

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
ENGENHARIA AMBIENTAL**

**LUCAS DE CARVALHO SILVA**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ALEGRIA  
(MEDIANEIRA/PR) ATRAVÉS DA DETERMINAÇÃO DO IET E  
SIMULAÇÃO DO PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**MEDIANEIRA**

**2016**

**LUCAS DE CARVALHO SILVA**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ALEGRIA  
(MEDIANEIRA/PR) ATRAVÉS DA DETERMINAÇÃO DO IET E  
SIMULAÇÃO DO PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO.**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado como requisito parcial à  
obtenção do título de Engenheiro  
Ambiental, da Universidade Tecnológica  
Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr Juliana B.R.Mees  
Co-orientador: Prof. Dr. Fabiana. Schütz

**MEDIANEIRA**

**2016**



Ministério da Educação  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Câmpus Medianeira  
Diretoria de Graduação e Educação Profissional  
Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental



---

## **TERMO DE APROVAÇÃO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ALEGRIA (MEDIANEIRA/PR)  
ATRAVÉS DA DETERMINAÇÃO DO IET E SIMULAÇÃO DO PROCESSO DE  
AUTODEPURAÇÃO.**

por

**LUCAS DE CARVALHO SILVA**

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado às 14:40h do dia 21 de junho 2016, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

---

Profa. Dra. Juliana Bortoli. R. Mees  
Orientadora

---

Prof. Dra. Fabiana C. A. Schütz  
Co-orientadora

---

Profa. Dra. Carla Cristina Bem  
Membro titular

---

Prof. Me. Ismael Laurindo Costa Junior  
Membro titular

À memória da minha amada mãe, Edinar de Carvalho Silva, mulher de fibra e guerreira, pelo exemplo, amor incondicional, renúncia e dedicação.

À memória do meu querido pai, Rogério Barros da Silva pelo apoio e força em todas as adversidades.

À Nilce, Sérgio, Disney, Paulo Fernando, Dayene e Nilthon exemplos de pessoas e que de alguma forma fizeram esse sonho possível.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por toda força mental e espiritual fornecida para superar as dificuldades durante esses anos de formação acadêmica e pelas conquistas alcançadas.

A minha mãe Edinar de Carvalho Silva (em memória) e ao meu pai Rogério Barros da Silva (em memória), pelos valores morais e educação. Serão sempre lembrados pela imensa gratidão e amor que tenho por vocês.

As minhas irmãs, Tamires de Carvalho Silva e Larissa de Carvalho Silva, que se prontificaram a me ajudar em qualquer adversidade, pela confiança e acolhimento em todos os momentos, sejam os alegres e os tristes.

A minha família por toda força, carinho e confiança depositada, os pilares que me sustentaram.

A minha orientadora, Prof. Dr<sup>a</sup> Juliana Bortoli R. Mees pela orientação valiosa, ensinamento, pela confiança e dedicação.

A minha co-orientadora, Prof Dr<sup>a</sup> Fabiana Costa de Araujo Schütz, pelos ensinamentos, pelo apoio, orientação e confiança nesse trabalho.

Aos meus amigos de NPNF e da Rep Zion, por toda orientação, paciência e que foram o apoio, o alento nas horas mais difíceis e que contribuíram de alguma forma para esta conquista.

A minha namorada Tamires Bertocco, pelo amor, companheirismo, serenidade e sobretudo paciência. Com você o caminho fica mais gratificante e recompensador.

A Thiara Reis Lopes que contribuiu de maneira enriquecedora para a pesquisa.

Aos meus amigos Kaique, Bruna, Laína, Micheli, Kleyton, Ricardo e Eduarda que contribuíram, direta ou indiretamente para a conquista de mais esse objetivo.

Aos professores e funcionários da UTFPR câmpus Medianeira, o meu mais sincero sentimento de gratidão.

*Lembre-se, o sucesso é uma jornada, não um destino. Tenha fé em sua capacidade.*  
Bruce Lee

## RESUMO

SILVA, Lucas de Carvalho. **Avaliação da qualidade da água do Rio Alegria (Medianeira/PR) através da determinação do IET e simulação do processo de autodepuração.** 2016. 78 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal Tecnológica do Paraná, Medianeira, 2016.

O Rio Alegria está localizado no município de Medianeira no oeste paranaense e é tributário do Reservatório de Itaipu, sendo o principal manancial de Medianeira, utilizado pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) para realizar a captação de água para o abastecimento da cidade, que se dá a montante da estação de tratamento de esgotos (ETE). O trabalho teve como finalidade a caracterização da concentração de matéria orgânica e nutrientes, nitrogênio e fósforo, lançados pela ETE do município de Medianeira. Ao longo da estação da primavera (01/out a 21/dez) e de forma quinzenal, houveram 4 campanhas para monitoramento de 5 pontos de amostragem com o objetivo de determinar o potencial impacto que pode vir a ser gerado diretamente na qualidade da água do corpo receptor (Rio Alegria). Também foram realizadas análises de parâmetros físico-químicos no Rio Alegria, para que fosse possível a compreensão da dinâmica dos processos. Para identificar o grau de trofia do corpo hídrico foi utilizado o modelo proposto por LAMPARELLI (2004) que se mostrou uma ferramenta eficaz e de fácil aplicação na determinação do índice de estado trófico para ambientes lóticos. As análises físico-químicas foram comparadas com a legislação brasileira e apresentaram algumas não conformidades nos parâmetros de DQO, as formas de nitrogênio e fósforo. Com os dados analisados, foi possível fazer uma comparação entre modelos matemáticos. Dois modelos foram comparados para caracterizar o processo de depuração da matéria orgânica no intervalo do rio onde foram realizadas as coletas, o modelo de Streeter-Phelps e o modelo de redes neurais artificiais desenvolvido por SCHÜTZ (2014). Diante dos resultados, o modelo de Streeter-Phelps e de Redes Neurais se mostram eficazes para simular o comportamento do rio para a concentração de OD.

**Palavra-chave:** Rio Alegria; Índice de estado trófico; Streeter-Phelps; Redes neurais.

## ABSTRACT

SILVA, Lucas de Carvalho. **Evaluation of Alegria River water quality (Medianeira/PR) by determining the EIT and simulating the depuration process.** 2016. 78 s. CCP (Graduation) - Course of Environmental Engineering, Technological Federal University of Paraná, Medianeira, 2016.

The Alegria River is located in the Medianeira town in Paraná's west and is confluent from Itaipu Reservoir, besides it is the main source of Medianeira, being used by the Paraná's Sanitation Company (Sanepar) to perform the abstraction of water to supply the city, which gives the amount of sewage treatment plant (ETP). The work aimed to characterize the concentration of organic matter and nutrients, nitrogen and phosphorus, launched by Medianeira town's ETP. Throughout the spring season (Oct 1st to Dec 21th) and fortnightly, there were 4 campaigns for monitoring 5 sampling points in order to determine the potential impact that might be generated directly on water quality of the receiving body (Alegria River). There were also carried out physico-chemical parameters analysis in the Alegria River, to make it possible to understand the processes' dynamics. To identify the trophic level of the water body, it was used the model proposed by LAMPARELLI (2004) that proved to be an effective tool and of easy use in determining the trophic state index for lotic environments. The physicochemical analyzes were compared with the Brazilian legislation and some non-conformities were found in the CQO parameters, forms of nitrogen and phosphorus. With the analyzed data, it was possible to compare mathematical models. Two models were compared in order to characterize the purification process of organic matter in the river's range from where the samples were taken off, the Streeter-Phelps' model and an artificial neural networks' model developed by SCHÜTZ (2014). Given the results, the Streeter-Phelps' model and Neural networks shown effective to simulate the behavior of the river to the OD concentration.

**Keywords:** Alegria River; State trophic index; Streeter-Phelps; Neural networks.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Principais fontes de nutrientes .....	18
Figura 2: Ciclo simplificado do Nitrogênio. ....	23
Figura 3: Zonas de autodepuração. ....	33
Figura 4: Diferentes regimes hidráulicos para um corpo d'água. ....	36
Figura 5: Arquitetura de uma rede neural artificial.....	45
Figura 6: (a) Caixa de areia e Calha <i>Parshall</i> ; (b) RALF; (c) Leito de secagem.....	47
Figura 7: Pontos de amostragem no Rio Alegria.....	48
Figura 8: Resultados do IET (PT) da campanha do dia 05/10/2016.....	59
Figura 9: Resultados do IET (PT) da campanha do dia 23/10/2016.....	59
Figura 10: Resultados do IET (PT) da campanha do dia 04/12/2016.....	60
Figura 11: IET e Precipitação no período de campanhas de coleta. ....	60
Figura 12: Quedas d'água nos trechos estudados. $\pm 370\text{m}$ e $\pm 420\text{m}$ .....	62
Figura 13: Concentração de DBOm x Distância (maior índice de precipitação).....	63
Figura 14: Concentração de DBOm x Distância (menor índice de precipitação).....	63
Figura 15: Curva de disposição de oxigênio obtida para a simulação no período de maior índice de precipitação.....	63
Figura 16: Curva de disposição de oxigênio obtida para a simulação no período de menor índice de precipitação. ....	64
Figura 17: Comparação do OD estimado, OD real em função da distância entre os pontos no rio.....	65

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Características dos esgotos sanitários segundo a Funasa (2006). .....	20
Tabela 2 - Características típicas de alguns parâmetros do esgoto sanitário bruto. .	20
Tabela 3 - Características típicas de alguns parâmetros do esgoto sanitário bruto. .	21
Tabela 4 - Características típicas de alguns parâmetros do esgoto doméstico bruto. .....	21
Tabela 5 - Classificação do Estado Trófico para rio, utilizada pelo IET.....	28
Tabela 6 - Classificação do Estado Trófico para rio, utilizada pelo IET.....	29
Tabela 7 - Concentração de saturação de oxigênio ( $C_s$ , em $mg.L^{-1}$ ) em função da temperatura e altitude. ....	41
Tabela 8 - Valores genéricos do coeficiente $K_1$ (20 °C) para vários tipos de efluentes .....	42
Tabela 9 - Valores típicos do coeficiente $K_2$ (20 °C) .....	43
Tabela 10 - Localização geográfica e características dos pontos de coleta.....	48
Tabela 11 - Localização geográfica e características dos pontos de coleta.....	49
Tabela 12 - Parâmetros físico-químicos avaliados.....	50
Tabela 13 - Valores médios das variáveis analisadas nas amostras de esgoto. ....	53
Tabela 14 - Valores médios das variáveis analisadas por cada ponto de coleta e desvio padrão.....	55
Tabela 15 - Valores de IET para fósforo e os pontos de amostragem. ....	58
Tabela 16 - Valores de precipitação (mm) acumulada nos últimas 48h antes das campanhas.....	58

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
1.1 OBJETIVOS.....	13
1.1.1 Objetivo Geral .....	13
1.1.2 Objetivos Específicos.....	14
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>15</b>
2.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS .....	15
2.1.1 Parâmetros de Qualidade das Águas .....	15
2.1.1.1 pH e temperatura .....	16
2.1.1.2 Oxigênio Dissolvido .....	17
2.2 PRINCIPAIS FONTES POLUIDORAS.....	18
2.2.1 Esgotos: Sanitário e Doméstico .....	19
2.3 POLUIÇÃO HÍDRICA POR NUTRIENTES .....	22
2.3.1 Eutrofização .....	25
2.3.2 Índice de estado Trófico (IET).....	26
2.4 POLUIÇÃO HÍDRICA POR MATÉRIA ORGÂNICA .....	30
2.4.1 Autodepuração.....	32
2.4.2 Modelagem Matemática.....	34
2.4.3 Modelo de Streeter e Phelps .....	36
2.4.4 Redes Neurais .....	43
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>46</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO .....	46
3.1.1 Rio Alegria .....	46
3.1.2 Estação de Tratamento de Esgotos do Município de Medianeira .....	47
3.2 AMOSTRAGEM DE CAMPO E MÉTODOS ANALÍTICOS .....	47
3.2.1 Pontos de Coleta .....	47
3.2.2 Métodos Analíticos.....	50
3.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO .....	50
3.4 AUTODEPURAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA .....	51
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>53</b>
4.2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	55
4.3 DETERMINAÇÃO DO IET. ....	58
4.4 MODELO DE STREETER-PHELPS. ....	61
4.5 MODELO DE REDES NEURAIS .....	65
<b>5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>67</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>69</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional associado à expansão das atividades antrópicas torna a dependência dos recursos hídricos muito maior. O gerenciamento, conservação e recuperação destes sistemas são, portanto, de importância fundamental, com reflexos na economia, na sociedade e nos usos múltiplos. A qualidade dos ecossistemas aquáticos, é função das atividades humanas realizadas nas redondezas e na distribuição geográfica da população.

Neste contexto de crescente degradação dos corpos hídricos, das ações antrópicas que mais interferem nas características dos recursos hídricos, a mais expressiva é a incorporação de efluentes ricos em matérias orgânicas, em função disso é necessário que os efluentes atendam padrões de lançamento do corpo receptor. Atualmente no Brasil, grande parte do efluente *in natura* é lançado no rio, no mar, infiltrada no solo ou é destinada com tratamento insatisfatórios. Uma das consequências da poluição dos corpos hídricos é a eutrofização, que gera desequilíbrio no ecossistema aquático.

A qualidade da água é comumente definida pela mensuração de suas características físicas, químicas e biológicas, correspondentes a um curso d'água ou um conjunto de rios contribuintes de uma bacia hidrográfica.

Dentre os parâmetros de identificação da qualidade da água, o oxigênio dissolvido, é um dos mais importantes, sendo passível de monitoramento. O balanço de oxigênio de um corpo hídrico pode ser afetado por diversos fatores, entre os quais se destaca a autodepuração.

O processo de autodepuração consiste no fenômeno natural em que um corpo d'água restabelece o equilíbrio no meio aquático após as alterações provocadas pelo despejo de materiais poluentes. Esse processo é responsável pelo decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido na água devido à respiração dos microrganismos que por sua vez decompõem a matéria orgânica.

Com a finalidade de avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e os efeitos relacionados ao crescimento de algas, foram desenvolvidas metodologias capazes de resumir em "índice" um único ou em poucos valores o conjunto de informações obtidas no monitoramento sistemático. O Índice de Estado

Trófico (IET) auxilia nas decisões sobre riscos de ocorrer floração de algas, bem como no controle da eutrofização classificando os corpos d'água em diferentes graus de trofia.

Os modelos matemáticos foram desenvolvidos para aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição e o monitoramento da qualidade da água em sistemas aquáticos, já que com o desenvolvimento desses modelos é possível estimar os focos de poluição existentes nas bacias hidrográficas e fornecer estimativas que permitam a tomada de decisões voltadas ao planejamento ambiental em curto, médio e longo prazo.

Muitos modelos têm sido desenvolvidos para estudar a relação do comportamento do oxigênio dissolvido em rios. O modelo de Streeter-Phelps (1925) estabelece uma relação tanto quantitativa quanto qualitativa, onde são considerados para determinação do grau de poluição e de autodepuração do corpo d'água, todos os processos físicos-químicos e biológicos mais relevantes para modelar a qualidade da água. Pelas equações de Streeter-Phelps, pode-se calcular a concentração de DBO (Demanda bioquímica de oxigênio), o déficit de OD (Oxigênio dissolvido), e a concentração de OD presente na água.

Outra alternativa são os modelos de redes neurais que possuem a vantagem de simplificação dos processos em linguagens próximas à natural. São técnicas de modelagem muito sofisticadas capazes de modelar funções extremamente complexas, não lineares e de forma paralela, melhorando assim o processo de obtenção de resultados precisos.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Caracterizar as concentrações de matéria orgânica e nutrientes, nitrogênio e fósforo, liberadas pela Estação de Tratamento de Esgoto do município de Medianeira, e o potencial impacto que estas podem causar na qualidade da água do rio Alegria,

através da determinação do índice de estado trófico (IET). Bem como, avaliar e simular o processo de depuração da matéria orgânica.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- ✓ Caracterizar as concentrações de DQO, fósforo (total, reativo e hidrolisável) e nitrogênio (nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal) no efluente final da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE);
- ✓ Determinar as concentrações de matéria orgânica (DQO), fósforo total, fósforo hidrolisável e fósforo reativo, assim como as concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal nas águas do rio Alegria, à montante e à jusante do lançamento do esgoto da ETE;
- ✓ Determinar o índice de estado trófico (IET) baseado na concentração de fósforo total;
- ✓ Monitorar parâmetros como: pH, temperatura e oxigênio dissolvido;
- ✓ Modelar o processo de autodepuração da matéria orgânica utilizando o modelo clássico de Streeter-Phelps;
- ✓ Utilizar um modelo já desenvolvido baseado em Redes Neurais Artificiais (RNA) para predição do potencial autodepurador do rio.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS

Em função da importância da água para o desenvolvimento da sociedade humana, manter sua qualidade natural é fundamental, pois esta contém substâncias essenciais à vida, e por isso deve estar isenta de elementos que possam produzir efeitos deletérios aos organismos que compõe as cadeias alimentares, além de provocar o desequilíbrio do meio ambiente. Na natureza sem haver nenhuma ação antrópica influenciando a qualidade da água, esta seria determinada pelas condições climáticas sobre os leitos minerais, pelos processos de evapotranspiração e deposição de poeira e sais pelo vento, pela lixiviação natural de matérias orgânicas e nutrientes sólido, e por fatores hidrológicos que ocasionam o escoamento superficial (CUNHA, 2000).

Somente com monitoramento em campo e posterior avaliação de um grupo de parâmetros ou a combinação de parâmetros é que se permitirá tirar algumas conclusões relacionadas à qualidade da água e o estado do corpo hídrico e desta forma tomar decisões para eventuais ações corretivas.

#### 2.1.1 Parâmetros de Qualidade das Águas

As agências reguladoras elaboram formas de avaliar a qualidade dos recursos hídricos com intuito de garantir que os parâmetros químicos, físicos e biológicos dos corpos d'água estejam de acordo com os padrões de qualidade, embasados por um suporte legal.

No Brasil, a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e traz diretrizes ambientais para o seu enquadramento em classes. Considerando classe de qualidade o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros (BRASIL, 2005).

Diversos parâmetros de qualidade são utilizados para caracterizar uma água

ou água residuária, de acordo com Metcalf; Eddy (2014), esses representam as suas características físicas, químicas e biológicas:

- Físicas: condutividade elétrica, cor, matéria sólida (ST, SS, SD fixos e voláteis, sólidos sedimentáveis), temperatura, turbidez, densidade, etc.
- Químicas (orgânicos e inorgânicos): matéria orgânica (DBO, DQO e COT), nutrientes: nitrogênio (N-org, N-amoniaco ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ),  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , NT, NKT), fósforo (P-total, P-org e P-inorg), pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, óleo e graxas, cloretos, sulfatos, metais pesados, etc.
- Biológicas: coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT), microrganismos específicos (bactérias, protozoários, helmintos, vírus e etc).

#### 2.1.1.1 pH e temperatura

O pH de uma amostra de água é a medida da concentração de íons hidrogênios, indicando as condições de neutralidade, acidez ou alcalinidades na água. A faixa de pH é de 0 a 14, sendo considerado ácido quando seu valor está abaixo de 6 e alcalina quando se está acima de 8.

O pH tem origem natural em dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e na fotossíntese, interferência do lençol freático e de origem antropogênica nos despejos domésticos (oxidação da matéria orgânica) e industriais (lavagem ácida de tanques).

O pH determina a solubilidade e a disponibilidade biológica dos constituintes químicos, tais como os nutrientes (P, N e K) e metais pesados (Pb, Cu, Cd e outros). A faixa de pH ideal a existência de maior diversidade biológica é entre 6 a 9. Elevadas concentrações de íons hidrogênio nos esgotos dificulta a realização de tratamento biológico (METCALF; EDDY, 2014).

A temperatura varia devido o regime climático normal, e as variações sazonais, diurnas e as estratificação vertical que influenciam diretamente nas taxas de reações químicas, que aumenta com sua elevação, salvo os casos onde a alta temperatura produz alterações catalisador ou no reagente. A temperatura superficial



sofre interferência de fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2009).

A elevação anormal da temperatura em um corpo d'água pode ser provocada por despejos industriais com altas temperaturas. Os organismos aquáticos são prejudicados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que provoca impactos sobre seu crescimento e reprodução. Portanto o lançamento de efluentes com altas temperaturas pode causar impacto significativo nos corpos d'água (BRASIL, 2015).

Em se tratando de reações de natureza anaeróbias, a velocidade de decomposição do esgoto aumenta de acordo com a temperatura, sendo a faixa ideal para atividade biológica contida entre 25 e 35°C, sendo ainda 15°C a temperatura abaixo da qual as bactérias formadoras do metano se torna inativo na digestão anaeróbia (JORDÃO e PESSOA, 1995).

#### 2.1.1.2 Oxigênio Dissolvido

A concentração de OD refere-se ao oxigênio dissolvido nos cursos d'água, é um dos parâmetros mais significativos para expressar a qualidade de um ambiente aquático. A dissolução de gases na água sofre influência de distintos fatores ambientais como temperatura, da pressão atmosférica, da salinidade, das atividades biológicas, e características hidráulicas (existência de corredeiras ou cachoeiras) e de uma forma indireta sofrem influência do despejo de efluentes nos cursos d'água.

As baixas concentrações de oxigênio dissolvido são indícios de processos de oxidação de substâncias lançadas nos rios. Quando se considera apenas a concentração de oxigênio dissolvido, as águas poluídas tendem a serem aquelas que apresentam baixa concentração de OD, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos. Enquanto que, as águas limpas tendem a apresentar concentrações de OD elevadas, atingindo níveis pouco abaixo da concentração de saturação (FUZINATTO, 2009).

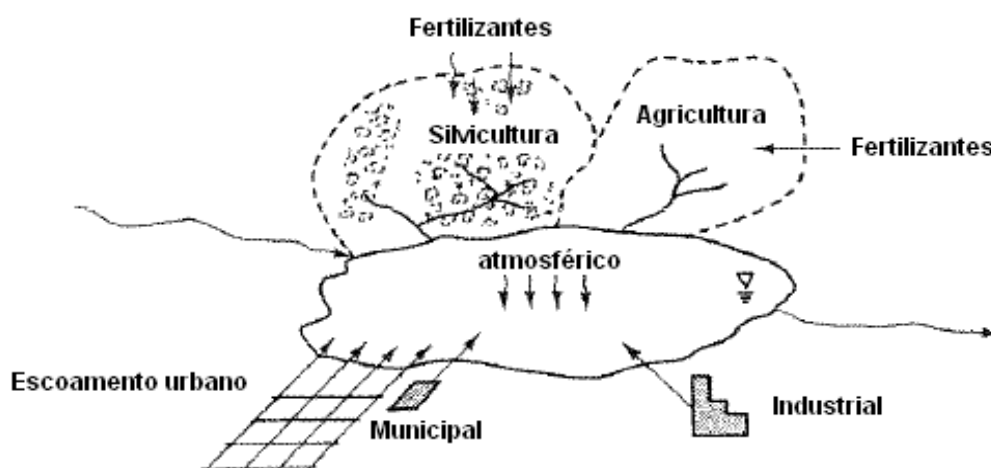
O consumo de oxigênio pelos microrganismos ocorre através de duas fases principais: respiração endógena, este ocorre na ausência de substrato externo, no qual, o consumo de OD está relacionado a degradação do substrato presente na

própria célula microbiana para a manutenção celular e oxidação de células mortas; respiração exógena, pode ser mensurada devido o consumo de oxigênio utilizado na oxidação da matéria orgânica biodegradável presente nos esgotos que passa a constituir a biomassa, ou seja, meio externo à célula (ANDREOTTOLA; FOLADORI, 2006).

Os parâmetros químicos (orgânicos e inorgânicos): matéria orgânica (DBO, DQO e COT), nutrientes: nitrogênio (N-org, N-amoniacal ( $\text{NH}_3^+$  +  $\text{NH}_4^+$ ),  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , NT, NKT) e, fósforo (P-total, P-org e P-inorg).

## 2.2 PRINCIPAIS FONTES POLUIDORAS

Segundo MONTEIRO (2004), nos corpos aquáticos as principais fontes exógenas de nutrientes são: águas residuais domésticas; águas residuais industriais; radiação solar na superfície e em profundidade; águas lixiviantes de terrenos agrícolas e florestais; águas pluviais de zonas urbanas e suburbanas; e a precipitação atmosférica. A figura 1 representa as principais fontes de nutrientes nos corpos aquáticos.



**Figura 1: Principais fontes de nutrientes**  
 Fonte: Adaptado de Thomann & Muller (1987)

Dentre as fontes citadas, o esgoto sanitário, coletado nas redes, quando lançado *in natura* nos corpos d'água, isto é, sem receber um prévio tratamento,

dependendo da relação entre as vazões do esgoto lançado e do corpo receptor, pode ser considerado uma das principais fontes poluidoras dos corpos aquáticos.

Além dos prejuízos à qualidade e do aspecto visual desagradável, pode haver um declínio dos níveis de oxigênio dissolvido, afetando a sobrevivência dos seres de vida aquática; exalação de gases mal cheirosos e possibilidade de contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água (NUVOLARI, 2003).

### 2.2.1 Esgotos: Sanitário e Doméstico

Segundo a NBR 9.648 (ABNT, 1986) esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária. Sendo o esgoto doméstico, de acordo com a NBR 7.229/1993, composto pela água residuária resultante das atividades higiênicas e/ou de limpeza, com uma constituição de aproximadamente 0,1% de sólidos e 99,9% de água, com 75% desses sólidos constituídos por matéria orgânica (NUVOLARI et al., 2010).

Para BENETTI; BIDONE (1997) “os esgotos sanitários apresentam uma composição praticamente uniforme, que é constituída, primeiramente, por matéria orgânica biodegradável, microrganismos (bactérias, vírus, etc.), nutrientes (nitrogênio e fósforo), óleos e graxas e, detergentes.”

A concentração das substâncias existentes no esgoto depende de vários fatores, dentre os quais: do clima, situação social e econômica, e hábitos da população (VON SPERLING, 1996). Além de sofrerem influência da infiltração de águas subterrâneas na rede coletora e do lançamento de efluentes industriais ligados a rede pública de coleta de esgoto.

As principais características físicas dos esgotos sanitários segundo a FUNASA (2006) são apresentadas na tabela 1:

Tabela 1: Características dos esgotos sanitários segundo a Funasa (2006).

Químicas	Biológicas	Físicas
Matéria orgânica: cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica, geralmente esses compostos orgânicos são uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, e algumas vezes com nitrogênio.	Microorganismos: os principais são as bactérias, os fungos, os protozoários, os vírus e as algas.	Temperatura: em geral é pouco superior à das águas de abastecimento.
Matéria inorgânica: é formada principalmente pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas	Indicadores de poluição: são vários organismos cuja presença num corpo d'água indica uma forma qualquer de poluição.	Odores: são causados pelos gases formados no processo de decomposição.
		Cor e turbidez: indicam de imediato o estado de decomposição do esgoto. Variação de vazão: depende dos costumes dos habitantes. A vazão doméstica do esgoto é calculada em função do consumo médio diário de água de um indivíduo.

Fonte: Adaptado da Funasa (2006)

A tabela 02 apresenta os principais parâmetros físico-químicos de caracterização dos esgotos sanitários brutos e a tabela 03 dos esgotos domésticos, os parâmetros foram obtidos experimentalmente, comumente reportados em bibliografia da área de saneamento. Dentre os principais parâmetros caracterizados, tem-se: potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal (NA), nitrogênio orgânico (N-org), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos sedimentáveis (S. Sed.), fósforo total (PT) e óleos e graxas (OG).

Tabela 2 - Características típicas de alguns parâmetros do esgoto sanitário bruto.

PARÂMETROS	Furtado et al. (2009) <sup>1</sup>	Monaco et al. (2014) <sup>2</sup>	Alves et al. (2007) <sup>3</sup>	Tachini; Belli Filho; Pinheiro et al. (2002) <sup>4</sup>	Bem; Lazzarin (2009) <sup>5</sup>	Bem; Lazzarin (2009) <sup>6</sup>
pH	9,07 - 7,01	7,16	7,19 – 8,47	6,89	-	-
Temperatura (°C)	26,05 - 27,99	-	-	-	-	-

(Continua)

Tabela 3 - Características típicas de alguns parâmetros do esgoto sanitário bruto.

	(Conclusão)					
OD (mg·L <sup>-1</sup> )	2,78 - 0,94	-	-	-	-	-
NA (mg·L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	73,39	47,54
PT (mg·L <sup>-1</sup> )	0,89 - 4,67	11,81	1,5 - >6	5,88	18,06	8,24
DBO (mg·L <sup>-1</sup> )	5,0 - 8,6	526	3,93 - 314	255,87	490,18	612,35
DQO (mg·L <sup>-1</sup> )	-	5445	524 - 660	481,65	782,13	1439,63
ST (mg·L <sup>-1</sup> )	-	2377	202 - 904	378,00	232,84	414,75
STF (mg·L <sup>-1</sup> )	-	760	-	-	-	-
STV (mg·L <sup>-1</sup> )	-	1617	-	212,00	-	-
S.Sed. (mL·L <sup>-1</sup> ·h <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-
OG (mg · L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	46,28	63,65

1 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Cajati – SP (meses no verão e outono).

2 Esgoto sanitário bruto coletado no reservatório localizado em Viçosa, MG.

3 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE de Passo Fundo, RS.

4 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Blumenau, SC.

5 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Santa Helena, PR.

6 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Medianeira, PR.

Tabela 4 - Características típicas de alguns parâmetros do esgoto doméstico bruto.

PARÂMETROS	CONCENTRAÇÃO		
	Baixa	Média	Alta
DBO (mg·L <sup>-1</sup> )	133	200	400
DQO (mg·L <sup>-1</sup> )	339	508	1016
NA (mg·L <sup>-1</sup> )	14	20	41
ST (mg·L <sup>-1</sup> )	537	806	1612
STF (mg·L <sup>-1</sup> )	253	379	758
STV (mg · L <sup>-1</sup> )	251	377	753
PT (mg·L <sup>-1</sup> )	3.7	5.6	11.0
OG (mg·L <sup>-1</sup> )	51	76	153

Fonte: Metcalf; Eddy (2014).

A tabela 04 traz a caracterização físico-química do esgoto sanitário tratado submetido a diferentes sistemas de tratamento, por reatores aeróbios, anaeróbios e facultativos, e os padrões de lançamento de efluentes, especificados pela legislação vigente. Legislação federal, Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e, a legislação estadual, Resolução da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA) nº 021/2009 que dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento.

Tabela 03 – Características de alguns parâmetros do esgoto sanitário tratado e padrão de lançamento.

PARÂMETROS	Furtado et al. (2009) <sup>1</sup>	Monaco et al. (2014) <sup>2</sup>	Alves et al. (2007) <sup>3</sup>	Tachini; Belli Filho; Pinheiro et al. (2002) <sup>4</sup>	Bem; Lazzarin (2009) <sup>5</sup>	Brasil (2011); Paraná (2009) <sup>6</sup> .
pH	7,4	9,33 - 8,00	6,71	-	-	5 à 9
Temperatura	-	26,65 - 29,48	-	-	-	< 40 °C
OD (mg·L <sup>-1</sup> )	-	2,58 - 2,23	-	-	-	-
NA (mg·L <sup>-1</sup> )	20,16	-	-	49,70	42,75	20
PT (mg·L <sup>-1</sup> )	3,16	1,76 - 1,78	5,34	10,22	10,48	-
DBO (mg·L <sup>-1</sup> )	35,28	45,60 - 19,00	66,56	123,43	67,50	90
DQO (mg·L <sup>-1</sup> )	350	-	151,70	235,50	115,75	225
ST (mg·L <sup>-1</sup> )	-	-	278,67	89,20	62,48	-
STF (mg·L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-
STV (mg·L <sup>-1</sup> )	-	-	123,00	-	-	-
S. Sed (mL.L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	Até 1 ou virtualmente ausente para lagos.
OG (mg·L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	9,10	Minerais < 20 Vegetais e animais < 50

1 Esgoto sanitário tratado em sistema de tratamento com lagoas de estabilização, Mossoró, RN.

2 Esgoto tratado na ETE localizada em Cajati, SP, o sistema consiste de uma lagoa anaeróbia seguida por facultativa e tanque de cloração (resultados avaliados durante meses no verão e outono).

3 Esgoto sanitário tratado na ETE localizada em Blumenau, SC, por RALF.

4 Esgoto sanitário tratado na ETE localizada em Santa Helena, PR, por lagoas anaeróbias e facultativas.

5 Esgoto sanitário tratado na ETE localizada em Medianeira, PR, por RALF.

6 Legislação vigente: Brasil (2011) e Paraná (2009).

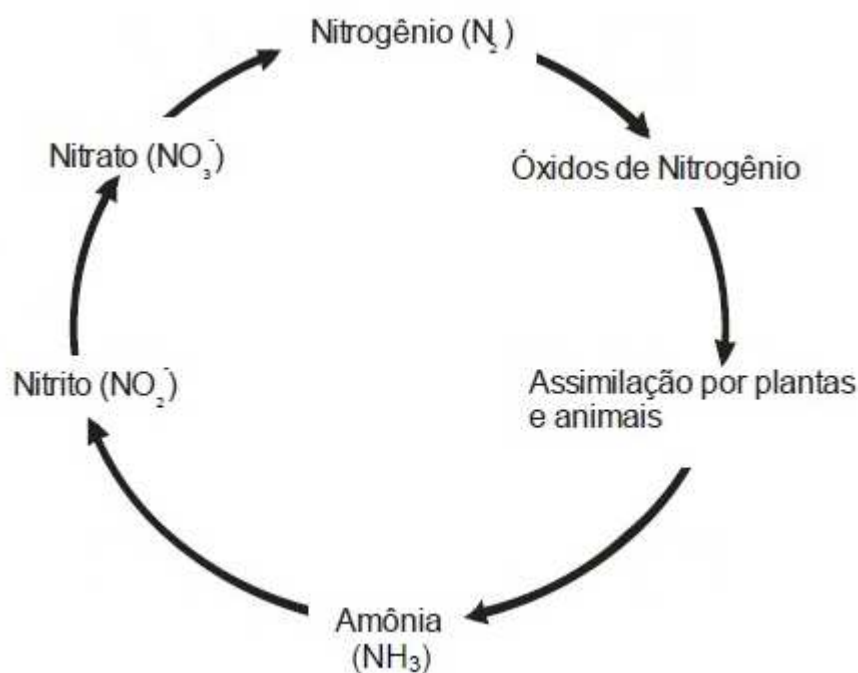
\* < 40°C, sendo que a variação do corpo receptor não deverá exceder a 3°C.

### 2.3 POLUIÇÃO HÍDRICA POR NUTRIENTES

No meio aquático o elemento químico nitrogênio pode ser encontrado sob as variadas formas: molecular (N<sub>2</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>), íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.) e nitrogênio particulado (bactérias, fitoplâncton zooplâncton e detritos), etc (ESTEVEZ, 1998). A forma do constituinte responsável

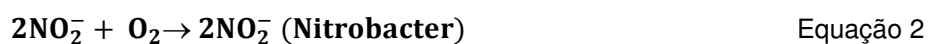
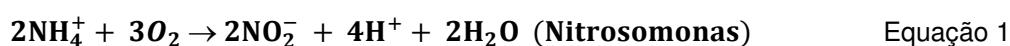
pela ocorrência do nitrogênio na água são os sólidos em suspensão e os sólidos dissolvidos.

Pode-se conhecer a presença e aquilatar o grau de estabilidade da matéria orgânica pela verificação da forma como estão presentes os compostos de nitrogênio na água residuária. Vide ciclo do nitrogênio na figura 2.



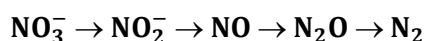
**Figura 2: Ciclo simplificado do Nitrogênio.**

O nitrogênio presente no esgoto fresco está quase todo combinado sob a forma de proteína e uréia; as bactérias, no seu trabalho de oxidação biológica, transformam o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos, e em seguida em nitratos, processo conhecido como nitrificação (SOUZA et al, 2010). Os microrganismos envolvidos são espécies autotróficas aeróbias obrigatórias, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, como ilustra as equações 1 e 2 (ECKENFELDER, 2000).



A desnitrificação é o processo de conversão biológica de compostos oxidados de nitrogênio, como nitrito e nitrato a formas mais reduzidas. Esta conversão é

realizada por bactérias heterotróficas facultativas, em condições anóxicas, que utilizam o nitrato e o nitrito como aceptor de elétrons. As reações de redução do nitrato envolvem as seguintes etapas de redução, de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) para ( $\text{NO}_2^-$ ), para óxido nítrico ( $\text{NO}$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), como representado na equação 3 (Metcalf; Eddy, 2014).



Equação 3

O fósforo, assim como o nitrogênio, também pode atuar como fator limitante na produção primária dos ecossistemas aquáticos, podendo conduzir à eutrofização, a qual pode ocasionar modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio, levando a perdas em sua produtividade e biodiversidade (LAMPARELLI, 2004).

O esgoto doméstico contém em média uma concentração de 6 a 20  $\text{mg.L}^{-1}$  de fósforo. As formas de ocorrência do fósforo são os ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  e  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), polifosfatos e fosfatos orgânicos. Assim como o nitrogênio, o fósforo não é totalmente removido nos processos convencionais, ou seja, parte do fósforo é removido como o lodo, mas o restante sai juntamente com o efluente tratado (NUVOLARI, 2003).

Quando um nutriente é essencial para a produção de determinada população de algas é considerado nutriente limitante. Em baixas concentrações do nutriente limitante o crescimento populacional é baixo e, quando ocorre à elevação da concentração do nutriente limitante o crescimento populacional também aumenta (RIBEIRO, 2007).

O excesso de nutrientes especialmente, o nitrogênio e o fósforo, é o principal responsável pela proliferação de algas, que pode resultar no processo de eutrofização dos corpos d'água (BARROS, 2008).



### 2.3.1 Eutrofização

A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico (ESTEVES, 1998).

Segundo WETZEL (1983), quando acontece naturalmente a eutrofização é de forma gradual e muito lenta, já eutrofização cultural, acontece de forma antrópica acelera o processo, pois há o aumento desordenado da produção de biomassa, causando o crescimento exagerado de vegetais aquáticos nos corpos hídricos, provocando assim um desequilíbrio ecológico.

O processo de eutrofização pode acontecer tanto em ambientes lênticos como lóticos, porém, ocorrem principalmente em ambientes lênticos, em lagoas e represas com tempo de residência baixo, uma vez que suas características são mais favoráveis, já em cursos d'água, ou corredeiras a ocorrência de eutrofização é menor em função da velocidade e turbidez (LAMPARELLI, 2004).

A eutrofização traz efeitos indesejáveis para a qualidade dos corpos hídricos como alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, à redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água (BARRETOS et al. 2013)

Além dos efeitos já citados, a eutrofização causa um aumento no tratamento da água para abastecimento público devido ao aumento do uso de coagulantes e alcalinizantes para ajuste de pH de coagulação; necessidade de usar polímeros para auxiliar a floculação e evitar a flotação; diminui a eficiência de remoção de flocos na decantação, acelera a obstrução do meio filtrante, redução na duração da cadeia de filtros e aumento no consumo da água de lavagem; e consequentemente aumento de águas residuais e maior consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica e amônia, diminuindo a eficiência da desinfecção e aumentando a possibilidade de formação de componentes tóxicos organoclorados, prejudiciais à saúde humana. Sendo necessário destacar a possibilidade de crescimento de bactérias nos sistemas

de distribuição, devido ao aumento da matéria orgânica por algumas espécies de algas e aumento na deposição de ferro e manganês (RICHTER; NETTO, 2005).

### 2.3.2 Índice de estado Trófico (IET)

O conceito de estado trófico é multidimensional, englobando concentração de nutrientes, aspectos de carga e transporte de nutrientes, produtividade, quantidade e qualidade da biota e morfometria do lago (DUARTE et al., 1998).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), o Índice de Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes níveis de trofia, assim, avalia a quantidade da água ao enriquecimento por nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

CARLSON (1977) desenvolveu o índice de avaliação de estado trófico com o objetivo de tornar mais clara a comunicação de estudos envolvendo a eutrofização e a classificação de corpos aquáticos. Este índice relaciona as concentrações de fósforo total, clorofila-a e a transparência de água, cada um destes parâmetros produz uma medida do estado trófico.

As equações 4 a 6 são resultantes das análises de regressão produzidas por CARLSON (1977), podem ser utilizadas para o cálculo do índice do estado trófico baseado na profundidade do disco Secchi.

$$IET (SD) = 10x \left( 6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 4}$$

$$IET (CLa) = 10x \left( 6 - \frac{2,04 - 0,68 x \ln CLa}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 5}$$

$$IET (PT) = 10x \left( 6 - \frac{\ln 48}{\ln 2} \frac{PT}{1} \right) \quad \text{Equação 6}$$

em que:

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

CLa = concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

SD = profundidade do disco Secchi, em m

ln = logaritmo natural

Dentre as vantagens do IET proposto por CARLSON (1977) inclui simplicidade e objetividade dos resultados, possuindo com principal limitação o fato de ter sido desenvolvido com base em dados de ambientes de clima temperado, o que pode limitar sua aplicação e regiões de clima tropical.

TOLEDO *et al.* (1990) apresentaram modificações na formulação matemática do IET de CARLSON (1977), buscando adequar a ambientes tropicais, já que em regiões temperadas o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes tropicais. Como resultado desta pesquisa foram produzidas as equações de 7 a 10.

$$IET (SD) = 10x \left( 6 - 0, \frac{64 + \ln SD}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 7}$$

$$IET (CLa) = 10x \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \times \ln CLa}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 8}$$

$$IET (PT) = 10x \left( 6 - \frac{\ln 80, \frac{32}{PT}}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 9}$$

$$IET (PO_4^{-3}) = 10x \left( 6 - \frac{\ln 21, \frac{67}{PO_4^{-3}}}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 10}$$

em que:

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

CLa = concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

SD = profundidade do disco Secchi, em m

PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

ln = logaritmo natural

A classificação do grau de trofia de acordo com CARLSON (1977) e modificado por TOLEDO *et al.* (1990) devem ser interpretados de acordo com os seguintes critérios apresentados na tabela 5:

Tabela 5 - Classificação do Estado Trófico para rio, utilizada pelo IET.

Categoria de Resultados	IET	Fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
Ultraoligotrófico	$\leq 24$	$\leq 6,0$
Oligotrófico	24 - 44	7,0 - 26
Mesotrófico	44 - 54	27 - 52
Eutrófico	54 - 74	53 - 211
Hipereutrófico	$> 74$	$> 211$

Fonte: Adaptado de LAMPARELLI (2004).

LAMPARELLI (2004) propôs uma remodelagem no IET diante das diferenças que ocorrem entre ambientes lênticos e lóticos. Das quatro variáveis citadas para o cálculo do IET de Toledo *et al.* (1990), fósforo total, ortofosfato, clorofila-a e transparência da água, atualmente, aplicam-se apenas duas no cálculo de LAMPARELLI, a clorofila-a e o fósforo total, já que os valores de transparência muitas vezes podem não ser representativos para o estado de trofia, por apresentar alterações tanto pela turbidez decorrente de material mineral em suspensão quanto pela densidade de organismos planctônicos.

Para a determinação do IET em ambientes lóticos especificado por LAMPARELLI (2004), utilizaram-se as equações 11 a 12, abaixo:

$$IET (PT) = 10x \left( 6 - \frac{0,42 - 0,36 \times \ln PT}{\ln 2} \right) - 20 \quad \text{Equação 11}$$

$$IET (CLa) = 10x \left( 6 - \frac{0,7 - 0,6 \times \ln CLa}{\ln 2} \right) - 20 \quad \text{Equação 12}$$

Sendo:

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

CLa = concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

ln = logaritmo natural

Para a determinação do IET em ambientes léticos especificado por LAMPARELLI (2004), utilizaram-se as equações 13 a 14 abaixo:

$$IET (PT) = 10x \left( 6 - \frac{1,77 - 0,42 \times \ln PT}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 13}$$

$$IET (CLa) = 10x \left( 6 - \frac{0,92 - 0,34 \times \ln CLa}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

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

CLa = concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

ln = logaritmo natural

Em ambientes léticos, devido sobretudo à alta relação entre o volume de água e região marginal, além de uma maior velocidade das águas quando comparadas aos ambientes léticos, são encontradas maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila *a*, quando se compara as classificações obtidas através das concentrações de fósforo com as resultantes dos valores de clorofila *a*, verifica-se uma grande inconsistência entre elas, quando aplicação desse índice para ambientes léticos (LAMPARELLI, 2004).

LAMPARELLI (2004) apresenta uma nova classificação do índice de estado trófico para ambientes léticos que estão descritos na tabela 6:

Tabela 6 - Classificação do Estado Trófico para rio, utilizada pelo IET.

Categoria de Resultados	IET	(Lótico)	(Lêntico)
		PT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	PT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
Ultraoligotrófico	$\leq 47$	$\leq 1,3$	$\leq 0,8$
Oligotrófico	47 – 52	1,4 – 3,5	0,9 – 1,9
Mesotrófico	52 – 59	3,6 – 13,7	2,0 – 5,2
Eutrófico	59 – 63	13,6 – 29,6	5,3 – 12,0
Supereutrófico	63 – 67	29,6 – 64,0	12,1 – 23,3
Hipereutrófico	$> 67$	$> 64,0$	$> 23,3$

Fonte: Adaptado de LAMPARELLI (2004).

De acordo com a CETESB (2007), um corpo hídrico quando classificado dentre as categorias (Estado Trófico) segundo acima, são considerados:

- ✓ Ultraoligotrófico – Corpos de água limpos, produtividade muito baixa e concentração de nutrientes insignificantes. Não prejudicam os usos da água.
- ✓ Oligotrófico – Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos de água, decorrentes da presença de nutrientes
- ✓ Mesotrófico – Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, em níveis aceitáveis na maioria dos casos.
- ✓ Eutrófico – Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferência nos seus múltiplos usos.
- ✓ Supereutrófico – Corpos d'água afetados significativamente por elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento dos usos, associado a episódio de florações de algas e mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos. Inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.
- ✓ Hipereutrófico – Corpos d'água afetados significativamente por elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento dos usos, associados a episódios de floração de algas e mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

## 2.4 POLUIÇÃO HÍDRICA POR MATÉRIA ORGÂNICA

O processo de poluição dos rios está relacionado à quantidade de matéria orgânica lançados nas águas. Muitos tipos de resíduos industriais, os despejos

agrícolas e os esgotos domésticos são as principais fontes de matéria orgânica que em excesso causam danos ao equilíbrio na taxa de consumo de oxigênio.

A matéria orgânica está contida na fração de sólidos voláteis, mas normalmente é medida de forma indireta pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de forma direta pelo Carbono Orgânico Total (COT). De acordo com a APHA et al. (2012), recomenda-se a DBO, DQO e o COT para determinação de concentrações de matéria orgânica, em águas e águas residuais (efluentes/esgotos), superiores a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  e, para determinação de traços de matéria orgânica, concentrações  $10^{-12}$  a  $10^0 \text{ mg.L}^{-1}$ , recomenda-se os métodos instrumentais (cromatografia e espectroscopia de massa).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica, através de processos bioquímicos de decomposição. Desta forma as bactérias aeróbias executam esse processo transformando a matéria orgânica em uma forma inorgânica estável (VON SPERLING, 2005). O método de DBO consiste em determinar a diferença entre o oxigênio da amostra no dia e após um período de incubação padrão de 5 dias a  $20^\circ\text{C}$ , diferença está que corresponde ao oxigênio gasto pelos microrganismos, para a mineralização/estabilização da matéria orgânica (APHA et al, 2012).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, de um despejo através de um agente químico (oxidante considerado forte), como por exemplo, o dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), em meio ácido ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), sendo o resultado final desta oxidação o dióxido de carbono e água. A determinação da DQO pode ser feita por diferentes métodos, os principais utilizados são: titulométrico com refluxo aberto; e colorimétrico com refluxo fechado (APHA et al., 2012).

Além de apresentarem nomenclaturas diferentes, os teste da DBO e DQO, apresentam diferenças na oxidação da matéria orgânica. A DBO relaciona-se a uma oxidação bioquímica da matéria orgânica, realizada inteiramente por microrganismos. Já a DQO corresponde a uma oxidação química da matéria orgânica, obtida através de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido.

O quociente entre a relação DQO/DBO pode determinar o grau de biodegradabilidade dos despejos e do método de tratamento a ser empregado.

- Relação DQO/DBO<sub>5</sub> baixa (< de 2,5): a fração biodegradável é elevada, indicação para tratamento biológico;
- Relação DQO/DBO<sub>5</sub> intermediária (entre 2,5 e 3,5): a fração biodegradável não é elevada, o monitoramento para verificar viabilidade do tratamento biológico;
- Relação DQO/DBO<sub>5</sub> elevada (> 3,5 ou 4,0): a fração inerte (não biodegradável) é elevada, possível indicação para tratamento físico-químico.

Para o esgoto bruto, medida que o esgoto passa pelas unidades de estação de tratamento o quociente da relação DQO/DBO tende a aumentar, devido à redução paulatina da fração biodegradável, ao passo que a fração inerte permanece aproximadamente inalterada. A presença de material não biodegradável elevará a razão DQO/DBO para um valor maior que 1,70 (no caso de esgoto doméstico, a razão geralmente se situa na faixa de 1,8 a 2,2) (VON SPERLING, 1996).

#### 2.4.1 Autodepuração

De forma natural o curso d'água restabelece as condições encontradas anteriormente ao lançamento de efluentes, no que tange as concentrações de oxigênio dissolvido.

De forma conceitual, o fenômeno de autodepuração em um corpo hídrico está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático após as alterações provocadas pelo despejo de materiais poluentes. A definição de autodepuração apresenta a mesma casualidade que o conceito de poluição. Assim, a água pode ser considerada depurada mesmo não apresentando padrão de qualidade em termos higiênicos, podendo apresentar, por exemplo, organismos patogênicos (VON SPERLING, 2005).

Segundo MONTEIRO (1975) e ALMEIDA (2006), cada corpo d'água possui um limite de lançamento de matéria orgânica biodegradável, sendo importante a avaliação de sua capacidade de autodepuração.

No processo de autodepuração, transformações cíclicas e a decomposição biológica da matéria orgânica dos esgotos continuam nas águas receptoras, este fenômenos são aliados à ação de agentes naturais físicos, químicos e biológicos,

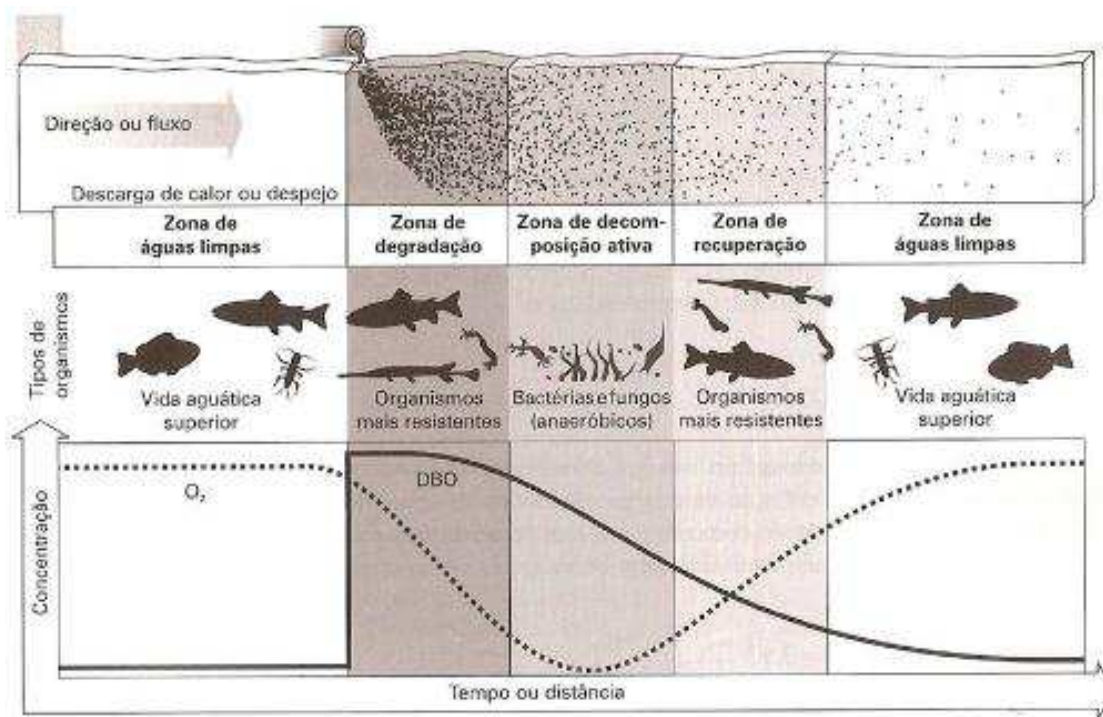


fazendo com que as águas retomem as características anteriores à poluição (HESPANHOL, 2009).

Quantificar o potencial de autodepuração de um rio constitui-se numa importante ferramenta na gestão dos recursos hídricos, haja visto que esse recurso de assimilação dos rios pode ser usado para diluição de efluentes decorrentes de tratamento de esgoto, bem como a redução de custos visto que a necessidade de maiores investimentos na estação de tratamento diminui à medida que o corpo receptor auxiliar na incorporação do efluente. Assim evitando a contaminação dos cursos d'água com o lançamento de efluentes acima do que o sistema pode assimilar. (ANDRADE, 2010)

Os mecanismos da autodepuração segundo GARCIA (1997) podem ser verificados por meio de análises de parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes totais (CT), os quais são relacionados à qualidade da água. Os parâmetros de OD e DBO influem no que diz respeito à manutenção do equilíbrio aquático e do ecossistema.

Braga et al (2005) definem quatro zonas de autodepuração (zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de água limpa).



**Figura 3: Zonas de autodepuração.**

Fonte: Braga et al. 2005.

- ✓ Zona de Águas Limpa – região de águas limpas com elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior (TONON, 2014).
- ✓ Zona de Degradação – localiza-se a jusante do ponto de lançamento do poluente biodegradável, sendo caracterizada por uma diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido, sedimentação de parte do material sólido e o aspecto indesejável nessa região, ainda existem peixes que afluem ao local em busca de alimentos, quantidade elevada de bactérias e fungos, mas poucas algas (BRAGA et al., 2005)
- ✓ Zona de Decomposição Ativa – é a zona em torno da qual a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo, podendo inclusive tornar-se igual à zero em alguns casos. Nessa região, a quantidade de bactérias e fungos diminui, havendo também uma redução ou mesmo eliminação da quantidade de organismos aeróbios (PENTEADO, 2009)
- ✓ Zona de Recuperação – a matéria orgânica está quase toda estabilizada, o consumo de oxigênio é menor, diminuindo as condições anaeróbias, portanto não há desprendimento de gases e odores. Os produtos predominantes são os nutrientes, como fósforo e o nitrogênio. Há a recuperação da flora e fauna aquática. A água tem aspecto mais claro e o lodo é mais granuloso (HESPANHOL, 2009).
- ✓ Zona de Águas Limpa – as concentrações de OD, de matéria orgânica e de bactérias voltam aos níveis que eram a montante do lançamento do efluente, no entanto, ela se encontra mais rica em quantidade de nutrientes graças a mineralização ocorrida na zona de recuperação, provocando uma proliferação de algas que podem atingir superpopulações e ocasionar a saturação do OD (NASCENTES, 2004).

#### 2.4.2 Modelagem Matemática

Para auxiliar na identificação dos fatores que influenciam na qualidade da água e na prevenção dos recursos hídricos, foram desenvolvidos modelos matemáticos de

qualidade de águas superficiais capazes de criar uma base sólida de dados que possibilita uma considerável redução dos custos durante os estudos, maior agilidade na obtenção dos resultados, além de uma larga aplicação em todos os problemas relacionados com a exploração dos recursos hídricos.

**Modelo:** é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas (MORAIS, 2012).

O principal objetivo na modelagem é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, as variações de concentração de determinada carga poluentes em função do espaço e tempo. Isto obviamente passa por conhecimentos básicos de transporte de massa difusivo e convectivo, e de cinética das reações biológicas envolvidas no processo (NUNES, 2008).

A escolha dos modelos depende de vários fatores, como os objetivos das análises e a disponibilidade de tempo e dados. O primeiro passo para a escolha do tipo de modelo matemático a ser adotado é o conhecimento do próprio problema e definição do objetivo do estudo.

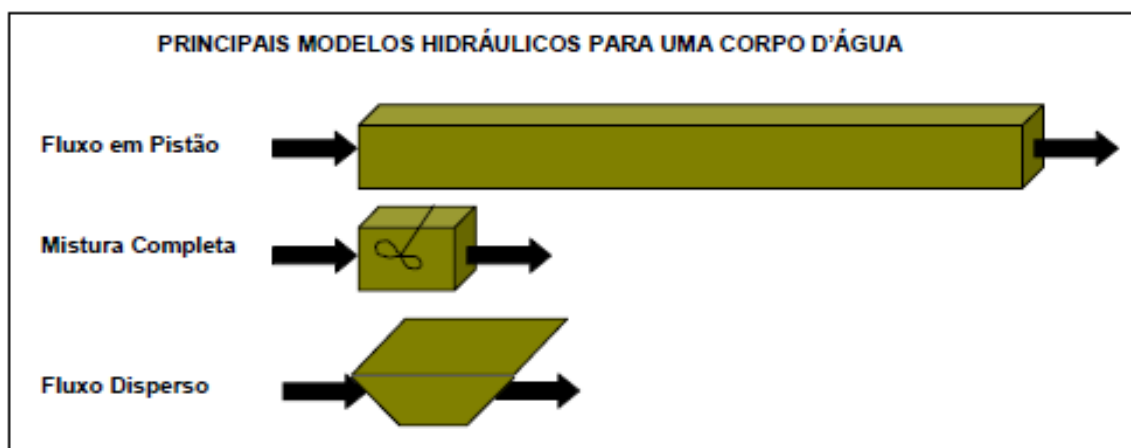
Segundo CUNHA et al (2003), existem na literatura vários modelos de qualidade de água que incluem a modelagem de diversas substâncias. O QUAL2E, por exemplo, é um modelo de qualidade de água desenvolvido pela EPA (United States Environmental Protection Agency), que possibilita a simulação do processo considerado o efeito de diversas variáveis de qualidade de água: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, constituintes arbitrários não conservativos e três constituintes conservativos. A principal desvantagem desse modelo está na modelagem do transporte difusivo, feita a partir de coeficientes de difusão constantes.

Outros modelos também foram desenvolvidos, de modo a aprimorar a modelagem das variáveis relacionadas à qualidade da água, como por exemplo, o QUAL2K (CHAPRA et al., 2007), o AGNPS (YOUNG et al., 1987), o HSPF (DONIGIAN et al., 1984), o SWAT (ARNOLD et al., 1998), o GWLF (HAITH; SHOEMAKER, 1987), e o BASINS (USEPA, 2001).

O modelo QUAL2K é uma versão moderna do QUAL2E, implementado no programa Excel. Entretanto, o QUAL2K não apresenta código fonte aberto, como o QUAL2E. Porto et al. (2007), destaca que o modelo QUAL2K embora apresente uma

interface mais amigável, demanda uma maior quantidade de parâmetros de entrada para a modelagem da qualidade hídrica. Além disso, observa-se, em casos gerais, uma equivalência de resultados dos modelos QUAL2E e QUAL2K.

Na estrutura dos modelos, deve ser levado em consideração o regime hidráulico do curso de água. De acordo com VON SPERLING (1996), há basicamente três tipos de modelos hidráulicos para um corpo de água (Figura 4): fluxo de pistão, mistura completa ideal caracteriza-se por ter, em todos os pontos da massa líquida, a mesma concentração, enquanto que, no fluxo em pistão, não há intercâmbio entre as seções de jusante e de montante. Na verdade, os corpos d'água apresentam uma característica de dispersão dos poluentes intermediárias entre as duas situações extremas: dispersão total (mistura completa) e dispersão nula (fluxo de pistão).



**Figura 4: Diferentes regimes hidráulicos para um corpo d'água.**  
Fonte: SANTOS (2001)

#### 2.4.3 Modelo de Streeter e Phelps

O modelo de Streeter-Phelps é precursor entre os modelos numéricos de qualidade da água. Foi primeiramente aplicado em 1925, em um estudo sobre o Rio Ohio, com o objetivo de aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição. É aplicável para estudos de qualidade de água em rio supondo que o escoamento se estabeleça em regime permanente e uniforme, que os efeitos produzidos pela dispersão longitudinal sejam desprezíveis e que ocorra um

lançamento contínuo e constante de um constituinte biodegradável, não existindo qualquer variação temporal do fenômeno.

Tal modelo é constituído por duas diferenciais ordinárias: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica e a outra o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica. Tais equações são nomeadas equações de demanda bioquímica de oxigênio e equação de reaeração, respectivamente. Vale destacar que as equações de Streeter-Phelps são lineares, o que possibilita a inserção de soluções por superposição, permitindo encontrar as soluções de cada reação inserida no sistema de forma independente.

O princípio básico do modelo de Streeter-Phelps é que a taxa de decomposição da matéria orgânica no corpo hídrico (ou taxa de desoxigenação,  $dL/dt$ ), é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo, que é dada por:

a) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 \times L \quad \text{Equação 15}$$

$k_1$  é a constante de remoção da DBO no rio [ $T^{-1}$ ]. Esta equação representa a carga pontual lançada na origem do rio.

Da mesma forma, o consumo de OD no meio aquático ocorre simultaneamente à reação de reoxigenação desse meio, na qual, por meio de reação exógenas, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Esse processo é modelado pela seguinte equação 16.

b) Oxigênio dissolvido (OD):

$$\frac{dL}{dt} = -k_2 \times D \quad \text{Equação 16}$$

Dessa forma, como o déficit de oxigênio dissolvido corresponde a resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração, obtém-se a seguinte equação 17:

$$\frac{dL}{dt} = k_1 \times L - k_2 \times D \quad \text{Equação 17}$$

Sendo assim, a equação 17 representa o déficit de OD para uma carga pontual lançada no rio.

O oxigênio dissolvido tem sido utilizado normalmente para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em corpos hídricos, sendo seu teor expresso em concentração quantificáveis e passíveis de modelagem matemática. (VON SPERLING, 2005)

A determinação dos coeficientes de autodepuração foram feitas com base no modelo de Streeter-Phelps apresentado por VON SPERLING (1996). As equações representativas utilizadas no modelo de Streeter-Phelps são:

c) Concentração e déficit de oxigênio no rio após a mistura com despejos

$$C_s = \frac{Q_r \times OD_r + Q_e \times OD_e}{Q_r + Q_e} \quad \text{Equação 18}$$

$$D_o = C_s - C_o \quad \text{Equação 19}$$

em que,

$C_o$  = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$D_o$  = déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

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

$Q_r$  = vazão do rio a montante do lançamento dos despejos ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ );

$Q_e$  = vazão de esgotos ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ );

$OD_r$  = concentração de oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento dos despejos ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$OD_e$  = concentração de oxigênio dissolvido no esgoto ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

d)  $DBO_5$  e demanda última no rio após a mistura com despejo

$$DBO_5 = \frac{Q_r \times DBO_r + Q_e \times DBO_e}{Q_r + Q_e} \quad \text{Equação 20}$$

$$L_o = DBO_5 \times Kt = \frac{Qr \times DBO_r + Qe \times DBO_e}{Qr + Qe} \quad \text{Equação 21}$$

em que,

$DBO_5$  = concentração de  $DBO_5$ , logo após a mistura ( $mg.L^{-1}$ );

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

$DBO_r$  = concentração de  $DBO_5$  do rio ( $mg.L^{-1}$ );

$DBO_e$  = concentração de  $DBO_5$  do esgoto ( $mg.L^{-1}$ );

$K_t$  = constante para transformação da  $DBO_5$  a  $DBO$  última ( $DBO_u$ )

$$Kt = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5k_1}} \quad \text{Equação 22}$$

e) Perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo

$$Ct = Cs - \left[ \left( \frac{k_1 \times L_o}{k_2 + k_1} \right) \times (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_o \times e^{-k_2 t} \right] \quad \text{Equação 23}$$

A curva do perfil de OD em função do tempo (ou da distância do percurso) é em forma de S. No perfil, identificam-se os pontos principais: a concentração de OD no rio e a concentração crítica de OD.

f) Tempo crítico (tempo onde ocorre a concentração mínima de oxigênio dissolvido)

$$tc = \frac{1}{k_2 - k_1} \times \ln \left\{ \frac{k_2}{k_1} \left[ 1 - \frac{D_o \times (k_2 \times k_1)}{L_o \times k_1} \right] \right\} \quad \text{Equação 24}$$

g) Déficit crítico e concentração crítica de oxigênio

$$Dc = \frac{k_1}{k_2} L_o \times e^{-k_1 \times tc} \quad \text{Equação 25}$$

$$C_o = C_s - D_c \quad \text{Equação 26}$$

A  $DBO_5$  no rio, a montante do lançamento, é a função dos despejos lançados ao longo do percurso até o ponto em questão. Na situação em que se estiver investigando o lançamento de um efluente tratado, deve-se considerar a redução da  $DBO$  proporcionada pela eficiência do tratamento (VON SPERLING, 1996).

$$DBO_{efl} = \left(1 - \frac{E}{100}\right) \times DBO_e \quad \text{Equação 27}$$

em que,

$DBO_{efl}$  =  $DBO_5$  do esgoto efluente do tratamento ( $mg.L^{-1}$ );

$DBO_e$  =  $DBO_5$  do esgoto afluente ( $mg.L^{-1}$ );

E = eficiência do tratamento na remoção da  $DBO_5$  (%).

A partir das distâncias de percurso e determinadas as velocidades em cada trecho, VON SPERLING (1996) afirma que o tempo de percursos teórico é obtido diretamente da relação:

$$t = \frac{d}{v \times 86400} \quad \text{Equação 28}$$

em que,

t = tempo de percurso (d);

d = distância percorrida (m);

v = velocidade do curso d'água ( $m.s^{-1}$ );

86400 = número de segundos por dia ( $s.d^{-1}$ )

O valor de  $C_s$  é função da temperatura da água e da altitude, podendo ser calculada com base em fundamentos teóricos ou através da utilização de fórmulas empíricas, que fornecem diretamente o valor de  $C_s$  ( $mg.L^{-1}$ ).

Algumas fórmulas empíricas, como a proposta por PÖPEL (1979) fornecem diretamente o valor da concentração de saturação  $C_s$  ( $mg.L^{-1}$ ) em função da temperatura T ( $^{\circ}C$ ):

$$C_s = 14,652 - 4,1022 * 10^{-1}T + 7,9910 * 10^{-3}T^2 - 7,7774 * 10^{-5}T^3 \quad \text{Equação 29}$$

QASIM (1985) propôs uma equação que relaciona a concentração de saturação com altitude:



$$f_h = \frac{C'_s}{C_s} = \left(1 - \frac{H}{9450}\right) \quad \text{Equação 30}$$

em que,

$f_h$  = fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (adimensional);

$C'_s$  = concentração de saturação na altitude H (mg.L<sup>-1</sup>);

H = altitude (m).

Na tabela 6 está apresentada a concentração de saturação de oxigênio na água limpa, para diferentes temperaturas e altitudes proposta por Von Sperling (2007).

Tabela 7 - Concentração de saturação de oxigênio ( $C_s$ , em mg.L<sup>-1</sup>) em função da temperatura e altitude.

Temperatura(°C)	Altitude			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10,0	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9,0	8,5	8,0
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9,0	8,5	8,0	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8,0	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,9	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7,0	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

Fonte: VON SPERLING (1996)

h) Correção do Coeficiente de Desoxigenação ( $K_1$ )

$$k_{1t} = k_{120} \times \theta^{(t-20)}$$

Equação 31

Sendo:

$K_{1t} = k_1$  a uma temperatura T qualquer ( $d^{-1}$ );

$K_{120} = k_1$  a uma temperatura T = 20 °C ( $d^{-1}$ );

T = temperatura do líquido (°C)

$\Theta$  = coeficiente de temperatura (adimensional) – valor usual 1,047

Valores genéricos do coeficiente  $K_1$  (20 °C) para vários tipos de efluentes (VON SPERLING,1996).

Tabela 8 - Valores genéricos do coeficiente  $K_1$  (20 °C) para vários tipos de efluentes

Origem	$K_1$ ( $d^{-1}$ )
Água residuária concentrada	0,35 - 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 - 0,40
Efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Efluente terciário	0,10 - 0,20
Rios com águas limpas	0,09 - 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: VON SPERLING (1996)

i) Correção do Coeficiente de Desoxigenação ( $K_1$ )

$$k_{2t} = k_{220} \times \theta^{(t-20)}$$

Equação 32

Sendo:

$K_{2t} = k_2$  a uma temperatura T qualquer ( $d^{-1}$ );

$K_{220} = k_2$  a uma temperatura T = 20 °C ( $d^{-1}$ );

T = temperatura do líquido (°C)

$\Theta$  = coeficiente de temperatura (adimensional) – valor usual 1,024.

Valores típicos do coeficiente  $k_2$  (20 °C)

Tabela 9 - Valores típicos do coeficiente K<sub>2</sub> (20 °C)

Corpo d'água	K <sub>2</sub> (d <sup>-1</sup> )	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grande lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixas velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Fonte: VON SPERLING (1996)

As concentrações mínimas de oxigênio dissolvido a serem mantidas nos corpos d'água estão estabelecidas pela legislação relativa à quantidade da água em corpos d'água. Os valores variam em função da classe em que o corpo d'água está enquadrado (VON SPERLING, 1996).

Uma alternativa ao uso de modelos matemáticos como o de Streeter-Phelps, é a modelagens computacionais que oferece as vantagens de se avaliar as condições atuais, bem como fazer estimativas no decorrer do espaço e tempo, além de proporcionar a simulação das novas condições que poderiam ser estabelecidas num determinado corpo hídrico com a variação das concentrações de poluentes que o curso d'água receberia (NUNES, 2008).

#### 2.4.4 Redes Neurais

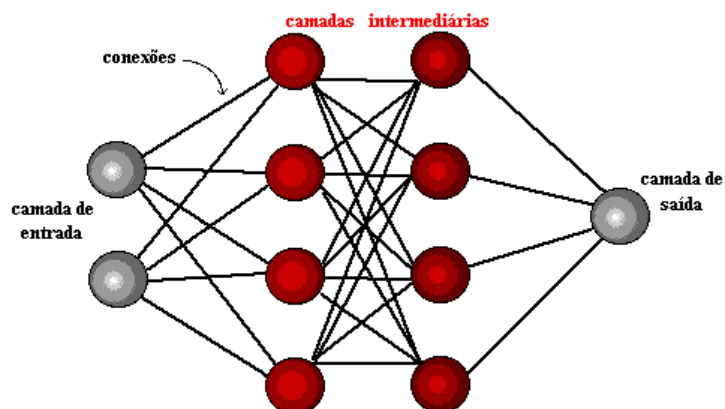
Redes neurais artificiais consistem em um modo de abordar a solução de problemas de inteligência artificial. Neste caso, em lugar de tentar programar um computador digital de modo a fazê-lo imitar um comportamento inteligente procura-se construir um computador que tenha circuitos modelando os circuitos cerebrais e espera-se ver um comportamento inteligente emergindo, aprendendo novas tarefas, errando, fazendo generalizações e descobertas. Da mesma forma, estes circuitos neurais artificiais poderão se auto organizar, quando apresentados a ambientes diversos, criando suas próprias representações internas e apresentar comportamentos imprevisíveis (BARRETO, 2005).

O modelo multidimensional e não linear de nome fantasia conhecido como Rede Neural se mostra extremamente eficiente por ter a capacidade de “aprender”, generalizar ou extrair regras automaticamente de conjuntos de dados complexos

Existem vários métodos para realizar o treinamento de redes neurais artificiais, no entanto, quando estes são aplicados na modelagem de processos, utiliza-se o aprendizado supervisionado, onde se ajustam os parâmetros da rede, de modo a estabelecer uma ligação entre os pares de entrada e saída fornecidos por um supervisor externo (EYNG, 2008).

Como uma rede neural pode aceitar diferentes dados de entrada, a utilização desta tecnologia mostra-se adequada para modelagem de dados coletados em campo, tais como: dados de monitoramento de qualidade de águas, parâmetros hidrológicos para previsão de desastres, comportamento do corpo hídrico diante de alterações climáticas, informações topográficas, parâmetros, edáficos, valores de fitomassa, estágio de desenvolvimento de culturas, para a simulação da influência das condições ambientais sobre a qualidade da água e a vazão de pequenos corpos d'água entre outros (SCHÜTZ, 2014).

Através da rede passam dois tipos de sinais, sendo o primeiro deles chamado de sinal função. Este sinal é recebido pelos nódulos da camada de entrada na forma de estímulos gerados pelo ambiente externo e propaga-se ao longo da rede, sendo processado em cada neurônio intermediário na forma de uma função das entradas, ponderadas pelos pesos à elas associados, até que emergindo dos nódulos da camada de saída, produz a resposta da rede. Já o segundo sinal, é constituído de uma função erro, que se propaga no sentido oposto à rede, sendo útil para o algoritmo de aprendizagem Backpropagation (Retropropagação). (EYNG, 2008).



**Figura 5: Arquitetura de uma rede neural artificial**

Fonte: Adaptado de SCHÜTZ (2014)

A retropropagação é interna a rede, acontece em pelo menos uma camada de neurônios e não está envolvida com a entrada ou saída. A camada que é submetida a retropropagação e suas conexões quando, aprendem a efetuar uma função, agem como se houvesse uma representação interna da solução do problema (SCHÜTZ,2014).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na estação de tratamento de esgotos (ETE) do município de Medianeira e no corpo hídrico, corpo receptor do esgoto tratado, rio Alegria. Nessa região o clima é subtropical úmido mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes, com tendência a concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A média das temperaturas dos meses mais quentes é superior a 22°C e a dos meses mais frios é inferior a 18°C (IPARDES, 2008).

##### 3.1.1 Rio Alegria

O Rio Alegria está localizado no município de Medianeira no oeste paranaense, na microrregião 36, situa-se a latitude 25°17'40" sul e a longitude 54°05'30" oeste, tendo 402 metros de altitude. É tributário do Reservatório de Itaipu, é o principal manancial de Medianeira, sendo utilizado pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) para realizar a captação de água para o abastecimento da cidade, que se dá a montante da estação de tratamento de esgotos (ETE).

O rio Alegria pertence ao grupo de rios da Classe 2. Como dispõe a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) os rios de classe 2 podem ser destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas e, à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho, à irrigação, à aquicultura e à atividade de pesca.

Segundo a Companhia de Saneamento do Paraná (2016) o Rio Alegria apresenta uma vazão média de aproximadamente 350 L.s<sup>-1</sup> antes das instalações da estação de tratamento de água e que no decorrer do rio a vazão aumenta devido à ocorrência de nascentes, aumentando a vazão média para aproximadamente 370 L.s<sup>-1</sup> até desaguar no lago de Itaipu.

### 3.1.2 Estação de Tratamento de Esgotos do Município de Medianeira

A ETE está situada dentro do perímetro urbano do município de Medianeira, entre as latitudes 25°17'11,19" sul e longitudes 54°6'4,94" oeste.

O município possui uma população de 41.817 habitantes (IBGE, 2010), porém a rede de coleta de esgoto da SANEPAR no município tem 21,51 Km, atendendo cerca de 8% dessa população. Há uma proposta de ampliação do sistema que contará com o acréscimo de 61.434 metros.

O esgoto sanitário, que chega a estação de tratamento, passa por um tratamento preliminar composto por gradeamento e desarenação, na sequência por tratamento secundário em um Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado (RALF), e então é lançado no corpo receptor – Rio Alegria.



**Figura 6: (a) Caixa de areia e Calha Parshall; (b) RALF; (c) Leito de secagem.**

Fonte: LOPES (2014)

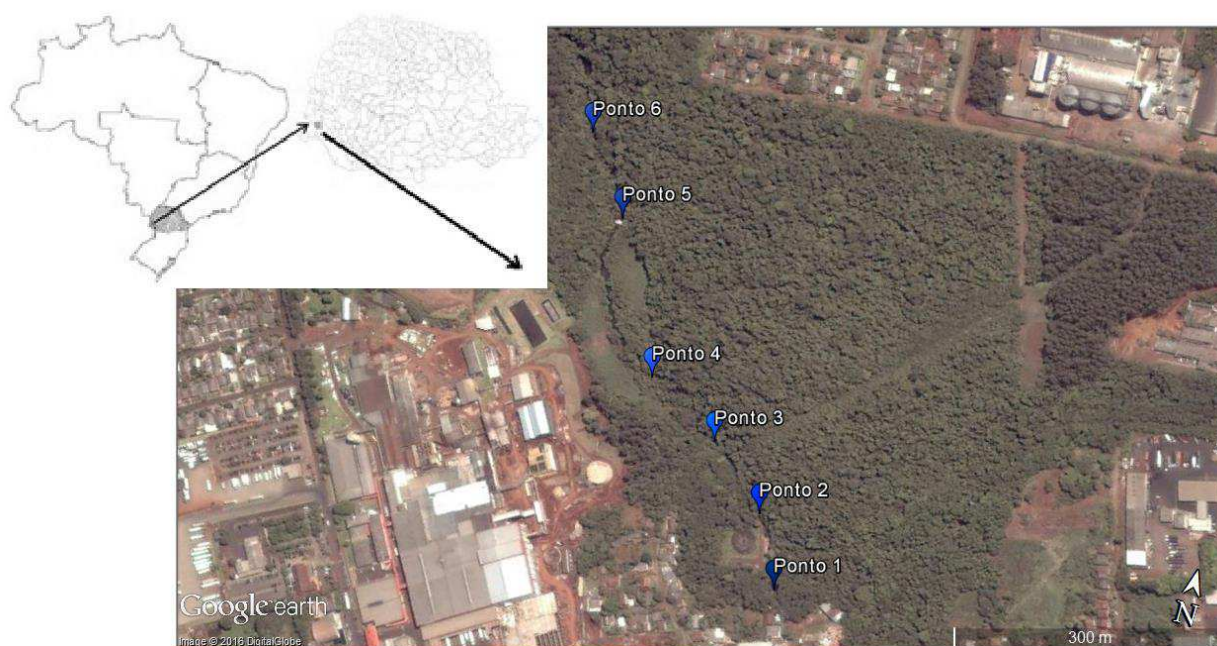
## 3.2 AMOSTRAGEM DE CAMPO E MÉTODOS ANALÍTICOS

### 3.2.1 Pontos de Coleta

As coletas de água e esgoto sanitário aconteceram durante a estação da primavera no ano de 2015, com intervalo entre coletas de aproximadamente 20 a 25 dias, totalizando 4 campanhas.

A cada campanha foram realizadas coletas nos pontos, P1, P2, P3, P4, P5 e P6, sendo: P1 (cerca de 100 metros à montante do ponto de lançamento), P2 (Efluente

final da ETE – ponto de lançamento); P3 (cerca de 100m à jusante do ponto de lançamento); P4 (cerca de 200m à jusante do ponto de lançamento); P5 (cerca de 400m à jusante do ponto de lançamento) e P6 (cerca de 500m à jusante do ponto de lançamento). A figura 6 apresenta os pontos de coleta no mapa de Medianeira.




**Figura 7: Pontos de amostragem no Rio Alegria**

Fonte: Google Earth Pro

A tabela 11 traz a localização geográfica dos pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5 e P6), altitude, características e imagem do local de coleta.

Tabela 10 - Localização geográfica e características dos pontos de coleta.






Ponto de coleta	Coordenadas geográficas	Altitude	Características no local de coleta	Imagem (Ponto de coleta)
<b>P1</b> 100m à montante do lançamento	25° 17' 12,4" S 54° 06' 03,7" W	359m	Área não urbanizada, apresentando mata ciliar e percurso com presença de muitas pedras.	

(Continua)



Tabela 11 - Localização geográfica e características dos pontos de coleta.

(Conclusão)

<p><b>P2</b> Efluente final da ETE</p>	<p>25° 17' 10,7" S 54° 06' 05,03" W</p>	<p>357m</p>	<p>Saída da tubulação de esgoto sanitário tratado</p>	
<p><b>P3</b> 100m à jusante do lançamento</p>	<p>25° 17' 07,8" S 54° 06' 07,2" W</p>	<p>356m</p>	<p>Área não urbanizada, com vegetação ciliar, apresenta grande quantidade de lixo (fluxo lento de suas águas).</p>	
<p><b>P4</b> 200m a jusante do lançamento</p>	<p>25° 17' 06" S 54° 06' 10,2" W</p>	<p>352m</p>	<p>Área não urbanizada, com vegetação ciliar bem preservada, mas apresenta bastante lixo acumulado em suas margens.</p>	
<p><b>P5</b> 400m a jusante do lançamento</p>	<p>25° 17' 01" S 54° 06' 12,9" W</p>	<p>372m</p>	<p>Trecho do rio que está entre duas quedas d'água, não apresenta lixo em suas margens e a mata ciliar é bem preservada.</p>	
<p><b>P6</b> 500m a jusante do lançamento</p>	<p>25° 16' 57,24" S 54° 06' 15,29" W</p>	<p>359m</p>	<p>Área que possui mata ciliar preservada, não há lixo acumulado nas suas margens.</p>	

### 3.2.2 Métodos Analíticos

As coletas foram realizadas manualmente, para todos os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, seguindo as recomendações de preservação e acondicionamento especificadas na NBR 9898 (ABNT, 1987).

As amostras do corpo hídrico – rio Alegria, P1 a P6, foram coletadas na camada superficial da água, numa profundidade de 15 a 20 cm, armazenadas em frascos de vidro de 1000 mL, refrigeradas a 4°C em caixa de isopor com gelo, protegidas contra a luz e, encaminhadas ao laboratório de Biotecnologia e Saneamento Ambiental da UTFPR, câmpus Medianeira. Em campo foram obtidos dados de temperatura, pH e oxigênio dissolvido mediante uso de sonda multiparâmetros Dissolved Oxygen Meter Model: DO-5519.

A tabela 13 apresenta os parâmetros físico-químicos avaliados durante o monitoramento da qualidade da água do rio Alegria e do esgoto sanitário tratado e, as respectivas metodologias adotadas.

Tabela 12 - Parâmetros físico-químicos avaliados

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO (APHA et al., 2012)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg.L <sup>-1</sup>	Método 5220 D (Refluxo aberto)
Fósforo Total	mg.L <sup>-1</sup>	Método 4500-P E (Ácido Ascórbico)
Fósforo Reativo Total	mg.L <sup>-1</sup>	Método 4500-P B
Fósforo Ácido Hidrolizável	mg.L <sup>-1</sup>	Método 4500-P B
Nitrogênio Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	Método 4500-NH <sub>3</sub> F (Fenato)
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	Kit Hach – Nitra ver 5
Nitrito	mg.L <sup>-1</sup>	Kit Hach – Nitri ver 2
pH	-	Sonda multiparâmetros
Temperatura	°C	<i>Lutron</i> DO-5519
OD	mg.L <sup>-1</sup>	

### 3.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

No presente trabalho o cálculo do Índice de Estado Trófico - IET, foi utilizada a equação de LAMPARELLI (2004) para ambientes lóticos, utilizando apenas a equação relativa ao Fósforo Total sob a forma proposta pela CETESB (2008), descrita na

equação 11. O IET(P) deve ser entendido como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo.

Desta forma, a cada ponto aplicou-se a concentração média de fósforo total, correspondentes ao Rio Alegria. A partir dos índices de estado trófico nos pontos já citados, pode-se estabelecer o estado trófico do ecossistema em estudo.

### 3.4 AUTODEPURAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

O trabalho simula a autodepuração utilizando o modelo de Streeter-Phelps e o modelo de Redes Neurais desenvolvido por SCHÜTZ (2014) no software MATLAB.

Foi adotado uma relação DQO/DBO de 2,67, valor determinado por SCHÜTZ (2014) para seus estudos no rio Alegria. Desta forma, os dados de entrada e de saída utilizados no modelo de Streeter-Phelps para o cálculo da autodepuração, segundo Von Sperling (2005) e utilizados para o presente trabalho estão apresentados a seguir:

- a) Vazão do curso d'água ( $Q_r$ );
- b) Vazão do esgoto ( $Q_e$ );
- c) Oxigênio dissolvido no rio, à montante do lançamento ( $OD_r$ );
- d) Oxigênio dissolvido no esgoto ( $OD_e$ );
- e)  $DBO_5$  no rio, à montante do lançamento ( $DBO_r$ );
- f)  $DBO_5$  do esgoto ( $DBO_e$ );
- g) Coeficiente de degradação ( $K_1$ );
- h) Coeficiente de reatificação ( $K_2$ );
- i) Tempo de percurso ( $t$ );
- j) Concentração de saturação de OD ( $C_s$ );

O modelo de Streeter-Phelps foi calibrado com os parâmetros de qualidade da água: Oxigênio Dissolvido e a Demanda Química de Oxigênio, que são extremamente importantes no estudo da capacidade de autodepuração. Foram usados valores de OD e DQO medidos em diferentes posições ao longo do percurso do rio os quais serão confrontados com os dados estimados. Foram utilizados os mesmos valores médios de vazão e velocidade do rio para o trabalho desenvolvido por SCHÜTZ (2014) em pontos próximos aos da pesquisa.

Os resultados coletados em campo e determinados em laboratório foram organizados em um banco de dados e utilizados para comparar com resultados de uma rede neural desenvolvida em Matlab para simular o oxigênio dissolvido num trecho do Rio Alegria a jusante do estudado no presente trabalho (SCHÜTZ, 2014). A rede utilizada foi adaptada para este estudo, sendo organizada com 12 dados de entrada, que são apresentados a seguir: distância, DBO, N-amoniaco, temperatura, pH, nitrito, nitrato e oxigênio dissolvido.

O modelo faz a previsão do OD dos pontos P1, P3, P4, P5 e P6 a partir dos dados do ponto P2, que lhe são informados. Este modelo analisa matematicamente a influência das outras variáveis estudadas sobre o total de OD na água, conferindo a cada variável um peso. Isso faz com que a variação dos valores dos demais dados de entrada, possibilite a previsão do comportamento do OD.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização Físico-Química do Esgoto Sanitário Bruto e Tratado.

Os resultados das análises físico-químicas durante o período de coleta são apresentados na tabela 14.

Tabela 13 - Valores médios das variáveis analisadas nas amostras de esgoto.

PARÂMETRO	UNIDADE	*Esgoto Bruto	Esgoto Tratado
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	661,8 ± 220,6	115,20 ± 17,50
Fósforo Total	mg.L <sup>-1</sup>	7,2	5,4 ± 2,4
Nitrogênio Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	47,2 ± 10,6	44,3 ± 8,9
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	199,4 ± 192,8	36,3 ± 9,0
Nitrito	mg.L <sup>-1</sup>	79,0 ± 52,3	78,8 ± 4,2
pH	-	7,1 ± 0,0	6,7 ± 0,1
Temperatura	°C	25,7 ± 1,1	25,5 ± 0,7
OD	mg	1,2 ± 0,7	1,7 ± 0,5

\*médias aritméticas obtidas a partir de 2 amostras.

Os valores de pH tanto para o esgoto bruto quanto para o tratado, estiveram próximos da neutralidade. Esse valor favorece à existência de uma maior diversidade biológica no Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado - RALF, tratamento secundário da ETE. O pH do esgoto tratado sofreu uma pequena acidificação, esteve entre 6,6 a 6,8, mantendo-se em conformidades com os limites de lançamento estabelecidos pela Resolução federal do CONAMA n° 430/2011, a qual estipula a faixa de pH entre 5 e 9 (BRASIL, 2011).

A temperatura do esgoto bruto manteve-se na faixa entre 24,9 a 26,5 °C, a temperatura ideal de operação dos reatores anaeróbios situa-se na faixa dos 30 °C aos 35°C. (CHERNICHARO et al., 1999). Por ser um sistema anaeróbio, temperaturas inferiores a 15 °C provocariam a inativação das bactérias produtoras de metano, isso mostra que a temperatura esteve favorável para o tratamento biológico do esgoto sanitário, favorecendo às reações químicas e biológicas (METCALF; EDDY, 2014).

Os valores de temperatura do efluente final da ETE, efluente do RALF, mantiveram-se na faixa de 24,8 a 26,2 °C, desta forma, os valores obtidos estão dentro

dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 430/2011, que estabelece lançamento de efluente com temperatura inferior a 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C na zona de mistura (BRASIL, 2011).

O teste de DQO permite a medição de poluentes orgânicos em termos da qualidade total de oxigênio requerida para a sua completa oxidação. Os resultados indicaram que no esgoto bruto, a DQO foi de 441,18 a 882,36 mg.L<sup>-1</sup>, segundo METCALF; EDDY (2014) essas concentrações são consideradas médias até 508 mg.L<sup>-1</sup> e elevadas acima 1016 mg.L<sup>-1</sup>. Já no esgoto tratado a DQO foi de 98,04 a 137,26 mg.L<sup>-1</sup>, resultados semelhantes, DQO de 83,00 a 174 mg.L<sup>-1</sup>, foram obtidos por LOPES (2014) na mesma ETE. A DQO do esgoto tratado esteve em conformidade com os limites de lançamento estabelecidos pela Resolução estadual da SEMA n°. 021/2009, por serem inferiores a concentração máxima permitida de DQO de 225 mg.L<sup>-1</sup>.

Os valores de N-Amoniacal no esgoto bruto foi de 39,69 a 54,74 mg.L<sup>-1</sup> e no esgoto tratado de 31,44 a 51,18 mg.L<sup>-1</sup>. As maiores concentrações de N-Amoniacal ocorreram nas campanhas com temperaturas mais elevadas, um indicativo que essas condições ideais de temperatura e pH favorecem a ocorrência das reações de amonificação. LOPES (2014) encontrou valores semelhantes em seus estudos com os efluentes da ETE de Medianeira, detectando valores de N-amoniaco no efluente do RALF de 23,63 a 66,17 mg.L<sup>-1</sup> e encontrando maiores concentrações nos meses de temperatura mais elevadas. As menores concentrações de N-Amoniacal foram identificadas em campanhas com elevada precipitação pluviométrica, esse fenômeno pode estar relacionado com a diluição da matéria orgânica nitrogenada. As concentrações de N-Amoniacal no esgoto tratado foram sempre superiores ao limite de lançamento estabelecido na Resolução n° 430/2011, de 20 mg.L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2011).

Diante da necessidade de cumprir normas ambientais, fica comprovado a obrigatoriedade de um pós- tratamento que proporcionem a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrogênio gasoso, possibilitando a efetiva remoção do nitrogênio. No corpo hídrico o N-amoniaco é altamente tóxico, possui uma grande demanda por oxigênio dissolvido e altera o pH devido a ocorrência de processos oxidativos durante a conversão do nitrogênio amoniacal em suas formas inorgânicas (nitrito e nitrato), processos de nitrificação.

Quanto ao nitrito, as concentrações no esgoto tratado não tiveram alteração significativa em relação ao esgoto bruto. Este fato ocorre pela falta de oxigênio no sistema biológico, adotado pela ETE, para oxidar a amônia a nitrito. Com relação ao nitrato, houve uma redução nos valores médios do esgoto bruto para o tratado. SOUZA et al. (2005) concluíram que a remoção de nitrato é função da concentração de sólidos suspensos voláteis presentes no lodo de reatores UASB, reator esse similar ao RALF adotado pela ETE em estudo.

Os valores de concentração de fósforo das amostras do esgoto bruto e no esgoto tratado foram semelhantes, demonstrando assim que o sistema de tratamento biológico adotado pela ETE, reator anaeróbio tipo RALF, não focaliza a remoção de nutrientes.

A concentração de oxigênio dissolvido, do esgoto tratado, dentro do reator biológico RALF variou de 0,2 a 0,5 mg.L<sup>-1</sup> e, na saída do reator manteve-se na faixa de 1,2 a 2,4 mg.L<sup>-1</sup>, a concentração de OD na saída do RALF aumentou de valor, pois na saída da ETE existe um desnível na tubulação de descarte do efluente, o que proporciona a aeração e, conseqüentemente, um aumento na quantidade de oxigênio dissolvido presente no esgoto.

#### 4.2 Avaliação da Qualidade da Água.

Os valores médios das análises das variáveis estão descritas na tabela 15 seguidos dos seus respectivos desvios padrão.

Tabela 14 - Valores médios das variáveis analisadas por cada ponto de coleta e desvio padrão.

PARÂMETRO	UNIDADE	P1	P3	P4	P5	P6
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	11,03 ± 6,37	22,06 ± 4,25	18,38 ± 6,37	19,61 ± 9,17	22,88 ± 4,62
P Total	mg.L <sup>-1</sup>	0,03 ± 0,01	0,22 ± 0,13	0,18 ± 0,11	0,19 ± 0,15	0,17 ± 0,17
N-Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	0,11 ± 0,07	2,21 ± 0,79	2,17 ± 0,78	1,99 ± 0,80	2,18 ± 0,98
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	21,2 ± 3,9	25,5 ± 11,6	25,8 ± 12,4	22,4 ± 8,8	20,8 ± 5,3
Nitrito	mg.L <sup>-1</sup>	2,8 ± 1,3	4,0 ± 2,2	6,0 ± 2,6	3,3 ± 2,1	2,7 ± 1,2
pH	-	7,28 ± 0,17	7,07 ± 0,13	7,04 ± 0,08	7,02 ± 0,08	6,99 ± 0,15
Temperatura	°C	24,5 ± 2,0	24,4 ± 2,0	24,2 ± 2,0	24,3 ± 1,8	24,2 ± 2,2
OD	mg.L <sup>-1</sup>	7,5 ± 0,4	5,9 ± 0,9	6,1 ± 0,9	7,5 ± 0,9	7,6 ± 0,5

P1 (cerca de 100 metros à montante do ponto de lançamento); P3 (cerca de 100m à jusante do ponto de lançamento); P4 (cerca de 200m à jusante do ponto de lançamento); P5 (cerca de 400m à jusante do ponto de lançamento) e P6 (cerca de 500m à jusante do ponto de lançamento).

Em todos os pontos de amostragem constatou-se valores de pH próximos a neutralidade e dentro dos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para rios de Classe II, enquadramento do rio Alegria que corresponde a valores de 6 a 9. O ponto P3 apresentou menor valor, variando de 6,96 a 7,24, e o ponto P1 exibiu maiores valores entre os pontos analisados, o pH variou de 7,52 a 7,28. Os resultados obtidos por MENEGOL et al (2002) em estudo realizado em outros pontos do rio Alegria foram muito semelhantes aos encontrados neste trabalho.

Segundo a Resolução CONAMA n° 357/05, para rios de classe II, a concentração de OD no meio deve ser superior a 5 mg.L<sup>-1</sup>, o que pode ser atestado em todos os pontos de coleta, sendo a menor concentração observada de 5,4 mg.L<sup>-1</sup>, correspondente ao ponto P3, ponto mais próximo do despejo da ETE. SCHÜTZ (2014) obteve valores semelhantes em trechos do rio muito próximo aos pontos desse estudo.

A temperatura teve pequenas variações, mantendo-se semelhante à média da temperatura ambiente, que no período de estudo no município de Medianeira que foi de 25°C.

Com relação à matéria orgânica, avaliada pela DQO, os valores mais altos, na faixa de 19,61 a 29,41 mg.L<sup>-1</sup>, foram obtidos no ponto P3. MENEGOL et al. (2002) encontraram concentrações de DQO semelhantes em outros pontos de amostragem para o mesmo rio, estes pontos variaram entre 9,75 a 52,80 mg.L<sup>-1</sup>, valores similares aos encontrados no presente estudo. Foi adotado uma relação DQO/DBO de 2,67, valor determinado por SCHÜTZ (2014) para seus estudos no rio Alegria. Assim, comparando os valores com os limites recomendados para rios classe II pela Resolução do CONAMA n° 357/2005, apenas o ponto P1 apresentou uma variação próxima da faixa de 5 mg.L<sup>-1</sup>, estando dentro dos limites.

A concentração de N-amoniaco nos pontos P3, P4, P5 e P6 apresentaram valores semelhantes que variaram entre 2,43 a 6,43 mg.L<sup>-1</sup>. As concentrações mínimas foram observadas, no ponto P1 de amostragem situado a montante do lançamento do esgoto da ETE de Medianeira. Com exceção do ponto P1 a montante do rio, nas campanhas 2 e 3, todos os pontos analisados ao longo do rio apresentaram valores acima para a Resolução CONAMA n° 357/2005 comparados aos valores máximos estipulados de N-amoniaco 3,7 mg.L<sup>-1</sup> para pH ≤ 7,5. O que já era esperado, pela influência de ponto P1.



Em exceção da campanha 1, os resultados de nitrato demonstraram resultados bem semelhantes, as análises indicaram valores máximos para o ponto P1 entre 17 a 26 mg.L<sup>-1</sup> e valores mínimos para o ponto P4 entre 20,6 e 22,4 mg.L<sup>-1</sup>, todos os valores foram superiores ao limite da Resolução CONAMA n° 357/2005 que é de 10 mg.L<sup>-1</sup>.

Para nitrito, foi encontrado um valor máximo 9,0 mg.L<sup>-1</sup>, no ponto P4, a 200 metros a jusante do ponto de despejo da ETE. Os demais pontos apresentaram valores de nitrito fora dos limites permitidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 que é de 1 mg.L<sup>-1</sup>. O nitrito representa um fase intermediária entre a amônia e o nitrato (ESTEVES, 1998). Devido as condições aeróbias do rio, pode-se afirmar que o que as concentrações de N-amoniacoal estão sendo assimiladas pelo rio por meio da conversão a nitrito e nitrato (processo de nitrificação).

Os resultados de fósforo total encontrado nos pontos P3, P4, P5 e P6 apresentaram valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 que é de 0,1 mg.L<sup>-1</sup> para rios de classe II. O ponto P3 situado após a ETE, obteve a maior concentração dentre todos os analisados, variando de 0,11 a 0,36 mg.L<sup>-1</sup>. Comparando as concentrações de fósforo total nos pontos 1 e 3, nota-se que há uma redução de um ponto a outro. A redução dos teores das formas de fósforo como nestes pontos, pode estar relacionado ao fato do fósforo ser um macronutriente que pode ser consumido pela biota. LAMPARELLI (2004) identificou que as concentrações médias de fósforo em ambientes lóticos é de 0,19 mg.L<sup>-1</sup>.

As concentrações de fósforo reativo do ponto P3, P4, P5 e P6 foram semelhantes, apresentando valores entre 0,18 a 0,36 mg.L<sup>-1</sup>. Foi identificado no ponto P1 valores inferiores, variando entre 0,04 a 0,09 mg.L<sup>-1</sup>.

O fósforo ácido hidrolisável também apresentou valores similares para os pontos P3, P4, P5 e P6, variando entre 0,75 a 0,91 mg.L<sup>-1</sup> e valores mínimos 0,01 a 0,15 mg.L<sup>-1</sup> para o ponto P1. É possível notar que as concentrações das diferentes espécies de fósforo foram reduzindo do ponto P3 para o ponto P6, a redução está diretamente relacionado a capacidade de autodepuração do Rio Alegria.

### 4.3 Determinação do IET.

Por meio das determinação do fósforo foi possível calcular os índices de estado trófico de acordo com LAMPARELLI (2004), para diferentes pontos de amostragem das águas do Rio Alegria, que estão apresentados na tabela 16.

Tabela 15 - Valores de IET para fósforo e os pontos de amostragem.

Ponto de amostragem	IET (PT)
	média ± desvio padrão
P1 - 100m à montante	52,10 ± 8,97
P3 - 100m à jusante	61,87 ± 2,45
P4 - 200m à jusante	60,96 ± 3,37
P5 - 400m à jusante	61,21 ± 4,96
P6 - 500m à jusante	60,57 ± 6,31

O valor máximo do índice de estado trófico observado no presente trabalho, foi de 64,56 na amostra coletada no ponto P3, à 100 metros a jusante do ponto de lançamento do esgoto tratado pela ETE do município de Medianeira, o que já era de se esperar.

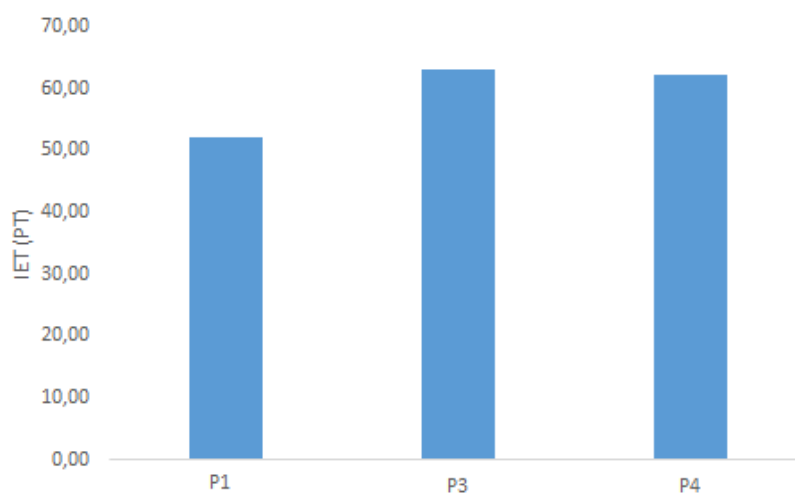
O P3 variou sua classificação em eutrófico e supereutrófico. A partir desse ponto, há um decaimento no índice de eutrofização no corpo d'água, o P4, P5 e P6 apresentam uma variação em seus valores, enquadrando o rio desde supereutrófico até mesotrófico.

As figura 8, 9 e 10 apresentam os valores de IET (PT) dos pontos a jusante e montante do lançamento do esgoto tratado da ETE de Medianeira, estabelecendo uma relação com os índices de precipitação de cada campanha de coleta.

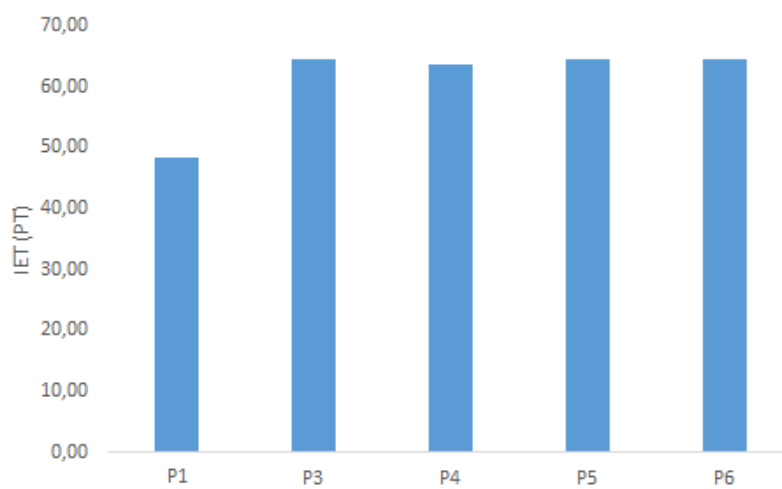
As precipitações dos períodos estudados estão apresentados na tabela 14.

Tabela 16 - Valores de precipitação (mm) acumulada nos últimas 48h antes das campanhas.

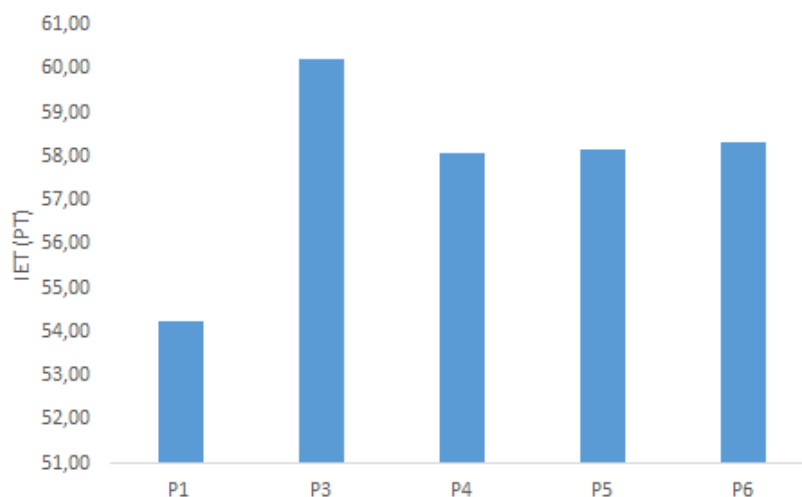
Campanhas	Precipitação acumulada nas últimas 48h (mm)
05/10/2016	10 mm
23/10/2016	4 mm
12/11/2016	0 mm
04/12/2016	28 mm



**Figura 8: Resultados do IET (PT) da campanha do dia 05/10/2016**



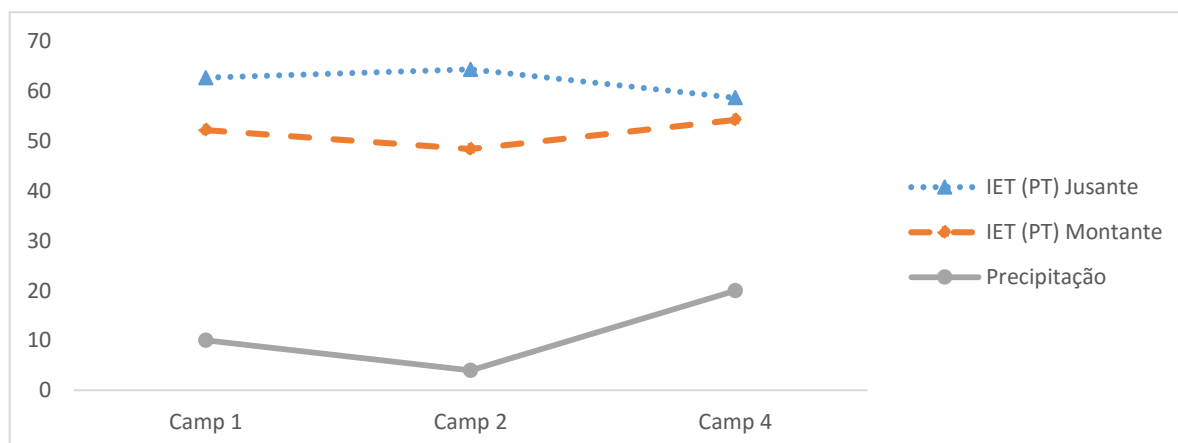
**Figura 9: Resultados do IET (PT) da campanha do dia 23/10/2016**



**Figura 10: Resultados do IET (PT) da campanha do dia 04/12/2016**

As análises de fósforo da campanha 3 foram contaminadas, não sendo possível determinar o IET (PT) da campanha.

A figura 11 apresenta os valores médios dos pontos a jusante e montante do lançamento do esgoto tratado da ETE de Medianeira estabelecendo uma relação com os índices de precipitação de cada campanha de coleta.



**Figura 11: IET e Precipitação no período de campanhas de coleta.**

\*A campanha 3 foi excluída por apresentar problemas nas análises de fósforo.

Como pode-se notar no gráfico, os valores do IET (PT) à jusante da ETE decresce ao mesmo tempo que aumenta o nível de precipitação, desta forma permite-se concluir que há uma diluição na concentração de fósforo presente no rio.

Segundo ZANINI et al (2010) em seus estudos na microbacia do Córrego Rico, houve uma alteração no IET(PT), ocorrendo melhor grau de trofia no período chuvoso, comparado ao período de menor nível de precipitação, indicando que o aumento da vazão pelas chuvas possivelmente reduziu a concentração de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a.

Para o IET (PT) à montante ocorreu o inverso, ou seja, indicou que o ponto de maior grau de trofia do sistema está ligado diretamente ao maior nível de precipitação. O trecho do rio analisado, apresentou classificação oligotrófico passando pra mesotrófico quando os níveis de precipitação foram de 28mm. Os resultados podem estar ligados ao aumento da concentração de fósforo devido ao escoamento superficial ou relacionado à ressuspensão dos sedimentos de fundo, com o aumento da vazão.

Segundo PRADA e OLIVEIRA (2006), os sedimentos em corpos hídricos têm papel fundamental na ciclagem de nutrientes, pois a carga interna dos nutrientes provenientes desses sedimentos pode ser da mesma ordem de magnitude ou até mesmo maior que aquela advinda das entradas externas.

É importante ressaltar que a utilização de um índice simplificado de estado trófico e o estabelecimento de limites para as variáveis avaliadas são vantajosos, devido à utilização de variáveis de simples determinação e baixo custo analítico, como fósforo total, além de possibilitarem uma compreensão mais fácil do que um índice probabilístico. No entanto, para sua aplicação, é necessária uma avaliação criteriosa de sua composição (LAMPARELLI, 2004).

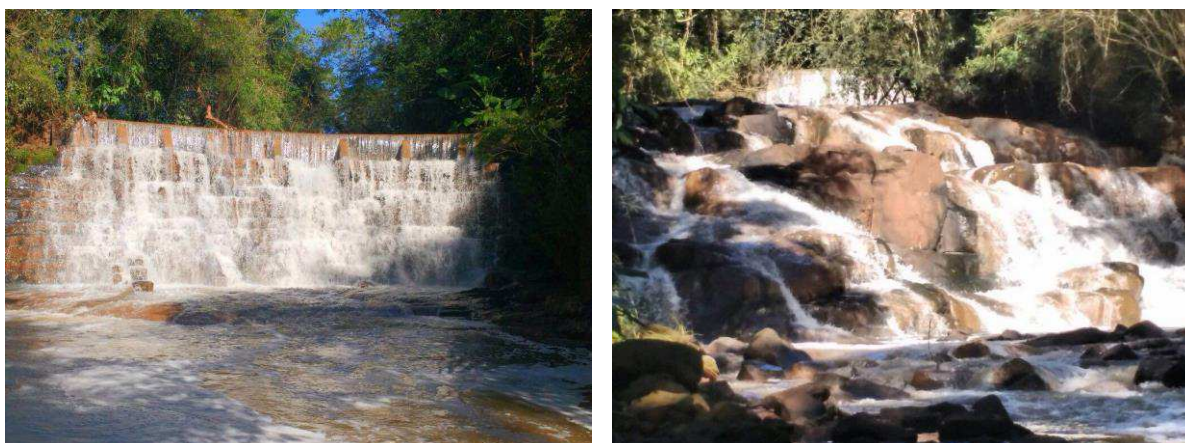
#### 4.4 Modelo de Streeter-Phelps.

O Modelo de Streeter-Phelps foi utilizado para estudar a variação do conteúdo orgânico face às fontes de poluição difusa no Rio Alegria. As variáveis de qualidade da água simuladas foram o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio, sendo o modelo calibrado para dois cenários.

Foram usados valores médios de vazão e velocidade, com o objetivo de simular condições médias prevalentes, para os período de maior e menor índice de

precipitação dentro da estação da primavera do ano de 2015. Como não foi possível obter um valor experimental para os coeficientes de  $K_1$  e  $K_2$ , foram adotados valores presentes na literatura (VON SPERLING, 1996). Foi adotado uma relação DQO/DBO de 2,67, mesmo valor usado por SCHÜTZ (2014) para o Rio Alegria. A utilização desta relação facilitou a utilização dos dados de DQO no modelo de Streeter-Phelps.

O rio apresenta alterações em sua característica ao longo do seu percurso, desta forma, foram adotados para o coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) o valor de  $0,14 \text{ d}^{-1}$  e para o coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) até os primeiros 370 metros,  $0,7 \text{ d}^{-1}$ , após os 370 metros há duas quedas d'água, sendo assim necessário alterar os valores de reaeração adotando um valor de  $1,61 \text{ d}^{-1}$ .



**Figura 12: Quedas d'água nos trechos estudados.  $\pm 370\text{m}$  e  $\pm 420\text{m}$**

Com o conhecimento dos dados de entrada necessários para aplicação do modelo, através da equação 18 a 31, obtiveram-se os seguintes resultados simulados para os períodos de maior e menor índice de precipitação na estação da primavera gerando os gráficos a seguir:

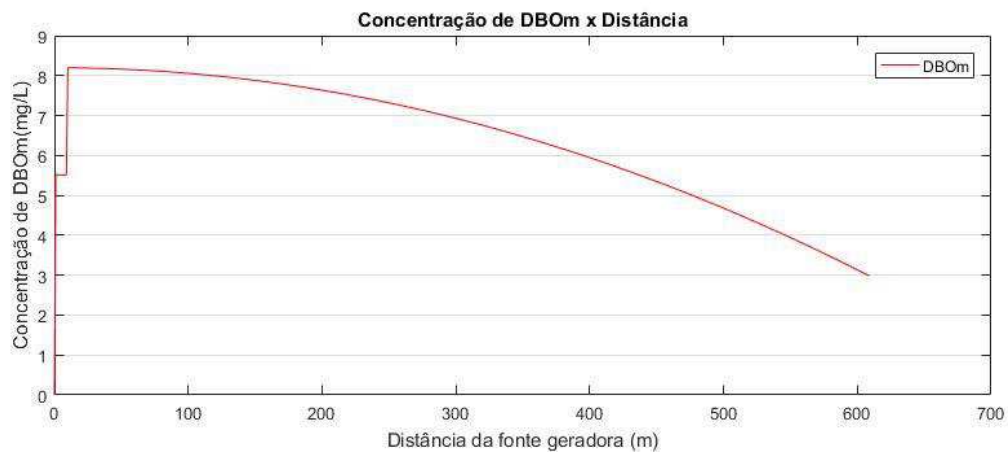


Figura 13: Concentração de DBOm x Distância (maior índice de precipitação)



Figura 14: Concentração de DBOm x Distância (menor índice de precipitação)

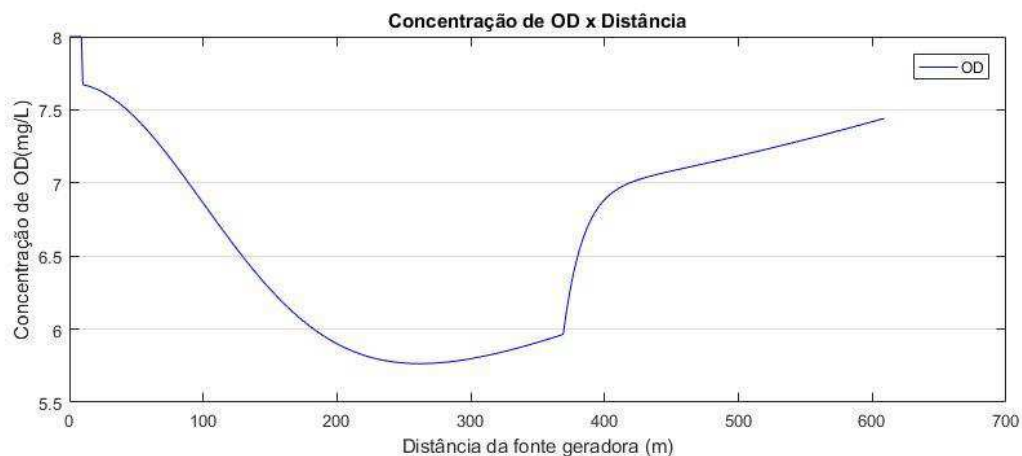
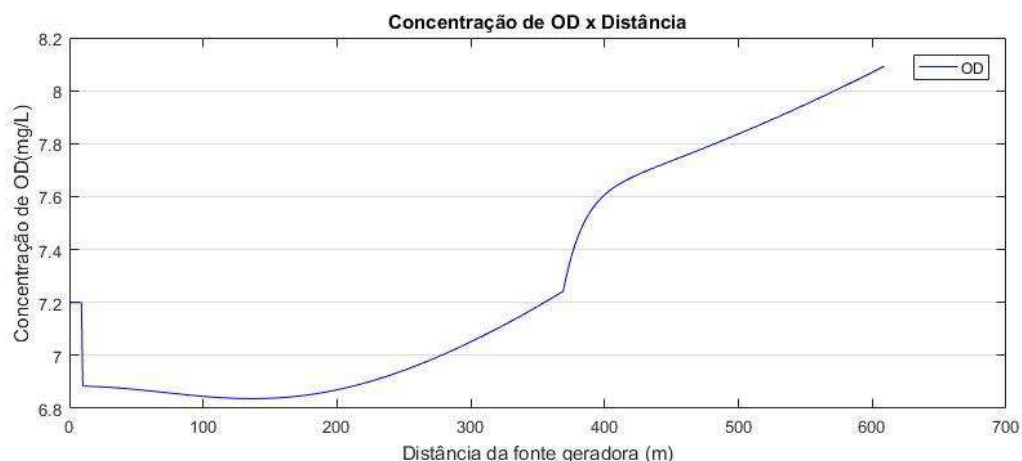


Figura 15: Curva de disposição de oxigênio obtida para a simulação no período de maior índice de precipitação.



**Figura 16: Curva de disposição de oxigênio obtida para a simulação no período de menor índice de precipitação.**

Analisando-se os gráficos nas figuras 14 e 15 acima, no período de maior e menor índice de precipitação, a concentração crítica de oxigênio manteve-se acima da permitida, estabelecida pela Resolução CONAMA n° 357/2005. Na Resolução CONAMA n° 357/2005 valores variam em função da classe em que o corpo d'água está classificado. O teor mínimo permissível de OD nos corpos d'água doce, classificados como de classe 2, assim como o Rio Alegria se inclui, é de 5 mg.L<sup>-1</sup>.

O esgoto tratado pela ETE impacta o trecho analisado, pois a curva de oxigênio dissolvido (OD) é decrescente após o lançamento. As condições simuladas apresenta uma recuperação do OD a uma distância 150 metros para o menor índice de precipitação e 250 metros para o maior.

O modelo demonstrou boa previsão das concentrações de OD, apresentando um coeficiente de determinação com variância média entre resultados observados e calculados de 0,80 para o maior índices de precipitação e de 0,94 para o menor índice.

À distância 370 metros do lançamento, o comportamento da curva de OD apresenta uma crescente graças a queda d'água que é responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido. Observa-se que após a queda d'água, os valores de OD aumentam significativamente.

Para os valores de DBO apresentados na figura 16, é possível observar pelo modelo, que o rio precisa de aproximadamente 420 metros para restabelecer suas condições de águas limpas. Já na figura 17, observou-se que o rio necessita de uma distância menor, 380 metros para a autodepuração.



As figuras comprovam que o ponto P6, 500 metros a jusante do ponto de lançamento do esgoto tratado pela ETE, apresentou valores inferiores aos limites do CONAMA n° 357/2005 que define como padrão para curso d'água Classe 2 valores inferiores ou iguais a 5 mg.L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2011).

O modelo de simulação não apresentou uma boa concordância com os resultados de DBO obtidos durante as campanhas. Essa diferença pode ter relação com as simplificações de vazão e velocidade do rio, que não foram alteradas mesmo com diferentes índices de precipitação. Esse aspecto pode ter afetado as concentrações de DBO no percurso, já que é muito importante que haja diluição da carga orgânica no processo de autodepuração.

#### 4.5 Modelo de Redes Neurais

Os resultados experimentais, de oxigênio dissolvido em cada ponto de coleta, foi comparado com resultados oriundos de uma rede neural desenvolvida por SCHÜTZ (2014) e estão apresentados na figura 17. O modelo originalmente foi nomeado RNA6.

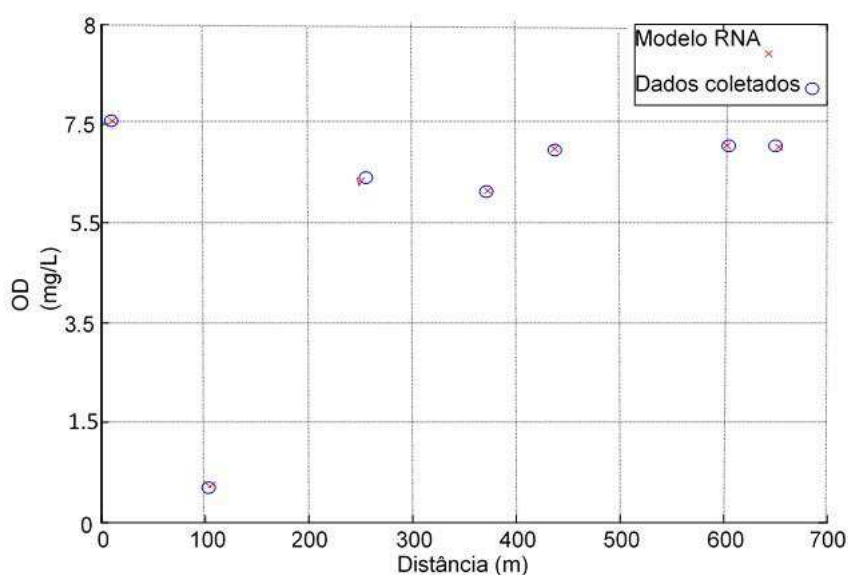


Figura 17: Comparação do OD estimado, OD real em função da distância entre os pontos no rio.

Foram testadas várias arquiteturas, e a que apresentou melhor resultado foi a configuração com uma camada oculta de 12 neurônios 12:12:1 e 1000 épocas. O melhor desempenho do modelo gerou um erro médio entre os valores de OD experimental e OD 1,17% e um coeficiente de determinação de 0,999954. Este coeficiente  $R^2$  é uma medida de ajustamento que indica em porcentagem, o quanto o modelo consegue explicar os valores observados. Este valor de  $R^2$  objetivou determinar um valor de aceitação para o erro que corresponde à diferença entre os valores observados e os valores estimados pela rede, ou seja, quanto mais próximo de um for o coeficiente  $R^2$  mas próximos serão os resultados estimados e simulados, conseqüentemente, menor será o percentual de erro.

Apesar da Rede ter sido treinada com dados de outro trecho, e o resultado ser muito bom, ainda existe muita oscilação nos resultados.

## 5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os parâmetros físico-químicos, indicaram que o esgoto tratado da ETE apresentou pH semelhantes, próximos a neutralidade. Estes valores aliados às temperaturas registradas para a estação, foram propícios para o tratamento biológico. O sistema de tratamento biológico adotado na ETE, reator tipo RALF, não possibilitou redução satisfatória de nitrogênio e fósforo, o que era de se esperar.

As análises para avaliar uma possível alteração na qualidade da água do Rio Alegria, indicaram que o despejo da ETE de Medianeira, sobre o corpo receptor durante o período de estudo, alteraram as concentrações de matéria orgânica e nutrientes presentes no rio. A concentração nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e as formas de fósforo apresentaram concentrações acima do permissível na Resolução CONAMA n° 357/2005. Podendo concluir que diante da necessidade de cumprir normas ambientais, fica comprovado a obrigatoriedade de um pós- tratamento que possibilite a redução de nutrientes.

Utilizando a metodologia proposta por LAMPARELLI (2004), os valores de IET(PT), para a seção avaliada do Rio Alegria, foram indicativos de estado de mesotrófico, com tendência à eutrofização nos períodos de baixo índice de precipitação em locais próximos a ETE de Medianeira.

A aplicação do IET mostrou-se como ferramenta eficaz e de fácil aplicação ao monitoramento da qualidade da água.

Os resultados das análises do rio permitiram concluir que no trecho analisado não é possível depurar a matéria orgânica nele lançado, já que as concentrações de DBO do ponto P6 foram sempre maiores aos do ponto P1. Desta forma, pode-se afirmar que o rio precisa de uma distância maior para autodepurar a matéria orgânica. Porém é de se destacar que as concentrações de OD mantiveram-se em níveis aceitáveis de acordo com os padrões estipulados pela legislação brasileira, demonstrando dessa forma o grande potencial de autodepuração do curso d'água em análise.

O modelo de Streeter-Phelps obteve bons resultados quanto ao seu funcionamento para o comportamento da concentração de OD, pois mostrou de forma simples e objetiva a pressão antrópica sobre o corpo d'água.

Diante dos resultados do modelo RNA6, pode-se concluir que uma rede neural artificial pode ser empregada para o estudo de autodepuração de um rio, porém, o modelo necessita de um período de monitoramento maior, para que se desenvolva um banco de dados mais completo da situação do rio.

Entretanto como propostas para trabalhos seguintes, deve-se analisar outras estações do ano e outros trechos do Rio Alegria, atentando-se aos parâmetros a serem utilizados, pois dependendo dos coeficientes e dos dados hidráulicos empregados, pode haver superestimativas da capacidade de recuperação do corpo hídrico ou subestimativas, que podem comprometer a sua qualidade.

## APÊNDICE A

### Modelo Streeter Phelps tradicional no software MATLAB

Campanha 12/11/2016

```

%-----variáveis-----

D=610; %posição em relação ao ponto de descarga(m)
x(1)=0; %posição inicial
passo=1; %intervalo de análise(m)
v=0.1; %velocidade do rio(m/s)
Kd=0.18; %coeficiente de desoxigenação(1/dia)
Kr=0.7; %coeficiente de reaeração(1/dia)
DBOr=1.84; %DBO rio(mg/L)
DBOe=36.72; %DBO efluente(mg/L)
ODr=7.2; %OD inicial rio(mg/L)
ODE=1.8; %OD efluente mg/L)
Qr=0.37; %vazão (m³/s)
Qe=0.023; %vazão efluente(m³/s)
T=26.7; %temperatura do rio (°C)
V=v*60*60*24;

for i=1:10
    OD(i)=ODr;
    DBOm(i+1)=DBOr;
    t(i+1)=(x(i)/V);
    x(i+1)=x(i)+passo;
    t1(i+1)=(t(i)*24);
end

%-----cálculos auxiliares-----
ODsat=14.652-(0.41022*T)+(0.0079910*(T^2))-(0.000077774*(T^3));
%Concentração de saturação de OD(mg/L)
Co=((Qr*ODr)+(Qe*ODE))/(Qr+Qe);
%concentração inicial de oxigênio, após a mistura,mg/L%
Do=ODsat-Co;
%déficit inicial de oxigênio dissolvido, logo após a mistura,mg/L%
kd=Kd*(1.047^(T-20));
%correção de kd de acordo com a temperatura
kr=Kr*(1.024^(T-20));
%correção de kr de acordo com a temperatura
DBOm(11)=((Qr*DBOr)+(Qe*DBOe))/(Qr+Qe);
%DBO no ponto de mistura
OD(11)=((Qr*ODr)+(Qe*ODE))/(Qr+Qe);
%OD no ponto de mistura
kt=1/(1-(exp(-5*kd)));
%constante de transformação da DBO5 a DBOu KT
Lo=DBOm(11)*kt;
%demanda última de oxigênio
tc=(1/(kr-kd))*(log((kr/kd)*(1-(Do*(kr-kd))/(Lo*kd))));
%tempo crítico, dias
Dc=(kd/kr)*Lo*(exp(-kd*tc));
%déficit crítico de oxigênio

```

```

dc=tc*v*86400; %distância
crítica
Cc=ODsat-Dc;
%concentração crítica de oxigênio dissolvido (Cc)
V=v*60*60*24; %conversão
da velocidade para m/dia

%-----execução-----

for i=11:340;
    OD(1+i)=ODsat-(((kd*DBOm(i))/(kr-kd))*exp(-kd*(x(i)/V))-exp(-
kr*(x(i)/V))))+(ODsat-OD(i))*exp(-kr*(x(i)/V)));
    DBOm(i+1)=DBOm(i)-(1-exp(-kd*(x(i)/V)));
    t(i+1)=(x(i)/V);
    x(i+1)=x(i)+passo;
end
kr2=1.61
for i=340:D-1;
    OD(1+i)=ODsat-(((kd*DBOm(i))/(kr2-kd))*exp(-kd*(x(i)/V))-exp(-
kr2*(x(i)/V))))+(ODsat-OD(i))*exp(-kr2*(x(i)/V)));
    DBOm(i+1)=DBOm(i)-(1-exp(-kd*(x(i)/V)));
    t(i+1)=(x(i)/V);
    x(i+1)=x(i)+passo;
end

figure (1);
plot(x,OD,'b')
title('Concentração de OD x Distância')
xlabel('Distância da fonte geradora (m)')
ylabel('Concentração de OD(mg/L)')
figure (2);
plot(x,DBOm,'r')
title('Concentração de DBOm x Distância')
xlabel('Distância da fonte geradora (m)')
ylabel('Concentração de DBOm(mg/L)')

```

## APÊNDICE B

### Modelo Streeter Phelps tradicional no software MATLAB Campanha 04/12/2016

```

%-----variáveis-----

D=610; %posição em relação ao ponto de descarga(m)
x(1)=0; %posição inicial
passo=1; %intervalo de análise(m)
v=0.1; %velocidade do rio(m/s)
Kd=0.18; %coeficiente de desoxigenação(1/dia)
Kr=0.7; %coeficiente de reaeração(1/dia)
DBOr=5.51; %DBO rio(mg/L)
DBOe=51.41; %DBO efluente(mg/L)
ODr=8; %OD inicial rio(mg/L)
ODE=2.4; %OD efluente mg/L)
Qr=0.37; %vazão (m³/s)
Qe=0.023; %vazão efluente(m³/s)
T=26.7; %temperatura do rio (°C)
V=v*60*60*24;

for i=1:10
    OD(i)=ODr;
    DBOm(i+1)=DBOr;
    t(i+1)=(x(i)/V);
    x(i+1)=x(i)+passo;
    t1(i+1)=(t(i)*24);
end

%-----cálculos auxiliares-----

ODsat=14.652-(0.41022*T)+(0.0079910*(T^2))- (0.000077774*(T^3));
%Concentração de saturação de OD(mg/L)
Co=((Qr*ODr)+(Qe*ODE))/(Qr+Qe);
%concentração inicial de oxigênio, após a mistura,mg/L%
Do=ODsat-Co; %déficit
inicial de oxigênio dissolvido, logo após a mistura,mg/L%
kd=Kd*(1.047^(T-20)); %correção
de kd de acordo com a temperatura
kr=Kr*(1.024^(T-20)); %correção
de kr de acordo com a temperatura
DBOm(11)=((Qr*DBOr)+(Qe*DBOe))/(Qr+Qe); %DBO no
ponto de mistura
OD(11)=((Qr*ODr)+(Qe*ODE))/(Qr+Qe); %OD no
ponto de mistura
kt=1/(1-(exp(-5*kd))); %constante
de transformação da DBO5 a DBOu KT
Lo=DBOm(11)*kt; %demanda
última de oxigênio
tc=(1/(kr-kd))*(log((kr/kd)*(1-((Do*(kr-kd))/(Lo*kd))))); %tempo
crítico, dias
Dc=(kd/kr)*Lo*(exp(-kd*tc)); %déficit
crítico de oxigênio
dc=tc*v*86400; %distância
crítica

```

```

Cc=ODsat-Dc;
%concentração crítica de oxigênio dissolvido (Cc)
V=v*60*60*24;                                     %conversão
da velocidade para m/dia

%-----execução-----

for i=11:340;
    OD(1+i)=ODsat-(((kd*DBOm(i))/(kr-kd))*(exp(-kd*(x(i)/V))-exp(-
kr*(x(i)/V))))+(ODsat-OD(i))*exp(-kr*(x(i)/V)));
    DBOm(i+1)=DBOm(i)-(1-exp(-kd*(x(i)/V)));
    t(i+1)=(x(i)/V);
    x(i+1)=x(i)+passo;
end
kr2=1.61
for i=340:D-1;
    OD(1+i)=ODsat-(((kd*DBOm(i))/(kr2-kd))*(exp(-kd*(x(i)/V))-exp(-
kr2*(x(i)/V))))+(ODsat-OD(i))*exp(-kr2*(x(i)/V)));
    DBOm(i+1)=DBOm(i)-(1-exp(-kd*(x(i)/V)));
    t(i+1)=(x(i)/V);
    x(i+1)=x(i)+passo;
end

figure (1);
plot(x,OD,'b')
title('Concentração de OD x Distância')
xlabel('Distância da fonte geradora (m)')
ylabel('Concentração de OD(mg/L)')
figure (2);
plot(x,DBOm,'r')
title('Concentração de DBOm x Distância')
xlabel('Distância da fonte geradora (m)')
ylabel('Concentração de DBOm(mg/L)')

```



## REFERÊNCIAS

ALVES, G. P. M.; FONINI, A.; GIRARDELLO, V.; THOMÉ, A. **Caracterização do esgoto sanitário coletado na cidade de Passo Fundo-RS**. Teoria e Prática na Engenharia Civil. n. 10, p. 25-29, 2007.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed., Washington, DC: APHA, 2012.

ALMEIDA, T. V. D. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006. 68 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. Revista da Biologia, v. 5, p. 16-19, 2010.

ANDREOTTOLA, G; FOLADORI, P. **Treatability evaluation**. In.: QUEVAUVILLER, P; THOMAS, O; BEKEN, A. V. D. Wastewater Quality Monitoring and Treatment. Ed. John Wiley & Sons, Ltd, England, 2006.

ANA – Agência Nacional de Água. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília/DF, 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 1986. **Norma NBR 9648/1986 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos** Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, BR, 1993.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 1987. **Norma NBR 9898/1987 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – Procedimento**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, BR, 1987b.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 1993. **Norma NBR 7229/1993 – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário - Procedimento.** Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, BR, 1986.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.R.; WILLIAMS, J.R. Large área hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

BARRETO, J. M. **Inteligência artificial – No limiar do século XXI.** 3 edição - Florianópolis – SC. O autor., 2001. 397 p.

BARRETO, Luciano Vieira et al. **EUTROFIZAÇÃO EM RIOS BRASILEIROS.** 16. ed. Itapetinga-ba: Enciclopédia Biosfera, 2013. 2166 p.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo.** 2008. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2008 b.

BEM, C. C. **A dinâmica do fósforo nas águas da bacia do Rio Ocoí e sua contribuição para a carga de nutrientes do reservatório de Itaipu.** 2006. xii, 65 f.: Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curso Superior de Tecnologia Ambiental, Modalidade Tratamento de Resíduos Industriais, Medianeira, 2006.

BEM, J. F; LAZZARIN, L. **Estudo de caso comparativo entre o tratamento de esgoto doméstico em RALF, UASB e lagoas.** (2009) 61 f. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2009.

BENETTI, A. BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação.** 2.ed., Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1997. p.849-877. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v. 4)

BRAGA, Benedito et al - **Introdução à Engenharia Ambiental** - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, n. 53, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.º. 430 de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.** Brasília, DF, 2011

BRASIL. Agência Nacional Das Águas. Portal da Qualidade das águas. Disponível em. Acesso em: 26 out 2015.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes.** *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-80, 1977.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo:** Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Série Relatórios. 2009.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Acessado em 18 de novembro de 2015. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. **“QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07: Documentation and Users Manual.”** Civil and Environmental Engineering Dept. Tufts University, Medford, MA, 2007, 105 p.

CHERNICHARO, C.A.L. et al. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo** - Apêndice A - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias

analíticas e de amostragem. 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 26 out. 2015.

CUNHA, A. Cavalcanti da. **Monitoramento, parâmetros e modelos da qualidade da água**. Curso para engenheiros e técnicos das Unidades de Monitoramento dos OEMAs. Macapá:2000.

CUNHA, C. L. N. et al. **Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 8 – Nº 3 – jul/set 2003, 126-134

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T (Orgs). **Geomorfologia e meio ambiente**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.

DEZOTTI, M. **Processo e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. v. 5, Série Escola Piloto em Engenharia Química COPPE/UFRJ, 2008.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde. Brasília, 2004.

DONIGIAN, A.S. Jr.; IMHOFF, J. C.; BICKNELL, B. R.; KITTLE, J. L. Jr. **Application Guide for Hydrologie Simulation Program - Fortran (HSPF)**. EPA-600/3-84-065, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 1984.

DUARTE, M.A.C; CEBALLOS, B.S.O de; KONIG, A. **O ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO DE CARLSON (IET) APLICADO EM CORPOS AQUÁTICOS LÊNTICOS DO NORDESTE DO BRASIL**. Natal/RN.1998

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. 3.ed, USA: McGraw-Hill, 2000.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciências, 1998.

EYNG.E. **Controle feedforward-feedback aplicado às colunas de Absorção do processo de produção de etanol por Fermentação**. Tese de Doutorado

apresentada à Faculdade de Engenharia Química para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Química. Campinas - São Paulo, 2008

FARAGE, José de Alencar Pinto et al. **Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do Rio Pomba**. Reveng, Viçosa - Mg, v. 18, n. 4, p.322-328, ago. 2010. Disponível em: <<http://www.gpqa.ufv.br>>. Acesso em: 19 mar. 2016.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Manual de Saneamento**, 2006.

FURTADO, A. L. F. F.; CALIJURI, M. do C.; LORENZI, A. S.; HONDA, R. Y.; GENUÁRIO, D. B.; FIORE, M. F. **Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production**. Hydrobiologia, p. 195 – 209, 2009.

FUZINATTO, C. F. **Avaliação da qualidade da água de rios localizados na ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade de água**. Florianópolis: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.

GARCIA, R. L. **Simulação da qualidade da água em regime não-permanente**. Originalmente apresentado como Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1997.

IBGE CIDADES. **Paraná**. 2013. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=41&search=parana>>. Acesso em: 12 nov. 2015.

IMHOFF, K. R.; IMHOFF, K. **Manual de tratamento de águas residuárias**. Editora Edgard Blucher. São Paulo, 1996.

IPARDES. Indicadores ambientais por bacias hidrográficas do Estado do Paraná. Curitiba: IPARDES, 2008.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.

HAITH, D. A.; SHOEMAKER L. L. Generalized Watershed Loading Functions for stream flow nutrients. **Water Resources Bulletin**, v. 23, n. 3, 1987.

HAMMER, M. J.; JR HAMMER, M. J. **Water and Wastewater Technology**. 6 ed. New Jersey: Prentice Hall International Inc, 2007.

HESPANHOL, K. M. H. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do Ribeirão Morangueiro**. Universidade Estadual de Maringá. Dissertação de Mestrado. 2009.

LAMPARELLI M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**. Medianeira, PR, 2015. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Medianeira, 2015.

MACÊDO, Jorge A. B. de. **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. 3ed. Belo Horizonte: Macêdo, 2005.

MACKENZIE, L. D. **Water and wastewater engineering: Design principles and practice**. Ed. McGraw-Hill Companies. 2010.

MENEGOL, Solangela. **Avaliação de características físico-químicas do leito do rio Alegria**. 2002. xiv, 89 f.: Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curso Superior de Tecnologia Ambiental, Modalidade Resíduos Industriais, Medianeira, 2002.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4 ed. Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. New York: McGraw -Hill, 2003.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 4<sup>o</sup> ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

MONACO, P. A. V. Lo; MATOS, A. T. de; RIBEIRO, I. C. A; BATISTA, A. P. da S; MIRANDA, S. T; EUSTÁQUIO JR, V. **Tratamento de esgoto sanitário utilizando coagulante natural seguido de filtro orgânico**. Caatinga, Mossoró, v. 27, n. 1. p. 28-40, 2014.

MONTEIRO, António Jorge. **EUTROFIZAÇÃO**. 2004. - Curso de Engenheiro Civil, Engenharia Civil e Arquitetura, Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2004.

MORAIS, K de M.C. **AUTODEPURAÇÃO DO IGARAPÁ SANTA ISABEL NO MUNICÍPIO HOMÔNIMO - APLICAÇÃO DO MODELO DE STREETER-PHELPS**. 2012. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Pará, Belém/PA, 2012.

NASCENTES, A.L. **Avaliação da eficiência de sistemas de tratamento de esgotos do tipo manta de lodo – Filtro biológico aeróbio, aplicado em escala piloto**. Fiocruz – Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, 2004.

NETO, C. O. de A. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, p. 35-74. 1997.

NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio turvo**. Viçosa: BBT, 2008. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, 2008.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. Edgard Blucher: São Paulo, 2003.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Resolução SEMA 021/09**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Curitiba, 2009.

PENTEADO, E.D. **Modelagem da qualidade da água do rio Monjolinho utilizado o modelo QUAL2E: ênfase em matéria orgânica**. Monografia (graduação em

Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2009.

PORTO, M. F. A.; FERNANDES, C. V. S.; KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; BRITES, A. P. Z.; MARIN, M. C. F.C; MACHADO, F. W.; CHELLA, M. R.; SÁ, J. F.; MASINI, L. (2007) “**Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão**”. Curitiba: UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento. (FINEP/CTHIDRO). Projeto concluído.

PRADA, S.M.; OLIVEIRA, E. de **Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Garças**, Cotia – SP, In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 29. 2006, São Paulo. Anais. São Paulo, 2006.

PROSAB. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

RIBEIRO, I. V. A. S. **Estudo do estado trófico do reservatório Acarape do Meio mediante a determinação de indicadores de qualidade de água**. 2007. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgar Blücher, 2005.

SANEPAR – **Sanepar entrega obras de esgoto em Matelândia e Medianeira**. 2013. Disponível em: < <http://site.sanepar.com.br/noticias/sanepar-entrega-obras-de-esgoto-em-matelandia-e-medianeira> >. Acesso em: 15 mar. 2016.

SANTOS, A.R. dos. **Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa-MG**, Viçosa: UFV, 2001. Dissertação de Doutorado.

SILVA, S. M. C. P. da; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: SEGRAC, v.6, 2001, 484 p. cap. 3.



SILVA, S. M. C. P. da; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: SEGRAC, v.6, 2001, 484 p. cap. 3.

SCHÜTZ, F. C. de A. **Desenvolvimento de um modelo em redes neurais para a simulação da autodepuração do Rio Alegria - PR**. 2014. 150 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós Graduação de Engenharia Agrícola, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Medianeira, 2014.

SOUZA, T, J. SANTOS, D, K. COSTA, C, J, M. COSTA, F, L, P. MOTA, F, M. **Avaliação do desempenho do reator uasb na desnitrificação de águas residuárias domésticas**. 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitário e Ambiental. Disponível em< <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-058.pdf>>. Acessado em: 11 maio 2016.

SOUSA, Josette Lourdes de; SILVA, Fabíola Dias da; LIMA, Anita Maria de. **Avaliação da remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal em amostras de esgoto doméstico submetido a pós-tratamento em tabuleiros irrigados**. 18. ed. Lagoa Nova: Cobeq, 2010. 10 p.

TACHINI, M; BELLI FILHO, P; PINEIRO, A. **Avaliação do tratamento conjunto de lodo de tanques sépticos e esgotos domésticos em um RALF**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - SIBESA. 2002.

THOMANN, R. VB., MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control** New York: Harper & Row, 1987.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**, In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12. Anais Camboriú, 1983.

TOLEDO Jr., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes**

**tropicais. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 12 p. + 32 figs. (*Relatório Interno CETESB*). 1990**

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e Qual-UFMG na Bacia do Rio Lambari – Poços de Caldas**. Dissertação em pós-graduação em ciência e Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL– Poços de Caldas. 2014

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Better assessment science integrating point and nonpoint sources—BASINS version 3.0, User's manual**. EPA-823-B-01-001, USEPA, Washington, D.C, 2001.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C.A.; BOSCH, D.D.; ANDERSON, W.P. **AGNPS: Agricultural Non-point Source Pollution Model**. A Watershed Analysis Tool. USDA, Conservation Research Report 35, 1987.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos** - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Editora da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG – Belo Horizonte, 2005.

WALT, D.P., FRANÇA, J.B., FERREIRA, A.C.S. **Eutrofização dos corpos hídricos. Leitura de Minuto**. Secretaria dos Recursos Hídricos, Ceará, 2007.

WETZEL, R.G (1983) – **Limnology**. Saunders College Publishing, New York, 2ed. 767p.

ZANINI, Helen L. H. T.; AMARAL, Luiz A. do; ZANINI, José R. **Caracterização da água da microbacia do Córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico**. Jaboticabal, v. 8, p.732-741, ago. 2010