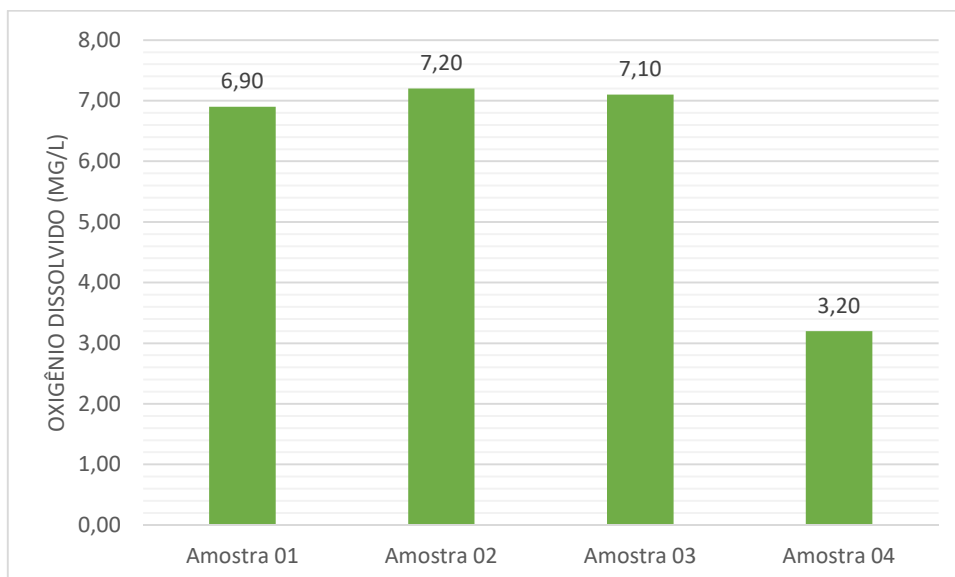
Fonte: Próprio autor.

Os sólidos totais representam as parcelas referentes aos sólidos em suspensão e aos sólidos dissolvidos no meio. Conforme descrito na Resolução do CONAMA nº 357/05, para as quatro amostras em questão, todas atenderiam ao limite prescrito para o enquadramento do Ribeirão em Classe 2, que tem como valor limite 500 mg/L de sólidos dissolvidos totais.

7.2.8 Oxigênio dissolvido

Na Figura 22 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de oxigênio dissolvido para as quatro amostras coletadas.

Figura 22 - Valores de OD nas amostras



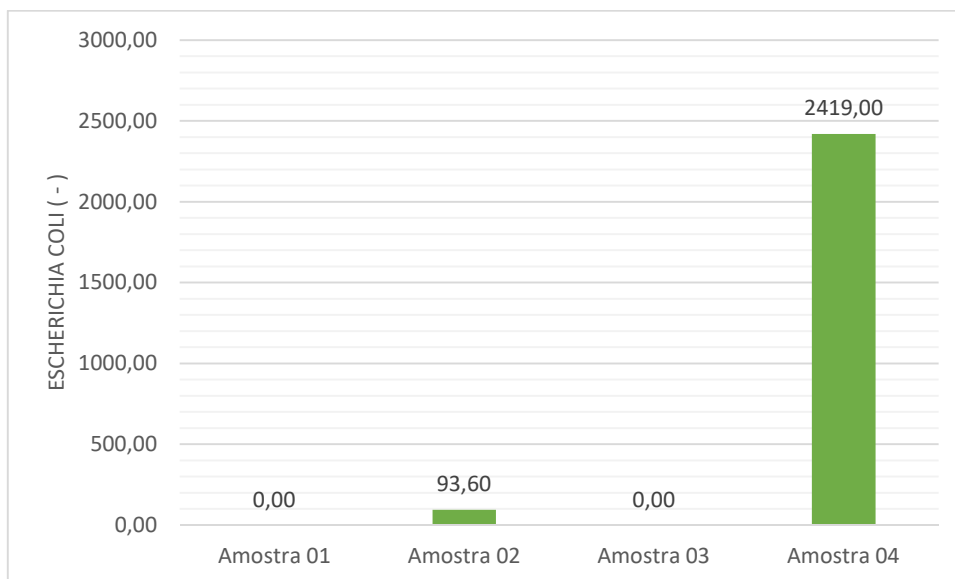
Fonte: Próprio autor.

Considerado o melhor parâmetro para caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos, o oxigênio dissolvido é função de outros parâmetros como temperatura, altitude e salinidade (JORDÃO e PESSÔA, 2006). Na Figura 22 acima, a menor concentração de OD pode ser observada na amostra 4, em razão de ser um manancial que atualmente recebe o efluente doméstico sem tratamento prévio, deste modo, já era esperado que a concentração de OD nesse ponto fosse menor quando comparado com as outras amostras. Conforme descrito na Resolução do CONAMA nº 357/05, o Ribeirão do Abreu, para este parâmetro, se enquadraria em uma água de Classe 1, com limite inferior de OD de 6,0 mg/L.

7.2.9 *Escherichia coli*

Na Figura 23 abaixo é mostrado o comparativo dos valores de *Escherichia coli* para as quatro amostras coletadas.

Figura 23 - Valores de *Escherichia coli* nas amostras



Fonte: Próprio autor.

A *Escherichia coli* é uma espécie do grupo dos coliformes termotolerantes, estando diretamente associadas a seres humanos e animais homeotérmicos. Sua presença em grandes quantidades em ambientes aquáticos é um indicativo direto de poluição doméstica no meio. Conforme pode ser visualizado na Figura 23 acima, o maior valor para *E. coli* encontrado foi na amostra 4, que é caracterizada pela presença de esgoto doméstico bruto. O valor de concentração de *E. coli* na Amostra 2 é um indicativo de possível poluição por presença humana no local, por ser um local de banho para os turistas locais.

7.3 Simulação a partir do modelo de *Streeter-Phelps*

A partir da aplicação do modelo clássico de *Streeter-Phelps*, verificam-se resultados de grande relevância no que diz respeito a aspectos de poluição do Ribeirão do Abreu, e quanto a concessão ou não de outorgas para lançamento de efluentes domésticos com ou sem nível de tratamento.

Para isso, verificou-se o comportamento da curva da Demanda Bioquímica de Oxigênio para cada cenário pré-estabelecido. É importante destacar que a DBO pode assumir dois tipos, o primeiro é referente a DBO remanescente, e o segundo a DBO exercida. A DBO remanescente representa a quantidade de OD no meio em um determinado instante de tempo, já a exercida é referente ao OD consumido para que ocorra a decomposição da matéria orgânica.

Para este trabalho, o cálculo da contribuição de esgoto bruto gerado pelas unidades residenciais foi obtido através da Equação 10 abaixo.

Eq. 10

$$Q_{esg} = \frac{P * q * K_1 * K_2 * CR}{86400}$$

$$Q_{esg} = \frac{15051 * 180 * 1,2 * 1,5 * 0,8}{86400}$$

$$Q_{esg} = 45,153 \frac{L}{s}$$

Onde:

P = População do Município segundo o IBGE (Censo 2010);

q = Per capita populacional diária (L/hab*dia);

K₁ = Coeficiente do dia de maior consumo;

K₂ = Coeficiente da hora de maior consumo;

CR = Coeficiente de retorno;

Para os demais coeficientes, foram adotados os valores obtidos através dos ensaios realizados em campo e em laboratório, conforme podem ser visualizados na Quadro 14 abaixo.

Quadro 14 - Resumo dos coeficientes adotados

	COEFICIENTES	VALOR DE REFERÊNCIA
EFLUENTE	DBO (mg/L)	500,0
	OD _e (mg/L)	0,0
DADOS DO RIBEIRÃO	Prof _{média} (m)	0,804
	OD _{mont} (mg/L)	7,060
	Temperatura (°C)	28,030
	Salinidade (g/L)	0,020
	V _{média} (m/s)	0,540
	Q _{média} (m³/s)	4,201
	k _{r2} (dia ⁻¹)	0,506

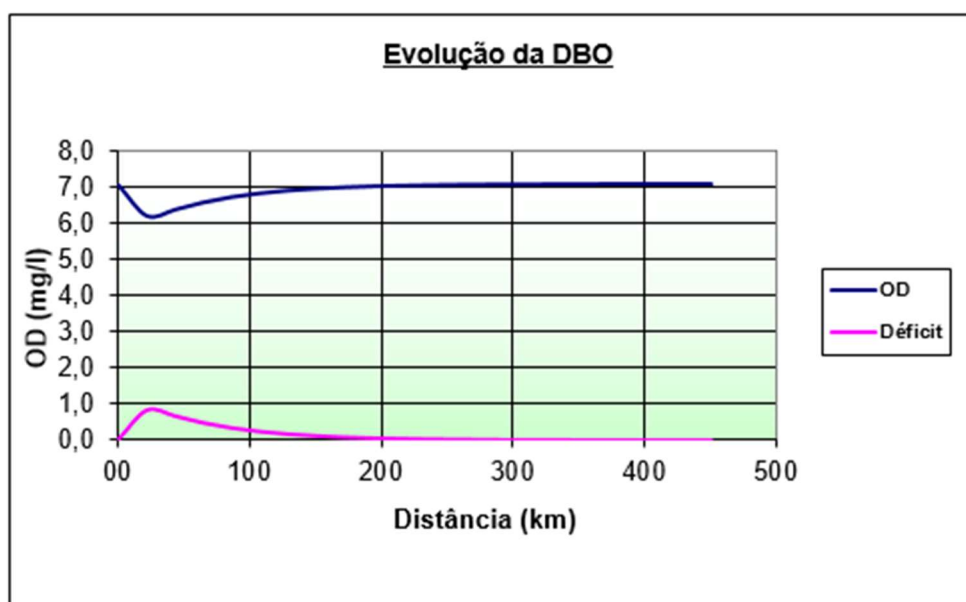
Fonte: Próprio autor.

Os coeficientes adotados tiveram seus valores extraídos dos ensaios físico-químico e microbiológicos realizados, e dos ensaios de caracterização física do manancial. Para o coeficiente referente a DBO do efluente, foi adotado o valor de 500 mg/L, conforme descrito em literatura. Já para o coeficiente de reaeração (k_{r2}), foi atribuído ao Ribeirão a característica de grande rio raso e com baixa velocidade, conforme descrito na Quadro 6 do presente trabalho.

7.3.1 1º Cenário – Sem tratamento

A Figura 24 abaixo mostra a curva da DBO remanescente no meio aquático após a entrada de esgoto doméstico sem sistema de tratamento.

Figura 24 - Curva do OD sem sistema de tratamento



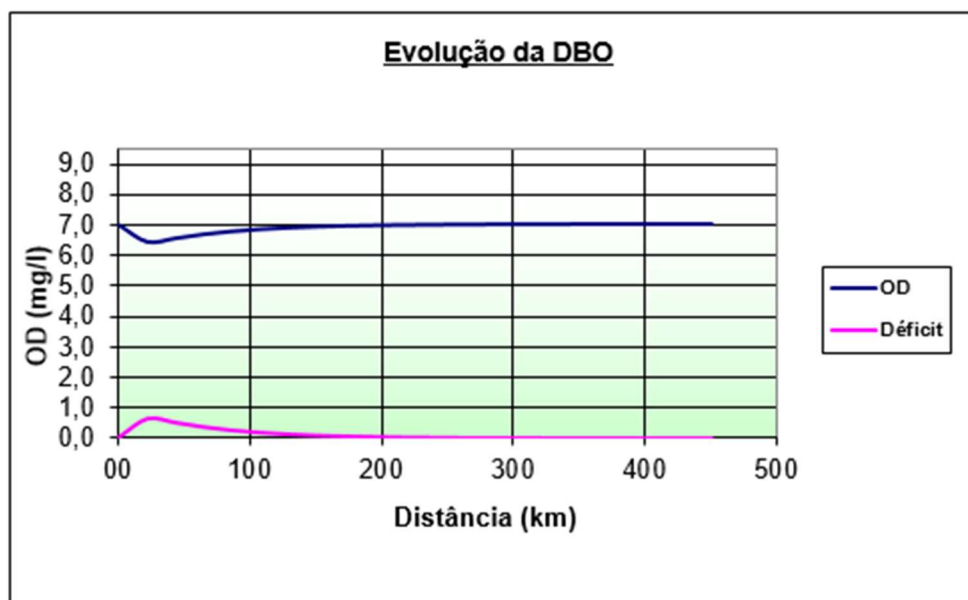
Fonte: Próprio autor.

É possível analisar a partir da curva de depleção do oxigênio dissolvido que o nível mínimo de OD atingido é de 6,3 mg/L, localizado a 21,5 Km do ponto de lançamento. A partir dessa análise, é possível concluir que o seu nível de OD não atingiu o limite mínimo prescrito na Resolução do CONAMA nº 357/05 para águas doces de Classe 2, que é de 5 mg/L, diminuindo assim, os riscos de comprometimento da qualidade da água do Ribeirão do Abreu, além de justificarem uma possível concessão de outorga para esse manancial. Analisando ainda o gráfico, é possível perceber que a partir de 200 km do ponto de lançamento do esgoto bruto, o Ribeirão consegue retomar os níveis iniciais de OD anteriores ao ponto de lançamento.

7.3.2 2º Cenário – Nível de tratamento primário

A Figura 25 abaixo mostra a curva da DBO remanescente no meio aquático após a entrada de esgoto doméstico com tratamento de efluentes a nível primário.

Figura 25 - Curva de OD com tratamento primário



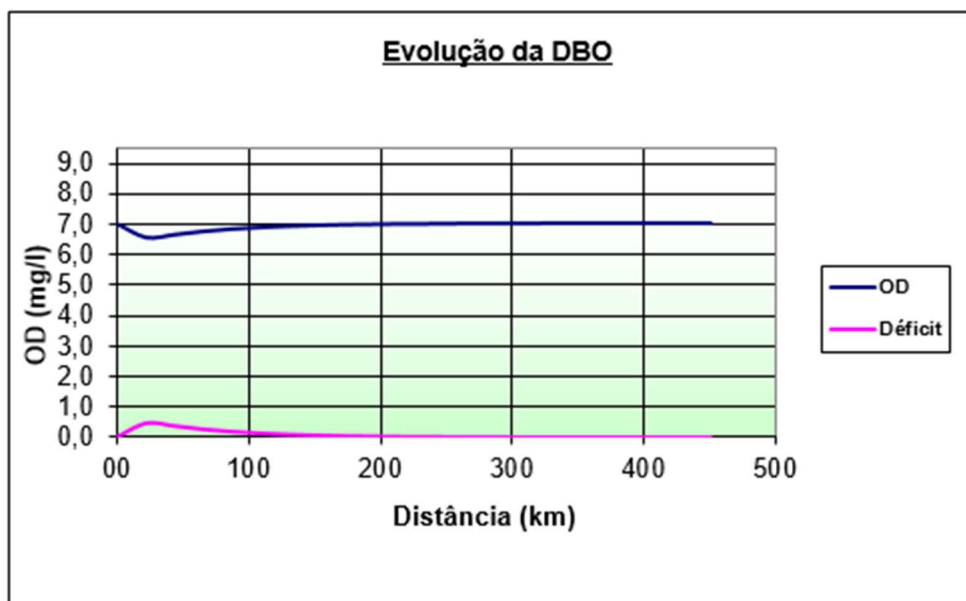
Fonte: Próprio autor.

Para a segunda simulação, foi obtido um nível mínimo de OD de 6,5 mg/L, localizado a 21,5 Km do ponto de lançamento. Deste modo, já era esperado que o nível mínimo de OD no manancial não atingisse o valor mínimo prescrito na Resolução do CONAMA nº 357/05. A diferença do 2º cenário para o 1º se deve, principalmente, pela retomada do OD aos níveis iniciais, que se dá a partir de 150 km do ponto de lançamento, comprometendo menos os seres vivos a jusante desse ponto.

7.3.3 3º Cenário – Tratamento secundário com reator UASB

A Figura 26 abaixo mostra a curva da DBO remanescente no meio aquático após a entrada de esgoto doméstico com tratamento de efluentes a nível secundário, a partir da utilização de reatores UASB.

Figura 26 - Curva de OD com tratamento secundário UASB



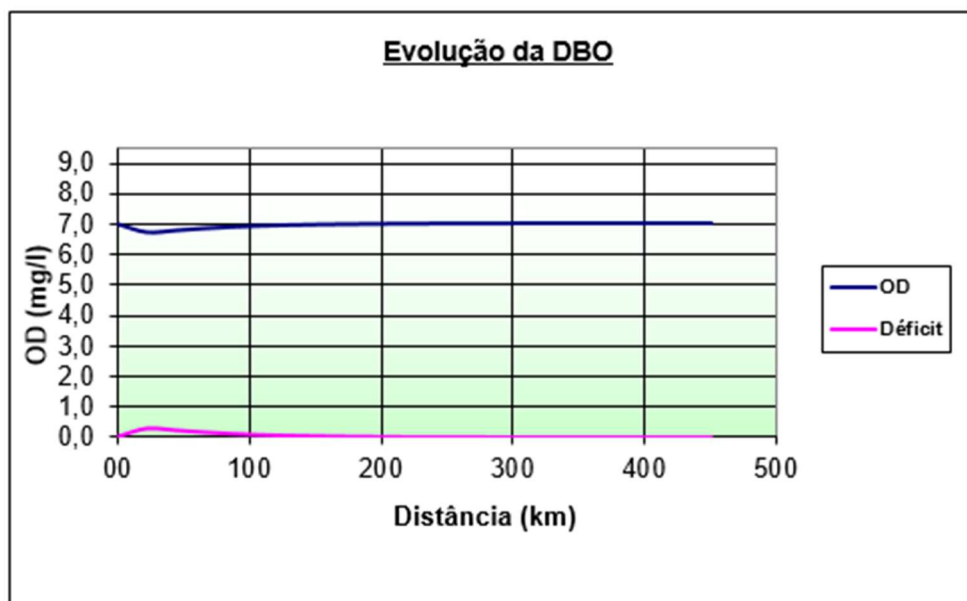
Fonte: Próprio autor.

É possível visualizar para o 3º cenário que o nível mínimo atingido de OD do Ribeirão do Abreu foi de 6,6 mg/L a exatos 21,5 Km do ponto de lançamento. Além disso, é possível visualizar que a retomada dos níveis iniciais de OD do manancial se dá a pouco mais de 1 km do ponto de lançamento.

7.3.4 4º Cenário – Tratamento secundário com UASB + Lagoa Facultativa

A Figura 27 abaixo mostra a curva da DBO remanescente no meio aquático após a entrada de esgoto doméstico com tratamento de efluentes a nível secundário, a partir da utilização de reatores UASB seguido de uma Lagoa Facultativa.

Figura 27 - Curva de OD com tratamento secundário UASB + Lagoa Facultativa



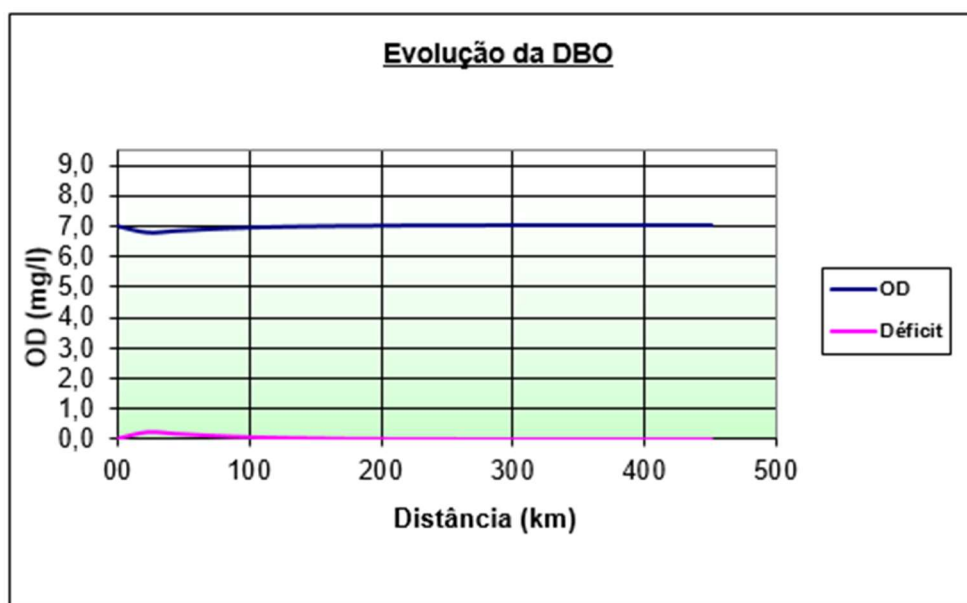
Fonte: Próprio autor.

Para o 4º cenário, a diminuição do OD do Ribeirão do Abreu passa a ser pouco relevante, haja vista que o sistema de tratamento utilizado para este cenário possui eficiência média em torno de 85% de remoção da matéria orgânica dos efluentes domésticos. O nível mínimo de OD atingido foi de 6,8 mg/L a uma distância de 21,5 Km do ponto de lançamento. Além disso, é possível observar a retomada dos níveis iniciais de OD a menos de 100 km do ponto de lançamento, o que acaba comprometendo menos os seres vivos que ficam a jusante desse ponto de lançamento.

7.3.5 5º Cenário – Tratamento terciário por Lodos Ativados e remoção de nutrientes

A Figura 28 abaixo mostra a curva da DBO remanescente no meio aquático após a entrada de esgoto doméstico com tratamento de efluentes a nível terciário, a partir da utilização do sistema de Lodos Ativados seguido de remoção de nutrientes.

Figura 28 - Curva de OD com tratamento terciário RLA + Remoção de nutrientes



Fonte: Próprio autor.

Por fim, para o 5º cenário é possível observar que quase não há o consumo de OD por microrganismos aeróbios, tendo seu nível mínimo de OD na faixa de 6,8 mg/L, há uma distância de 21,5 km do ponto de lançamento. Isso ocorre em decorrência da eficiente remoção de DBO a partir do tratamento a nível terciário por Reatores de Lodos Ativados com Remoção de Nutrientes. Analisando ainda o gráfico, é possível observar que a retomada dos níveis iniciais de OD, no Ribeirão, se dá a pouco mais de 50 km do ponto de lançamento de efluentes, indicando a eficiência do sistema de tratamento, e diminuindo eventuais problemas aos seres vivos que vivem a jusante desse ponto.

8 CONCLUSÕES

Após a realização da visita técnica ao local, a realização dos ensaios da qualidade da água, a caracterização física do manancial e as simulações de vários cenários a partir da aplicação do modelo de *Streeter-Phelps*, pode-se afirmar que os resultados obtidos estão baseados na Resolução do CONAMA, tendo em vista a validação da capacidade de autodepuração da matéria orgânica pelo Ribeirão do Abreu, com intuito de subsidiar a concessão ou não de outorga para lançamento de efluentes.

No que tange a modelagem, é evidente que foram consideradas algumas simplificações, como o escoamento longitudinal em pistão, como a consideração de que a velocidade média do Ribeirão fosse constante, assim como a sua profundidade média, além das demais considerações feitas no modelo de *Streeter-Phelps* acerca das cinéticas de desoxigenação e reaeração. Portanto, a partir da análise gráfica dos resultados, foi possível observar as seguintes conclusões.

- A utilização do modelo consagrado de *Streeter-Phelps* para o cálculo da capacidade de autodepuração do Ribeirão do Abreu, se mostrou consistente para auxiliar na concessão ou não de outorgas para lançamento de efluentes;
- É possível verificar a existência da correlação entre parâmetros da qualidade da água. Como a exemplo dos parâmetros cloretos e o parâmetro condutividade, onde, quanto maior tende a ser a presença de cloretos no manancial, por consequência, maior tende a ser a condutividade elétrica desse meio.
- A partir da análise gráfica, é possível concluir a existência de uma relação linear entre a vazão do manancial necessária para neutralizar a carga orgânica, com as concentrações de matéria orgânica despejadas no Ribeirão em questão;
- É possível observar ainda uma relação indireta entre o nível de tratamento do esgoto doméstico, com a quantidade de DBO exercida, onde, quanto maior o nível de tratamento de um determinado efluente, ou seja, quanto mais eficiente

for a sua remoção de matéria orgânica, menor tende a ser o consumo do oxigênio dissolvido por microrganismos aeróbios na decomposição da matéria orgânica;

- Vale ressaltar que mesmo após a autodepuração da matéria orgânica, não se pode afirmar que as características do Ribeirão voltarão a serem idênticas às características a montante do ponto de lançamento, em decorrência da presença de hormônios, fármacos, entre outros componentes que não foram totalmente removidos após a passagem do efluente bruto por uma estação de tratamento de efluentes.
- Por fim, a pesquisa mostrou que, mesmo no período de estiagem, a vazão do Ribeirão do Abreu é capaz de autodepurar a matéria orgânica para qualquer cenário simulado, sem que haja comprometimento das suas qualidades abaixo do mínimo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para águas doce de Classe 2, no que diz respeito aos níveis de oxigênio dissolvido no corpo aquático.

9 REFERÊNCIAS

- ANA–AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013. http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil_nov.pdf, 2013.
- ANA–AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Curso Lei das Águas – Capacitação para gestão das águas. Disponível em: < <https://capacitacao.ead.unesp.br/>>. Acesso 28 jul. 2019.
- ANTUNES, Paulo De Bessa. **Manual de Direito Ambiental**. Editora Lumen Juris, 2000.
- BÁRBARA, Viníciu Fagundes et al. Uso do modelo qual2e no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari-AP (Amazônia). 2006.
- BARRETO, Luciano Vieira et al. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia**, v. 9, n. 16, p. 2167, 2013.
- BENEDETTI, Lorenzo; SFORZI, Francesco. Dynamic Integrated Modelling: A case Study on the Lambro Catchment. **Universiteit Gent, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences**, 1999.
- BRAGA, Benedito. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª edição. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal**. Brasília, DF, 1997. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/>> Acesso em: 16 set. 2019.
- BRASIL. **Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Palma**. Secretaria de Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Tocantins, 2019. Disponível em: <<https://semarh.to.gov.br>>. Acesso em: 27 set.2019.
- CARVALHO, Nathália Leal et al. Reutilização de águas residuárias. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 2, p. 3164-3171, 2014.
- CONEJO, João Gilberto Lotufo. A outorga de usos da água como instrumento de gerenciamento dos recursos hídricos. **Revista de Administração Pública**, v. 27, n. 2, p. 28-62, 1993.
- DE FÁTIMA WOLKMER, Maria; PIMMEL, Nicole Freiberger. Política Nacional de Recursos Hídricos: governança da água e cidadania ambiental. **Seqüência: estudos jurídicos e políticos**, v. 34, n. 67, p. 165-198, 2013.
- DE SOUZA SARDINHA, Diego et al. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 329-338, 2008.
- DOS RECURSOS HÍDRICOS, ANA Conjuntura. relatório pleno. **Brasília: ANA**, 2017.

GERHARDT, T. E.; SILVEIRA, D. T. **Métodos de pesquisa**. [S.l.]: Plageder, 2009

GUEDES, HUGO ALEXANDRE SOARES. **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de Autodepuração do Rio Pomba**. 2009. Tese de Doutorado. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais.

JORDÃO, EDUARDO P.; PESSÔA, CONSTANTINO A.; VON SPERLING, MARCOS. Tratamento de esgotos domésticos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Eng. Sanit. Ambiente., Rio de Janeiro**, v. 11, n. 1, 2006.

MACHADO, Carlos José Saldanha. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafios. **Ambiente & Sociedade**, v. 6, n. 2, p. 121-136, 2003.

MOTA, Suetônio. Introdução à engenharia ambiental. In: **Introdução à engenharia ambiental**. 4ª edição. Editora ABES, 2010.

NAHON, Iuri Machado. Sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes para a variável demanda bioquímica de oxigênio: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. **Curitiba (PR). Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental)**, 2006.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, Marcos. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

PELLETIER, Gregory J.; CHAPRA, Steven C.; TAO, Hua. QUAL2Kw—A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, n. 3, p. 419-425, 2006.

PHELPS, Earle B.; STREETER, H. W. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. US Department of Health, Education, & Welfare, 1958.

RIBEIRO, Elizene Veloso. Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: Metais pesados e atividades antropogênicas. 2010.

STRAŠKRABRA, Milan; TUNDISI, José Galizia. **Gerenciamento da qualidade da água de represas: diretrizes para gerenciamento de lagos**. Oficina de Textos, 2013.

VALENTE, José Pedro Serra; PADILHA, Pedro Magalhães; SILVA, Assunta Maria Marques. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. **Eclética Química Journal**, v. 22, n. 1, 2018.

VASCONCELOS, Vítor Manuel de Oliveira. Toxicologia de cianobactérias: Distribuição de cianobactérias tóxicas e suas toxinas em águas doces portuguesas: Bioacumulação em bivalves. 1995.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

ZHU, Y. P. et al. Influence of the South–North Water Diversion Project and the mitigation projects on the water quality of Han River. **Science of the Total Environment**, v. 406, n. 1-2, p. 57-68, 2008.