



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE PALMAS  
PROGRAMA DE MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA AMBIENTAL

ÍTALO WANDERLEY ALMEIDA

**CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO CÓRREGO PERNADA FRENTE ÀS  
DEMANDAS DE EXPANSÃO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE  
PARAÍSO DO TOCANTINS – TO.**

PALMAS, TO.  
2016.

ÍTALO WANDERLEY ALMEIDA

**CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO CÓRREGO PERNADA FRENTE ÀS  
DEMANDAS DE EXPANSÃO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE  
PARAÍSO DO TOCANTINS – TO.**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Tocantins, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

**Área de concentração:** Recursos Hídricos

**Linha de pesquisa:** Gestão dos Recursos Hídricos

**Orientador:** Prof. Dr. Girlene Figueiredo Maciel

PALMAS, TO.

2016.

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins**

---

A447c Almeida, Ítalo Wanderley.

Capacidade de autodepuração do Córrego Pernada frente às demandas de expansão do sistema de esgotamento sanitário de Paraíso do Tocantins - TO. / Ítalo Wanderley Almeida. – Palmas, TO, 2016.

89 f.

Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) Profissional em Engenharia Ambiental, 2016.

Orientador: Gírlene Figueiredo Maciel

1. Autodepuração . 2. Córrego Pernada. 3. Modelo de Streeter-Phelps. 4. Esgotamento Sanitário. I. Título

**CDD 628**

---

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

**Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).**

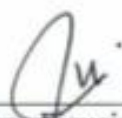
## FOLHA DE APROVAÇÃO

ÍTALO WANDERLEY ALMEIDA

### CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO CÓRREGO PERNADA FRENTE ÀS DEMANDAS DE EXPANSÃO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE PARAÍSO DO TOCANTINS-TO

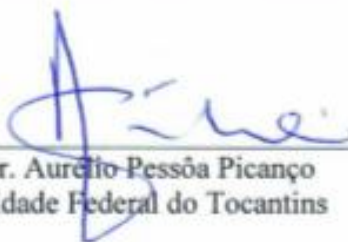
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Nível Mestrado Profissional, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. A presente dissertação foi aprovada pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo relacionados:

#### BANCA EXAMINADORA



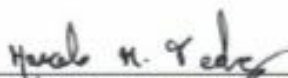
---

Prof. Dr. Girlene Figueiredo Maciel  
Universidade Federal do Tocantins (Presidente)



---

Prof. Dr. Aurelio Pessoa Picanço  
Universidade Federal do Tocantins



---

Prof. Dr. Marcelo Mendes Pedroza  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins

Aprovada em: 18 de maio de 2016

Local de defesa: Sala 27 do bloco II

Universidade Federal do Tocantins, Campus Universitário de Palmas

Dedico este trabalho aos meus pais Alfredo e Lúcia,  
idealizadores de minha trajetória para a vida.

## AGRADECIMENTOS

O Presente trabalho é reflexo da soma de muitas parcerias e de grandes contribuições as quais são dignas de reconhecimento:

Primeiramente a Deus, por me proporcionar, em mais um momento de minha vida, a busca por novos conhecimentos.

Aos meus familiares, em especial minha mãe Lúcia e minha avó Mariah, pelo incentivo e crédito incondicional.

Aos amigos e companheiros de mestrado, pelo respeito, tolerância, apoio e parcerias ao longo desta jornada.

A Universidade Federal do Tocantins – UFT, por contribuir para a formação de uma sociedade cada vez mais culta.

A Companhia de Saneamento do Tocantins, pela oportunidade e incentivo aos seus integrantes quanto à capacitação e disponibilidade de acesso às informações de suas unidades.

Ao Professor Dr. Girlene Figueiredo Maciel pela orientação e contribuições na realização deste trabalho.

Ao amigo Evilásio Dias, pelo apoio nas campanhas de campo.

A minha esposa, amiga e parceira Rejane Almeida, real motivação pela qual possa vir estar completando esta etapa de minha vida, pelos momentos de dificuldades enfrentados juntos no decorrer deste trabalho, pela força, apoio incondicional prestado, contribuições e presença nas horas em que a fraqueza quis dominar a coragem.

A todos que direta ou indiretamente puderam contribuir para que este sonho se tornasse realidade.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

(Marthin Luther King)

## RESUMO

ALMEIDA, I.W. (2016). **Capacidade de autodepuração do Córrego Pernada frente às demandas de expansão do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins - TO**. 89 f. Dissertação (Mestrado) Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a capacidade de autodepuração do Córrego Pernada, localizado no município de Paraíso do Tocantins – TO. Para tanto, foi realizado um diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário existente, bem como um levantamento dos planos de expansão do mesmo. Tal levantamento foi subsidiado a partir de informações fornecidas pela Concessionária de Saneamento e da Prefeitura Municipal. Observou-se que o sistema de tratamento existente tem atendido aos padrões de remoção estabelecidos pela legislação, onde o efluente após tratado é lançado no Córrego Pernada. Porém, com a expansão do sistema, a capacidade depuradora do curso d'água poderá ser prejudicada, dessa forma, aplicou-se o modelo matemático de Streeter-Phelps para avaliação da capacidade de autodepuração do curso hídrico. Para esta análise considerou-se o período de maio a outubro de 2015, para o qual foi realizado um monitoramento sistemático de vazão no corpo receptor a montante do lançamento de efluentes pela Estação de Tratamento de Esgotos do município, sendo observada uma vazão crítica de 35,04 L/s no mês de setembro. Na modelagem, além dos dados de vazão, utilizou-se dos valores de OD e DBO<sub>5</sub> obtidos dos relatórios de monitoramento e controle da qualidade fornecidos pela concessionária, condição pela qual foram estabelecidos os coeficientes de desoxigenação ( $K_1$ ), decomposição ( $K_d$ ) e reaeração ( $K_2$ ). Assim, a partir dos perfis de OD e DBO obtidos, pode-se concluir que para a DBO<sub>5</sub> a vazão máxima efluente do Córrego Pernada já está sendo operada e acréscimos no volume lançado poderão ultrapassar o limite da sua capacidade de autodepuração.

**Palavras-chave:** Autodepuração; Córrego Pernada; Modelo de Streeter-Phelps; Esgotamento Sanitário.



## ABSTRACT

ALMEIDA, I.W. (2016). **Self-purification capacity of the Pernada Stream front the demands of expansion of the sanitary sewage system of Paraíso do Tocantins - TO.** 89 f. Dissertation (Master) Environmental Engineering, Federal University of Tocantins.

This study aimed to evaluate the self-purification capacity of the Pernada Stream, located in the municipality of Paraíso do Tocantins – TO. Therefore, it was performed a diagnosis of the existing sanitary sewage system, as well as a surveying of the expansion plans of that. Such surveying was subsidized through information provided by the Sanitation Concessionaire and the City Hall. It was noted that the existing treatment system has satisfied the removal standards established by law, where the effluent, after treated, it is released in the Pernada Stream. However, with the expansion of the system, the purifying capacity of the watercourse may be impaired, thus, it was applied the mathematical model of Streeter-Phelps (1925) to evaluate the self-purification capacity of the water course. For this analysis was considered the period from May to October 2015, for which was performed a systematic monitoring of flow in the receiving body the amount of discharge of effluents by the Sewage Treatment Station of the city, being observed a critical flow of 35.04 L/s in September. In modeling, besides the data of flow, it was used the OD values and BOD<sub>5</sub> obtained from monitoring and quality control reports provided by the concessionaire, condition in which the coefficients of deoxygenation ( $K_1$ ), decomposition ( $K_d$ ) and reaeration ( $K_2$ ) have been established. Thus, from the OD and BOD profiles obtained, it can be concluded that for BOD<sub>5</sub> the maximum flow effluent of Pernada Stream is already being operated and increases in the released volume may exceed the limit of its self-purification capacity.

**Keywords:** Self-purification; Pernada Stream; Streeter-Phelps' Model; Sanitary Sewage.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Processo de autodepuração.....	24
Figura 02 - DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.....	27
Figura 03 - Localização da Bacia do Córrego Pernada.....	35
Figura 04 - Resumo esquemático dos procedimentos metodológicos utilizados no trabalho.....	36
Figura 05 - Trecho de medição de vazão.....	37
Figura 06 - Trecho de medição de vazão.....	37
Figura 07 - Marcação de um trecho de um rio.....	38
Figura 08 - Medição de larguras e profundidades das seções.....	38
Figura 09 - Validação do método de vazão com o FlowTracker.....	40
Figura 10 - Medidor de vazão ultrassônico.....	41
Figura 11 - Procedimentos de coleta para monitoramento do corpo receptor.....	42
Figura 12 - Projeção de atendimento das áreas aptas (2016-2019).....	47
Figura 13 - Acesso à Estação de Tratamento de Esgoto de Paraíso.....	49
Figura 14 - Descarga de caminhão limpa-fossas na ETE.....	50
Figura 15 – Vista geral do Tratamento Preliminar.....	51
Figura 16 - Gradeamento Mecanizado.....	51
Figura 17 - Reator UASB.....	51
Figura 18 - Floccodcantador.....	51
Figura 19 - Leito de Secagem .....	52
Figura 20 - Tanque de Contato (Desinfecção).....	52
Figura 21 - Caixas de distribuição no solo .....	53
Figura 22 - Ponto de lançamento no corpo receptor.....	53
Figura 23 - Processos e etapas do tratamento do esgoto doméstico da ETE de Paraíso do Tocantins.....	53
Figura 24 - Córrego Pernada.....	54
Figura 25 - Geologia da Bacia do Córrego Pernada.....	55
Figura 26 - Unidades Geomorfológicas presentes na Bacia do Córrego Pernada.....	55
Figura 27 - Declividade e Hipsometria da Bacia do Córrego Pernada.....	56
Figura 28 - Unidades Pedológicas presentes na Bacia do Córrego Pernada .....	57

Figura 29 - Canalização do Córrego Pernada.....	58
Figura 30 - Canalização do Córrego Pernada.....	58
Figura 31 - Captação Córrego Pernada.....	58
Figura 32 - Barragem Córrego Pernada.....	58
Figura 33 - Ligações de Esgoto realizadas.....	60
Figura 34 - Ampliação das redes coletoras.....	60
Figura 35 - Resultados das vazões obtidas para o Córrego Pernada no período de maio a outubro de 2015.....	70
Figura 36 - Córrego Pernada no mês de maio/15.....	71
Figura 37 - Córrego Pernada no mês de setembro/15.....	71
Figura 38 - Perfis de OD durante os meses de maio a outubro de 2015.....	72
Figura 39 - Perfis de DBO <sub>5</sub> durante os meses de maio a outubro de 2015.....	74
Figura 40 - Perfis de OD e DBO <sub>5</sub> para a menor vazão observada no Córrego Pernada.....	76
Figura 41 - Perfis de OD e DBO <sub>5</sub> para previsão de lançamento para os anos de 2016, 2017, 2018 e 2019.....	78

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Valores obtidos de $K_1$ para o período avaliado.....	42
Tabela 02 - Valores obtidos de $K_2$ para o período avaliado.....	44
Tabela 03 - Valores obtidos de velocidade do Córrego Pernada para o período avaliado.....	45
Tabela 04 - Resultados das etapas de tratamento da ETE no período de maio a outubro de 2015. ....	61
Tabela 05 - Resultados do monitoramento da qualidade da água do corpo receptor a montante no período de maio a outubro de 2015.....	64
Tabela 06 - Resultados do monitoramento da qualidade da água do corpo receptor a jusante no período de maio a outubro de 2015.....	67
Tabela 07 - Projeções para atendimento das áreas aptas do PMAE.....	77

## LISTA DE QUADROS

Quadro 01 - Valores típicos de $K_1$ em condições de laboratório (base e, 20°C).....	28
Quadro 02 - Equações para a obtenção de $K_d$ em função da profundidade e vazão.....	29
Quadro 03 - Valores típicos de $K_2$ (base e, 20°C).....	29
Quadro 04 - Valores do coeficiente $K_2$ ( $d^{-1}$ ) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).....	30
Quadro 05 - Valores do coeficiente $K_2$ ( $d^{-1}$ ) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C) utilizados para a modelagem.....	43

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PMAE	Plano Municipal de Água e Esgoto
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
SAA	Sistema de Abastecimento de Água
PPP	Parceria Público-Privada
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
APPs	Áreas de Preservação Permanentes
RCE	Rede Coletora de Esgoto
QPC	Quota Per Capita de Água
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
$K_1$	Coefficiente de Desoxigenação
$K_d$	Coefficiente de Remoção de DBO Efetiva no Rio
$K_2$	Coefficiente de Reaeração
$C_s$	Concentração de Saturação de OD

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	19
2.1 Objetivo Geral.....	19
2.2 Objetivos Específicos.....	19
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	20
3.1 Saneamento no Brasil.....	20
3.2 Impactos do lançamento de efluentes nos corpos receptores.....	21
3.3 Padrões de lançamento e qualidade do corpo receptor no Brasil.....	22
3.4 Capacidade de autodepuração dos corpos hídricos.....	23
3.5 Modelos de autodepuração.....	25
3.5.1 Modelo de Streeter-Phelps.....	26
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	34
4.1 Área de Estudo.....	34
4.2 Procedimentos metodológicos.....	36
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	49
5.1 Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins - TO.....	49
5.1.1 Caracterização da Estação de Tratamento de Esgoto – E.T.E.....	49
5.1.1.1 Processos de Tratamento existentes.....	50
5.1.2 Caracterização do Corpo Receptor.....	53
5.1.3 Expansão do sistema existente.....	59
5.1.4 Eficiência do sistema de esgotamento sanitário e qualidade da água do corpo receptor.....	60
5.2 Vazão crítica.....	70
5.3 Avaliação da capacidade de autodepuração do Córrego Pernada.....	72
5.4 Determinação da vazão máxima efluente.....	76
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	81

<b>7 RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>83</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>84</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil ainda está marcado por uma grande desigualdade e déficit ao acesso em relação à coleta e tratamento de esgoto (LEONETI et al., 2011, p. 332). Recentemente, o Ministério das Cidades através da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, publicou um diagnóstico dos serviços de água e esgoto referente ao ano de 2014. Segundo informações deste, no país 93,2% da população urbana é atendida com rede de distribuição de água tratada e 57,6% com serviços de coleta de esgotos. A situação fica mais preocupante quando se analisa a região norte, onde somente 67,8% são atendidos com distribuição de água e apenas 9,9% com coleta de esgotos (BRASIL, 2016, p. 24).

Apesar da Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico (Lei nº 11.445 de 2007) exigir dos municípios a implantação de uma política e a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), definindo um conjunto amplo de diretrizes, objetivos e metas para a universalização destes serviços, há ainda um longo caminho pela frente.

O caminho rumo à universalização do saneamento tem impactos diretos sobre os indicadores sociais e de saúde pública (HIRATUKA et al., 2013, p. 22). Tal cenário é devido, principalmente, ao acesso a melhores condições sanitárias e ambientais como água tratada e destinação adequada dos excrementos humanos, os quais, em sua maioria, são despejados a céu aberto, deixando a população vulnerável a uma série de problemas de saúde.

Além do impacto na saúde da população, tem-se o impacto ao ambiente aonde tais resíduos são lançados, principalmente, nos cursos d'água, destinos preferenciais dos efluentes produzidos pela sociedade. Moruzzi et al. (2012, p. 448) citam que dependendo da quantidade de águas residuárias, bem como a concentração de poluentes presentes nestas, o seu lançamento pode ser considerado lesivo ao meio ambiente, com consequências catastróficas, pois podem ultrapassar a possibilidade de assimilação destes locais.

Os corpos hídricos, naturalmente possuem uma capacidade de autorecuperação, tal condição está relacionada diretamente com as características hidráulicas do sistema, formando um equilíbrio dinâmico para a manutenção desta resiliência. Dessa maneira, quando as atividades humanas passam a provocar alterações acima da capacidade suporte desses ambientes, as consequências são sentidas diretamente pelos cursos d'água, onde os efeitos da degradação se tornam evidentes.

Portanto, estudar a capacidade depuradora dos corpos hídricos mostra-se bastante importante como mecanismo de controle e prevenção de poluição, sendo os modelos

matemáticos utilizados para simular a qualidade da água e o processo de autodepuração destes ambientes importantes ferramentas no auxílio à gestão desses recursos (COSTA e TEIXEIRA, 2010, p. 50).

Guedes et al. (2009, p. 03) descrevem que muitos modelos são utilizados para a simulação de inúmeras situações, em geral, estes combinam parâmetros de qualidade de água em função de diversos fatores, como a variação da vazão dos rios, o crescimento populacional e industrial nas bacias e a implantação de sistemas de tratamento de esgoto, tendo, dessa forma, resultados representativos do comportamento dos ambientes aquáticos frente aos eventos de poluição.

Nessa perspectiva, o estudo da capacidade de autodepuração do Córrego Pernada torna-se necessário, pois o mesmo além de funcionar como corpo receptor responsável pela diluição dos efluentes gerados na estação de tratamento de esgoto de Paraíso do Tocantins – TO é um canal que vem sofrendo as consequências do uso e ocupação desordenadas ao longo de seu percurso, uma vez que boa parte deste está inserida no contexto urbano do referido município.

É importante mencionar que o município atende atualmente cerca de 10% da população com os serviços de coleta e tratamento de esgotos, todavia, em seu Plano Municipal de Saneamento Básico há uma previsão de ampliação no atendimento destes serviços para um cenário de 95% das áreas aptas atendidas com água até 2017.

A grande inquietação neste cenário é a preocupação com a qualidade ambiental do córrego, pois não se tem conhecimento se o mesmo terá condições de receber os efluentes tratados de forma a manter a sua capacidade de resiliência.

Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a capacidade de autodepuração do Córrego Pernada face a expansão do Sistema de Esgotamento Sanitário da cidade de Paraíso do Tocantins – TO.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

- Avaliar a capacidade de autodepuração do Córrego Pernada face a expansão do Sistema de Esgotamento Sanitário da cidade de Paraíso do Tocantins – TO.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Realizar o diagnóstico do cenário operacional do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins - TO;
- Determinar a vazão crítica do corpo receptor, Córrego Pernada, para previsão de demandas futuras;
- Avaliar por meio do modelo matemático de Streeter-Phelps a vazão máxima efluente de lançamento no Córrego Pernada com vistas ao atendimento da Legislação Ambiental.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Saneamento no Brasil

O saneamento básico é considerado uma das melhores e mais eficazes soluções para a promoção de saúde. Financeiramente, o investimento é relativamente baixo comparado ao retorno, sendo a promoção da saúde populacional um dos principais benefícios (FERREIRA e CORAIOLA, 2008, p. 260).

Os investimentos no setor, além de atender às prementes demandas sociais, ambientais e de saúde pública, ampliando o acesso de parte significativa da população brasileira a serviços de Saneamento Básico, têm também suma importância na geração de emprego, renda e tributos (HIRATUKA et al., 2013, p. 25).

Teixeira et al., (2014, p. 95) ao estudarem o impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009 concluíram que o país gastou 2,141 bilhões de reais no referido período, ou seja, 2,84% do gasto total do SUS com consultas médicas e internações hospitalares resultantes de doenças associadas às condições precárias de saneamento no país.

Diante desse cenário, o que se pode denotar é que o modelo de saneamento existente não conseguiu atender de forma homogênea todas as áreas do país. Para Guimarães et al. (2014, p. 54), resta ainda muita disparidade, especialmente em áreas de vulnerabilidade social, em que a irregularidade das moradias e a pouca capacidade financeira para pagamento das tarifas são barreiras para a prestação de serviços adequados.

Uma ferramenta de fundamental importância nesse processo é a elaboração e implementação do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) como forma de direcionar as atividades desenvolvidas nos municípios. A existência do plano municipal é uma exigência da Lei nº 11.445 de 2007, conhecida por Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico. Todavia, a realidade vivida pelo poder municipal é mais complexa, dificultando a elaboração de um plano de saneamento adequado com a realidade local.

Em 2010, a Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico foi regulamentada pelo Decreto federal nº 7.217/2010. Tal decreto passou a ser uma preocupação para os municípios, pois determinava a existência de plano de saneamento, até dezembro de 2014, condição para o acesso a recursos orçamentários da União ou a recursos de financiamentos, quando destinados

a serviços de saneamento básico. Entretanto, o prazo para a elaboração do plano foi alterado pela segunda vez, sendo, inicialmente, pelo Decreto nº 8.211/2014 para 31 de dezembro de 2015 e, por último, para dezembro de 2017 pelo Decreto nº 8.629/2015.

### **3.2 Impactos do lançamento de efluentes nos corpos receptores**

A poluição dos corpos de água é um problema mundial e o seu controle é considerado um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos, não só no Brasil, como no mundo (TEODORO et al., 2013, p. 276). De acordo com Guedes et al. (2009, p. 02), embora a água seja considerada um recurso renovável, a ocorrência de processos poluidores tem contribuído consideravelmente para a perda de sua qualidade, caracterizando um sério desequilíbrio entre a disponibilidade hídrica e a demanda necessária a seus múltiplos usuários.

Infelizmente, uma das soluções ainda amplamente adotadas para o despejo de esgoto doméstico é o lançamento em corpos d'água, na maioria das vezes, sem tratamento prévio. Tal atividade tem consequências ambientais significativas, pois, segundo Cunha e Ferreira (2006, p. 1716), a poluição de um rio devido ao lançamento de efluentes não ficará restrita ao trecho do rio onde ocorre o lançamento, mas comprometerá toda a sua bacia hidrográfica, bem como a sua região estuarina onde lança suas águas.

Além 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 água (SARDINHA et al., 2008, p. 330).

Cunha e Ferreira (2006, p 1715) citam que em condições normais, as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio devido a sua baixa solubilidade. A presença de certos poluentes, principalmente de origem orgânica, provoca a diminuição da concentração de OD, podendo levar ao desaparecimento e, conseqüentemente, à extinção dos organismos aquáticos aeróbios, já que a decomposição da matéria orgânica, pelas bactérias aeróbias, é feita a partir do consumo do OD. Isso indiretamente afeta a sustentabilidade do habitat, fonte de alimento e estruturação trófica, considerando que a maior parte dos organismos é substituída por alguns organismos especializados, tolerantes a baixas condições de oxigênio. Como consequência disso, há perda da biodiversidade aquática, a qual depende de teores mínimos de oxigênio dissolvido para sua existência (RICCIARDONE et al., 2011, p. 64), além de tornar o curso hídrico impróprio para as demais atividades.

Para Leoneti et al. (2011, p. 333), uma das principais soluções é o investimento em

saneamento, tentando através de processos físicos, químicos e/ou até biológicos devolver ao ambiente um resíduo que ofereça menos impacto, uma vez que as estações de tratamento de esgoto reproduzem em um menor espaço e tempo, a capacidade de autodepuração dos cursos d'água, lançando um efluente mais estabilizado e por consequência, menos impactante que atendam aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente.

### **3.3 Padrões de lançamento e qualidade do corpo receptor no Brasil**

Padrões de qualidade de água são instrumentos legais aplicáveis ao controle da poluição, incluindo aquela devida aos esgotos sanitários gerados em áreas urbanas (VERÓL e VOLSCHAN JR, 2007, p. 02). No Brasil, as Resoluções Conama 357/2005 e 430/2011 estabelecem os requisitos sobre os padrões de lançamento e qualidade da água do corpo receptor. A primeira, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, já a segunda, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Resolução Conama n° 357/2005 dividiu as águas do território nacional em águas doces (salinidade  $\leq 0,5\%$ ), salobras (salinidade  $> 0,5\%$  e  $< 30\%$ ), e salinas (salinidade  $\geq 30\%$ ), estabelecendo classes de qualidade para as mesmas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. Esse processo de enquadramento estabelecido por tal legislação visa à garantia dos padrões de qualidade da água compatíveis com os usos que dela se faz ou se pretende. Portanto, quanto melhor a qualidade da água desejada, menores devem ser as cargas poluidoras e maiores serão os custos para tratamento de esgotos.

De acordo com Silva (2007, p. 02), quando um usuário lança efluentes líquidos em um corpo de água, é possível que esteja agregando uma série de substâncias com características físico-químicas e biológicas distintas das originalmente presentes no corpo hídrico. Assim, dependendo da quantidade de efluente lançado, bem como da concentração dos diversos constituintes (poluentes), o lançamento poderá ser incompatível com os demais usos da água, ou com os objetivos de qualidade determinada pelo enquadramento.

Nesta perspectiva, a Resolução Conama n° 430/2011 ao definir condições e padrões de lançamento de efluentes determina o nível de tratamento do efluente para o atendimento de tais padrões, no entanto, além de atender as condições de lançamento deve-se atentar para a manutenção da qualidade do corpo receptor de acordo com seu enquadramento, surgindo, dessa forma, a importância da outorga de diluição, ou seja, o lançamento de efluentes em corpos de água, não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água

estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência ou volume disponível.

Lisboa et al. (2013, p. 342) ressaltam a importância em considerar-se a capacidade de autodepuração dos cursos de água na análise das outorgas de diluição, fundamental para a manutenção dos parâmetros limites impostos pela classe de enquadramento, bem como suas metas intermediárias e finais.

Por outro lado, Miki et al. (2015, p. 41) citam que a manutenção da qualidade do corpo receptor como instrumento de controle e fiscalização de uma Estação de Tratamento de Esgotos pelo órgão ambiental não se mostra adequada, uma vez que seu padrão de qualidade depende de fatores bastante complexos e de contribuições difusas ao longo de toda a bacia hidrográfica.

Dentro dessa abordagem, observa-se que o atendimento desse cenário é um desafio a ser vencido no sistema de gestão de recursos hídricos pelos gestores, principalmente quando se fala em outorga de diluição para manutenção da qualidade do corpo receptor em função do seu enquadramento. Neste contexto, Miki et al. (2015, p. 41) sugerem como alternativa a gestão integrada dos atores envolvidos, incluindo um monitoramento em toda a bacia hidrográfica.

### **3.4 Capacidade de autodepuração dos corpos hídricos**

A autodepuração é o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (CUNHA e FERREIRA, 2006, p. 1716). Von Sperling (2005, p. 137) complementa dizendo que na autodepuração ocorre um fenômeno de sucessão ecológica, havendo uma sequência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que a comunidade mais estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais. Esse equilíbrio está diretamente relacionado à capacidade do corpo d'água em assimilar os lançamentos, não conflitando com a sua utilização (CUNHA e FERREIRA, 2006, p. 1716).

A autodepuração realiza-se por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos, sendo a decomposição da matéria orgânica, portanto, um processo biológico (BRAGA et al., 2005, p. 88), pois a estabilização desta é realizada por bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para respiração (CARVALHO et al., 2013, p. 02).

Costa e Teixeira (2010, p. 50) resumem a autodepuração como um processo natural de

recuperação da concentração de saturação do oxigênio dissolvido (OD) no corpo de água, a jusante do recebimento de uma carga orgânica biodegradável.

Segundo Braga et al. (2005, p. 88), a matéria orgânica lançada é consumida pelos decompositores aeróbios, que transformam os compostos orgânicos de cadeias mais complexas, como proteína e gordura, em compostos mais simples, como amônia, aminoácidos e dióxido de carbono.

São identificadas quatro zonas principais no processo de autodepuração em um corpo hídrico, sendo: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de água limpas (Figura 01) (VON SPERLING, 2005, p. 137) e (BRAGA et al., 2005, p. 90).

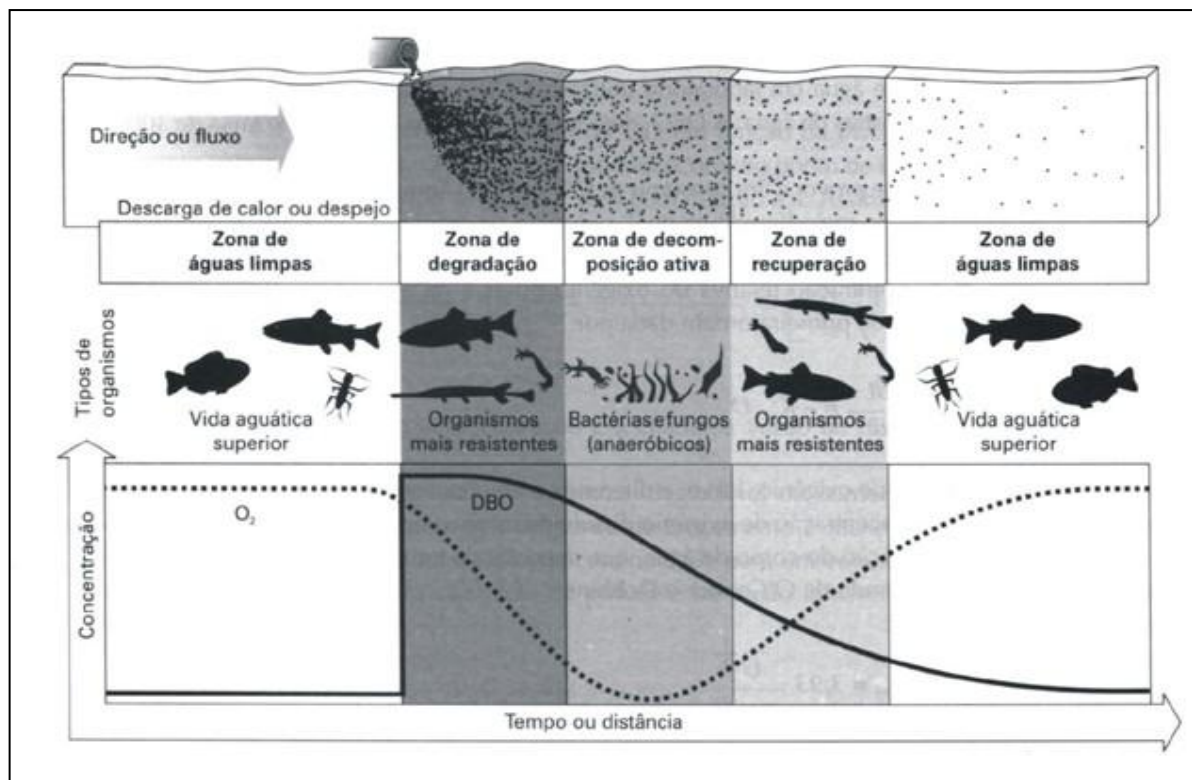


Figura 01 – Processo de autodepuração.

Fonte: BRAGA et al. (2005, p. 90).

Braga et al. (2005, p. 89 e 90) descrevem que à montante do lançamento de efluentes, em geral, é uma região de águas limpas, com elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior. Quando ocorre o despejo, o número de seres decompositores aumenta para degradação da matéria orgânica. Esta região é conhecida como a zona de degradação e ainda existem seres aquáticos no local. A zona de decomposição ativa é o local onde o oxigênio atinge o valor mínimo, podendo inclusive tornar-se igual a zero. Após certo tempo e espaço ocorre um aumento na concentração de oxigênio dissolvido, pois os mecanismos de



reaeração acabam predominando sobre os mecanismos de desoxigenação, esta é a zona de recuperação. Por último, tem-se a zona de águas limpas, é quando a água volta a apresentar condições satisfatórias com relação às concentrações de oxigênio dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e com relação à presença de organismos aeróbios.

Em síntese, segundo Braga et al. (2005, p. 88 e 89), o processo de autodepuração possui duas etapas, sendo: decomposição e recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração. Na primeira, ocorre um intenso consumo de oxigênio dissolvido para a decomposição da matéria orgânica, ou seja, alta DBO pelos decompositores aeróbios para a decomposição completa da matéria orgânica lançada na água. Já na segunda etapa, o curso hídrico começa a se restabelecer, pois o oxigênio consumido passa a ser repostado pelos processos de reaeração, tais como trocas atmosféricas e fotossíntese.

Vale ressaltar que as duas etapas citadas acima ocorrem simultaneamente ao longo de todo o processo e são influenciadas por diversos fatores, tais como: concentração de matéria orgânica no efluente e características hidráulicas do corpo hídrico. Nagalli e Nemes (2009, p. 132) complementam que a resposta dos corpos hídricos ao lançamento de despejos industriais e domésticos varia em função de suas características físicas, químicas e biológicas e da natureza das substâncias lançadas. Logo, cada curso d'água possui uma capacidade específica de autodepuração, podendo ser alterada ao longo de todo o seu percurso, sobretudo em função dos usos presentes.

Moruzzi et al., (2012, p. 448) citam que a prevenção e o controle da poluição dos recursos hídricos pressupõem o conhecimento da dinâmica de contaminação e da capacidade de recuperação do meio aquático. Portanto, devido ao grande valor ambiental deste fenômeno é que se fazem necessários os estudos de autodepuração, com o objetivo de não somente utilizar a capacidade de assimilação de matéria orgânica em um corpo receptor como alternativa no tratamento de efluentes, mas também impedir o lançamento in natura acima do que este possa suportar, garantindo, dessa forma, o equilíbrio e a biodiversidade de seu ecossistema (GUEDES et al., 2009, p. 02).

### **3.5 Modelos de autodepuração**

A modelagem da qualidade das águas é uma ferramenta que auxilia na compreensão dos fenômenos envolvidos no processo natural de assimilação de poluentes (CARVALHO et al., 2013, p. 02). De acordo com SALLA et al. (2013, p. 106), a utilização de modelos

matemáticos permite avaliar os impactos do lançamento das cargas poluidoras e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental.

Tais modelos têm a capacidade de englobar os processos hidrológicos, físicos químicos e biológicos de forma simplificada e prática, ainda que tais processos sejam complexos. Sua aplicação permite a simulação dos processos de autodepuração através da realização de estudos comportamentais dos cursos d'água, disponibilizando, deste modo, cenários das condições atuais ou futuras do rio (GUEDES et al., 2009, p. 03).

A modelagem da qualidade da água teve início com o modelo de Streeter-Phelps, aplicado, primeiramente em 1925, em um estudo no Rio Ohio. Ele contribuiu para o surgimento de inúmeros modelos numéricos utilizados em aplicativos computacionais, tais como QUAL I e II, atualizado posteriormente pelo QUAL-2E (BEZERRA et al., 2008, p. 250). No Brasil, a Universidade Federal de Minas Gerais através do professor Marcos Von Sperling tem liderado várias pesquisas com modelos de autodepuração de rios. Um modelo que tem ganhado bastante espaço nas pesquisas de autodepuração é o QUAL-UFMG, proposto por Von Sperling (2007).

Esses modelos, derivados das equações clássicas de Streeter e Phelps, têm sido largamente utilizados, não só no controle da qualidade das águas, mas, também, para prognosticar danos decorrentes da implantação de empreendimentos (BEZERRA et al., 2008, p. 250).

É importante mencionar que apesar da gama de modelos existentes, o modelo de Streeter-Phelps ainda é bastante utilizado em pesquisas de qualidade da água. De acordo com Von Sperling (2007, p. 317), tal fato é justificado devido a simplicidade conceitual do modelo e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada.

### **3.5.1 Modelo de Streeter-Phelps**

Segundo Bezerra et al. (2008, p. 250), o modelo de Streeter-Phelps é constituído, de forma genérica, por duas equações diferenciais ordinárias: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica e outra, o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica. Essas equações são nomeadas de, respectivamente, equações de demanda bioquímica de oxigênio e de reaeração.

Tal modelo considera que a taxa de redução da matéria orgânica seja proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo (STREETER & PHELPS, 1925, p. 05). Em síntese, o modelo contempla apenas dois processos: o consumo de

oxigênio, pela oxidação da matéria orgânica durante a respiração, e a produção de oxigênio, pela reaeração atmosférica.

Von Sperling (2005, p. 150) discorre que o decréscimo de oxigênio na água está associado à DBO, esta, por sua vez, representa tanto a matéria orgânica, quanto o consumo de oxigênio. A DBO no processo de autodepuração pode ser compreendida de duas formas: DBO remanescente (concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante) e DBO exercida (oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até este instante), conforme Figura 02.

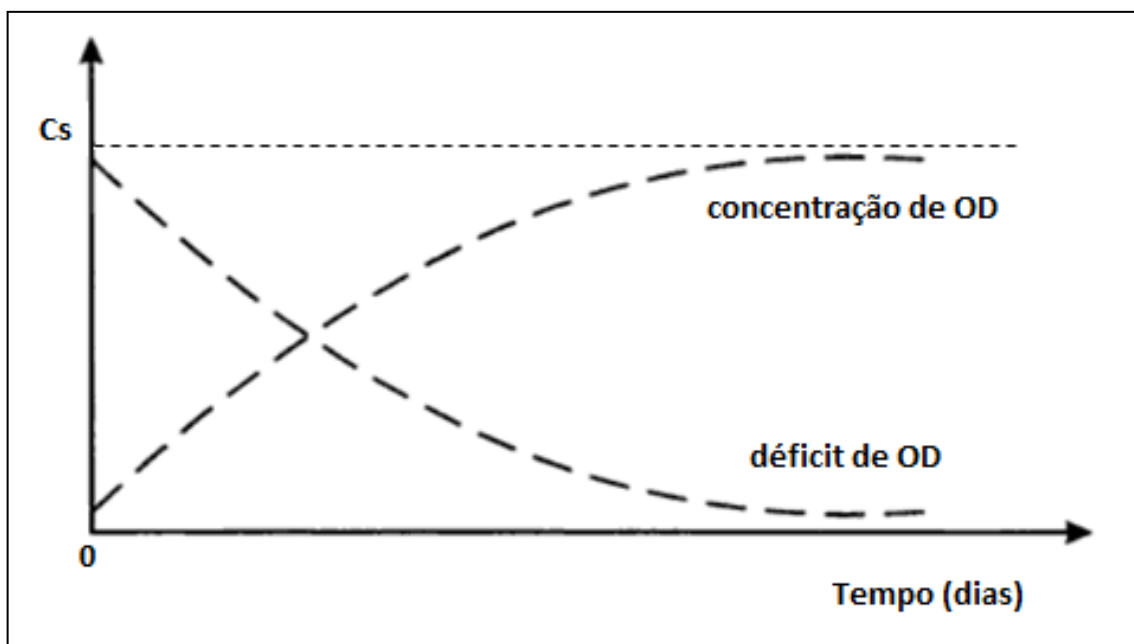


Figura 02 – DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.

Fonte: Von Sperling (2005, p. 151).

No tempo igual a zero, a matéria orgânica se apresenta em sua concentração total, enquanto o oxigênio consumido é zero. Com o passar do tempo, a matéria orgânica remanescente vai reduzindo, implicando no aumento do consumo acumulado de oxigênio. Após um período de vários dias, a matéria orgânica está praticamente toda estabilizada, ao passo que o consumo de oxigênio está praticamente todo exercido (VON SPERLING, 2005, p. 150).

Alguns coeficientes são necessários para modelagem da qualidade da água usando o Streeter-Phelps, tais como: coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), coeficiente de remoção de DBO efetiva no rio ( $K_d$ ) e coeficiente de reaeração ( $K_2$ ).

O coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) é fundamental para a modelagem do oxigênio dissolvido, sendo dependente das características da matéria orgânica, da temperatura e da

presença de substâncias inibidoras (VON SPERLING, 2007, p. 321).

A literatura, através de estudos de laboratório, padronizou alguns valores de  $K_1$  para temperatura da água de 20°C e de acordo com as características do efluente, conforme Quadro 01.

Quadro 01 – Valores típicos de  $K_1$  em condições de laboratório (base e, 20°C).

Origem	$K_1$ (dia <sup>-1</sup> )
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com água limpas	0,08 – 0,20

Fonte: Fair et al. (1973), Arceivala (1981) citado por Von Sperling (2007, p. 321).

No entanto, durante a modelagem, o mesmo deverá ser calibrado para a temperatura do curso d'água estudado, de acordo com a equação abaixo:

$$K_{1T} = K_{120} \times \Theta^{(T-20)} \quad (1)$$

Onde:

$K_{1T}$  =  $K_1$  a uma temperatura T qualquer

$K_{120}$  =  $K_1$  a uma temperatura T = 20°C

T = temperatura do líquido (°C)

$\Theta$  = coeficiente de temperatura

O coeficiente de remoção de DBO efetiva no rio ( $K_d$ ) está relacionado com a decomposição da matéria orgânica pela biomassa suspensa na massa líquida, bem como pela biomassa no lodo de fundo (VON SPERLING, 2007, p. 326). Assim, como para o  $K_1$ , para o  $K_d$  também existem valores de referência na literatura para temperaturas de 20°C. De acordo com EPA (1985) e Thomann e Mueller (1987) citado por Von Sperling (2007, p. 326), este coeficiente relaciona-se com as características hidráulicas do corpo hídrico como: profundidade e vazão (Quadro 02).

Quadro 02 – Equações para a obtenção de  $K_d$  em função da profundidade e vazão.

Características hidráulicas	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
$K_d$ em função da profundidade	$K_d = 0,3 \cdot (H/2,5)^{-0,432}$	$H \leq 2,5$ m
	$K_d = 0,3 \text{ d}^{-1}$	$H > 2,5$ m
$K_d$ em função da vazão	$K_d = 1,8 \times Q^{-0,49}$	H entre 0,3 e 10 m e Q entre 0,15 e 250 m <sup>3</sup> /s

Fonte: Von Sperling (2007, p. 327).

É importante mencionar que um valor usualmente empregado para  $\Theta$ , tanto para  $K_1$  quanto para  $K_d$  é 1,047, conforme EPA (1987) citado por Von Sperling (2007, p. 328).

O coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) é modelado a partir da premissa que quando a água é exposta a um gás, ocorre o contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa, assim, quando a concentração de solubilidade na fase líquida é atingida, ambos os fluxos passam a ser de igual magnitude. Entretanto, caso haja algum consumo do gás dissolvido na fase líquida, o principal fluxo de transferência é na direção gás-líquido, atuando no sentido de restabelecer o equilíbrio (VON SPERLING, 2005, p. 158).

Streeter & Phelps (1925, p. 16) descreveram em seu modelo que se a água estiver saturada em oxigênio, e altamente poluída, há uma rápida taxa de retirada de oxigênio e uma lenta taxa de substituição, resultando em uma diminuição do oxigênio dissolvido disponível. Como este valor diminui, a taxa de reoxigenação é correspondentemente aumentada até igualar com a taxa de esgotamento, onde se observa um equilíbrio.

Von Sperling (2007, p. 331) cita três métodos para a estimativa do  $K_2$  em um curso d'água, sendo: valores médios tabelados; valores em função das características hidráulicas do corpo d'água e valores correlacionados com a vazão do curso d'água.

No caso dos valores médios tabelados a profundidade do corpo hídrico é a principal variável (Quadro 03).

Quadro 03 – Valores típicos de  $K_2$  (base e, 20°C).

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

Fonte: Fair et al. (1973), Arceivala (1981) citado por Von Sperling (2007, p. 332)

Já para os valores em função das características hidráulicas do corpo hídrico existem três equações principais que tentam modelar este coeficiente, considerando, principalmente, a velocidade do curso d'água e profundidade (Quadro 04).

Quadro 04 – Valores do coeficiente  $K_2$  ( $d^{-1}$ ) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).

<b>Pesquisador</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Faixa de aplicação aproximada</b>
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,93 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
Churchill et al. (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens et al. (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Notas:  $v$  = velocidade do curso d'água (m/s);  $H$  = altura da lâmina d'água (m).

Fonte: (VON SPERLING, 2007, p. 334).

Tem-se ainda, baseado nas características hidráulicas, as equações propostas por Tsvoglou e Wallace citado por Thomann e Meuller (1987) para cursos d'água pequenos e rasos. Estas têm uma dependência direta de dados de declividade e velocidade da água:

- Rios pequenos ( $Q$  entre 0,03 e 0,3  $m^3/s$ ):  $K_2 = 31,6 \cdot v \cdot i$  (2)

- Rios médios ( $Q$  entre 0,3 e 8,5  $m^3/s$ ):  $K_2 = 15,4 \cdot v \cdot i$  (3)

Onde:

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

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

Nos casos em que os valores de  $K_2$  são determinados por métodos correlacionados com a vazão do curso d'água podem ser aplicadas as equações descritas no Quadro 04 acima, entretanto, este método exige uma série histórica de dados fluviométricos, fato que limita a sua utilização.

Em suma, após a definição do método a ser utilizado para o cálculo de  $K_2$  de acordo com as características do curso d'água deve-se fazer a correção deste coeficiente para a temperatura do canal de drenagem analisado, conforme a seguir:

$$K_{2T} = K_{220} \times \Theta^{(T-20)} \quad (4)$$

Onde:

$K_{2T} = K_2$  a uma temperatura T qualquer

$K_{20} = K_2$  a uma temperatura T = 20°C

T = temperatura do líquido (°C)

$\Theta$  = coeficiente de temperatura

O valor de  $\Theta$  considerado para o cálculo de  $K_2$  é 1,024, conforme EPA (1987) citado por Von Sperling (2007, p. 344).

Após a obtenção do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), coeficiente de remoção de DBO efetiva no rio ( $K_d$ ) e coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) tem-se as equações de mistura esgoto – rio. A partir da aplicação dessas equações é possível obter a concentração e déficit de oxigênio no rio após a mistura com os esgotos, bem como a concentração de DBO<sub>5</sub> e da demanda última no rio após a mistura com os esgotos.

O modelo também permite calcular o perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo, sendo possível observar através da curva de OD o ponto no qual a concentração de oxigênio atinge o mínimo valor, denominado de tempo crítico, e a correspondente concentração crítica (VON SPERLING, 2007, p. 347). Segundo Chapra (1997, p. 351), a localização e a magnitude da concentração crítica de oxigênio dissolvido dependerão, sobretudo, de fatores, como: a carga orgânica, o fluxo da corrente, a morfometria do curso d'água e a temperatura da água, etc.

Von Sperling (2007, p. 347 e 351) descreve ainda que o conhecimento da concentração crítica é muito importante para o cálculo da eficiência requerida para as estações de tratamento de esgotos, pois a partir desse dado é possível planejar estações de tratamento com eficiência na remoção de DBO suficiente para garantir que a concentração crítica seja superior ao valor mínimo permitido pela legislação.

Em resumo, para a aplicação do modelo de Streeter-Phelps é necessário a obtenção dos seguintes dados de entrada, conforme Von Sperling (2007, p. 351):

- Vazão do rio, a montante do lançamento ( $Q_r$ );
- Vazão de esgotos ( $Q_e$ );
- Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento ( $OD_r$ );
- Oxigênio dissolvido no esgoto ( $OD_e$ );
- DBO<sub>5</sub> no rio, a montante do lançamento ( $DBO_r$ );
- DBO<sub>5</sub> do esgoto ( $DBO_e$ );
- Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) e coeficiente de decomposição ( $K_d$ );

- Coeficiente de reaeração (K<sub>2</sub>);
- Velocidade de percurso do rio (v);
- Tempo de percurso (t);
- Temperatura do líquido (T);
- Concentração de saturação de OD (C<sub>s</sub>);
- Oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD mín).

As condições no ponto de lançamento dos esgotos, ou seja, da mistura esgoto-rio, são as condições iniciais dos modelos de qualidade das águas. A partir do ponto de mistura, os modelos assumem o início do cálculo das reações físicas e bioquímicas (VON SPERLING, 2005, p. 167).

Conforme Von Sperling (2005, p.170), para o caso específico do modelo de Oxigênio Dissolvido e DBO em cursos d'água, tem-se as equações de mistura abaixo:

*a) Concentração e déficit de oxigênio no rio após a mistura com os esgotos*

$$C_o = Q_r \times OD_r + Q_e \times OD_e / Q_r + Q_e \quad (5)$$

$$D_o = C_s - C_o \quad (6)$$

Onde:

C<sub>o</sub> = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

D<sub>o</sub> = déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

C<sub>s</sub> = concentração de saturação de oxigênio (mg/L)

Q<sub>r</sub> = vazão do rio a montante do lançamento dos despejos (m<sup>3</sup>/s)

Q<sub>e</sub> = vazão de esgotos (m<sup>3</sup>/s)

OD<sub>r</sub> = concentração de oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento dos despejos (mg/L)

OD<sub>e</sub> = concentração de oxigênio dissolvido no esgoto (mg/L)

*b) Concentração de DBO<sub>5</sub> e da demanda última no rio após a mistura com os esgotos*

- DBO<sub>5</sub> da mistura:

$$DBO_{50} = (Q_r \times DBO_r + Q_e \times DBO_e) / (Q_r + Q_e) \quad (7)$$



- DBO última da mistura:

$$L_o = DBO5_0 \times K_T = \{(Q_r \times DBO_r + Q_e \times DBO_e) / (Q_r + Q_e)\} \times K_T \quad (8)$$

$$K_T = DBO_u / DBO_5 = 1 / (1 - e^{-5 \times K_1}) \quad (9)$$

Onde:

$DBO5_0$  = concentração de  $DBO5_0$ , logo após a mistura (mg/L)

$L_o$  = demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

$DBO_r$  = concentração de  $DBO_5$  no rio (mg/L)

$DBO_e$  = concentração de  $DBO_5$  do esgoto (mg/L)

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

Além das equações de mistura citadas acima tem-se a equação geral que expressa a variação do déficit de oxigênio em função do tempo, a partir da qual é possível gerar perfis, indicando a concentração de oxigênio dissolvido no rio ao longo de todo o percurso, conforme abaixo:

$$C_t = C_s - \{K_1 \times L_o / (K_2 - K_1) \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) + (C_s - C_o) \times e^{-K_2 \times t}\} \quad (10)$$

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido na bacia do Córrego Pernada especificamente em área das dependências da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Município de Paraíso do Tocantins – TO.

A cidade de Paraíso do Tocantins está localizada a 63 km da capital Palmas com uma população estimada de 49.076 habitantes (IBGE, 2015), ocupando a quinta posição em tamanho populacional no Estado do Tocantins. Possui área de 1.268 km<sup>2</sup> e limita-se com os seguintes municípios: Porto Nacional, Miracema do Tocantins, Barrolândia, Monte Santo, Chapada de Areia, Pium e Pugmil -TO. A sede Municipal possui altitude média de 387 m e tem sua posição geográfica determinada pelo paralelo de 10°10'33" de Latitude Sul, em sua interseção com o meridiano de 48°52'01" de Longitude Oeste.

A base econômica da região está fundamentada no comércio e, principalmente, na pecuária, sendo considerada referência comercial na região do Vale do Araguaia, além de contar com um pólo comercial e industrial em franca expansão.

Em relação ao saneamento, 99% da área urbana encontra-se servida com rede de água tratada, todavia, no que diz respeito aos serviços de esgotamento sanitário pouco mais de 10% da população encontra-se atendida.

A Unidade de Tratamento de Esgoto do Município de Paraíso do Tocantins está localizada na área oeste do perímetro urbano da cidade e foi nomeada de ETE Pernada face o nome o corpo receptor, conforme Figura 03.

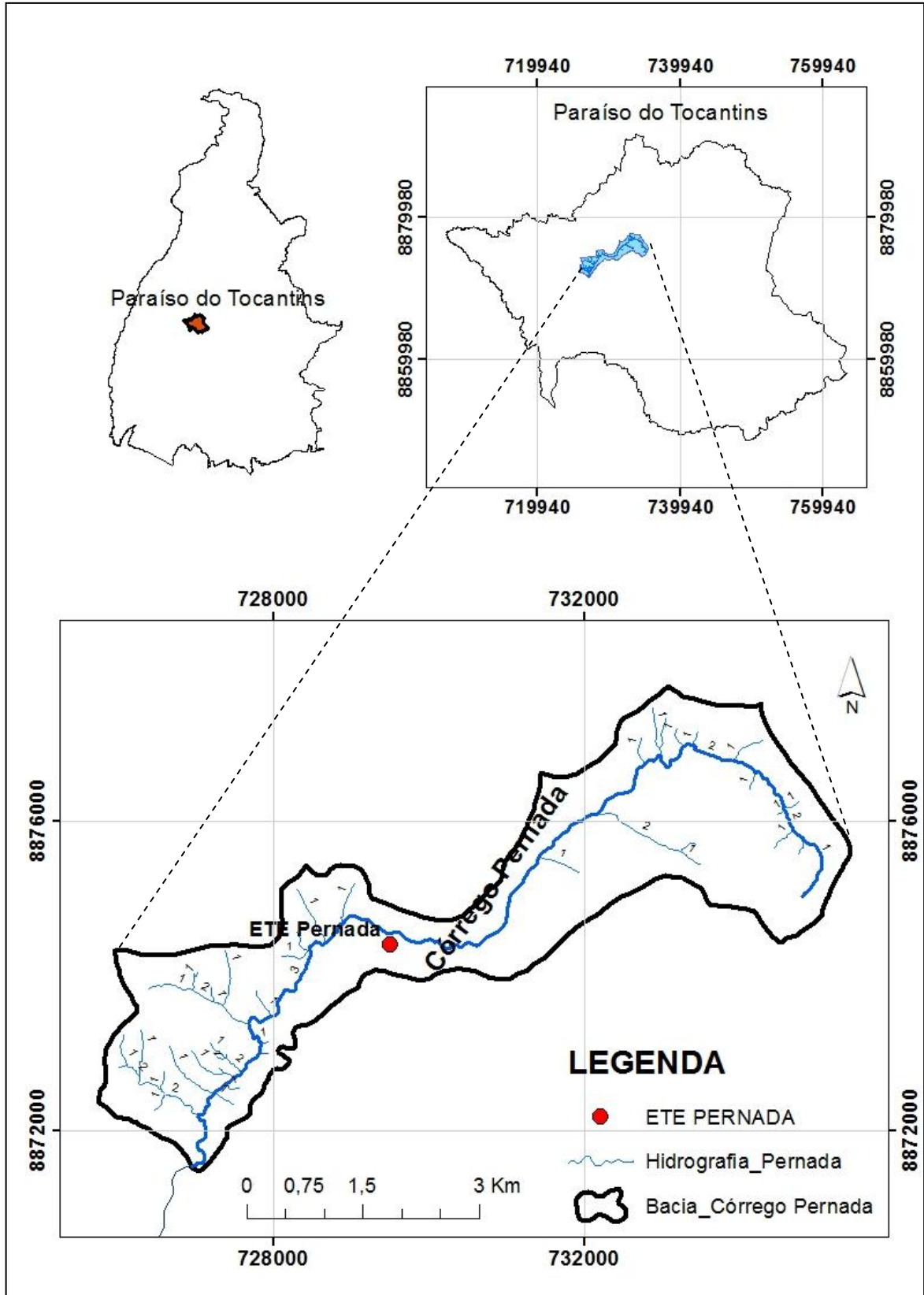


Figura 03 – Localização da Bacia do Córrego Pernada.

Fonte: Elaborado pelo autor.

## 4.2 Procedimentos metodológicos

O trabalho foi desenvolvido em quatro etapas, sendo: diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário de Paraíso do Tocantins; determinação da vazão crítica; avaliação da capacidade de autodepuração do Córrego Pernada; e determinação da vazão máxima efluente pela ETE Pernada para atendimento dos padrões de lançamento do corpo receptor.

A Figura 04 representa de forma esquemática as etapas metodológicas empregadas para o desenvolvimento do presente trabalho.



Figura 04 – Resumo esquemático dos procedimentos metodológicos utilizados no trabalho.

### ○ **Etapa 01: Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins – TO**

Esta etapa foi realizada em parceria com a Odebrecht Ambiental/Saneatins, empresa responsável pela concessão dos serviços de esgotamento sanitário do município de Paraíso do Tocantins.

Foi realizada a caracterização e o diagnóstico do sistema existente a partir das informações disponibilizadas pela empresa, tais como projetos e relatórios de monitoramento. Também foram realizadas visitas ao longo de todo o sistema de esgotamento sanitário, especialmente na Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Pernada com vistas a uma melhor compreensão dos processos de tratamento utilizados. Durante as visitas foram acompanhadas todas as etapas de tratamento e realizados registros fotográficos das mesmas.

Com base nos dados obtidos e leituras em literatura especializada foram realizadas avaliações na eficiência do sistema em relação ao atendimento da legislação ambiental.

Os meses analisados foram: maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro de 2015, período considerado como estação seca na região.

○ **Etapa 02: Determinação da vazão crítica**

Com o intuito de avaliar a vazão crítica do Córrego Pernada foram realizadas 18 medições de vazão no período de maio a outubro de 2015, as quais foram efetuadas, em sua maioria, semanalmente. A vazão mensal do córrego foi obtida a partir das médias aritméticas das medições mensais.

A seção de medição está localizada a montante do lançamento de efluentes da ETE Pernada há aproximadamente 100 metros, conforme Figuras 05 e 06. Esta foi identificada por coordenadas em UTM além de marcações em árvores para que pudessem facilitar o acesso durante o período de monitoramento.



Figura 05 – Trecho de medição de vazão.

Fonte: Fotos tiradas pelo autor.



Figura 06 – Trecho de medição de vazão.

Fonte: Fotos tiradas pelo autor.

O método utilizado para a realização das medições foi o Método do Flutuador, de acordo Palhares et al. (2007). O trecho escolhido para a medição foi identificado por meio de marcações em árvores e coordenadas geográficas de modo a evitar confusões de localização durante as medições. O método recomenda, no mínimo, a existência de duas seções de medição (Figura 07), entretanto, para maior acurácia dos dados nos cálculos de área foram definidas três seções de medição para trecho estudado: seção superior, seção meio e seção inferior, sendo considerada a área média para estimativa das vazões.

A delimitação das seções foi realizada com estacas e cordas, sendo as mesmas instaladas a uma distância de 3 metros uma da outra. A distância considerada para o cálculo do tempo percorrido foi de 6 metros (distância entre a seção superior e inferior).

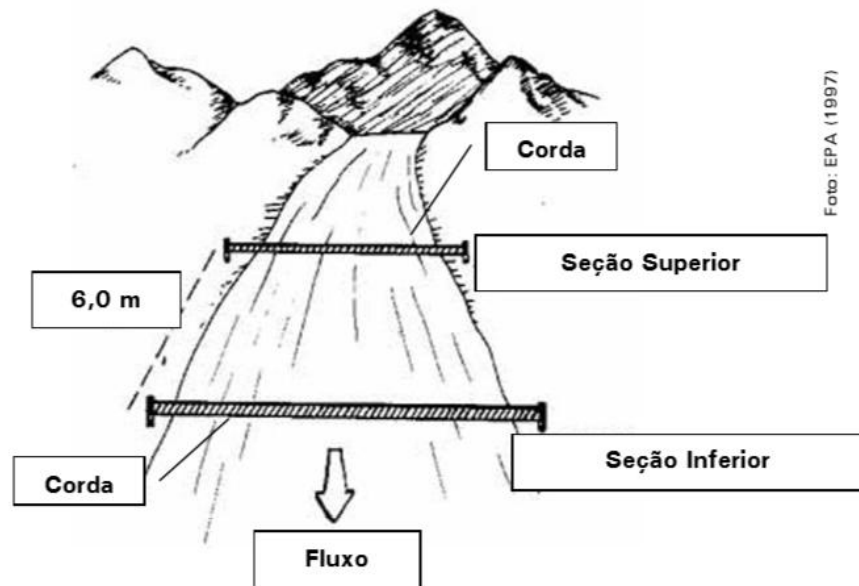


Figura 07 - Marcação de um trecho de um rio.

Fonte: PALHARES et al. (2007, p. 02).

Para cada seção (superior, meio e inferior) a profundidade média foi obtida marcando-se iguais intervalos ao longo da corda, para os quais foram realizadas medições individuais e depois calculada a média da profundidade da seção, como demonstrado na Figura 08. As larguras foram obtidas pelo esticamento de uma trena de margem a margem em cada seção.

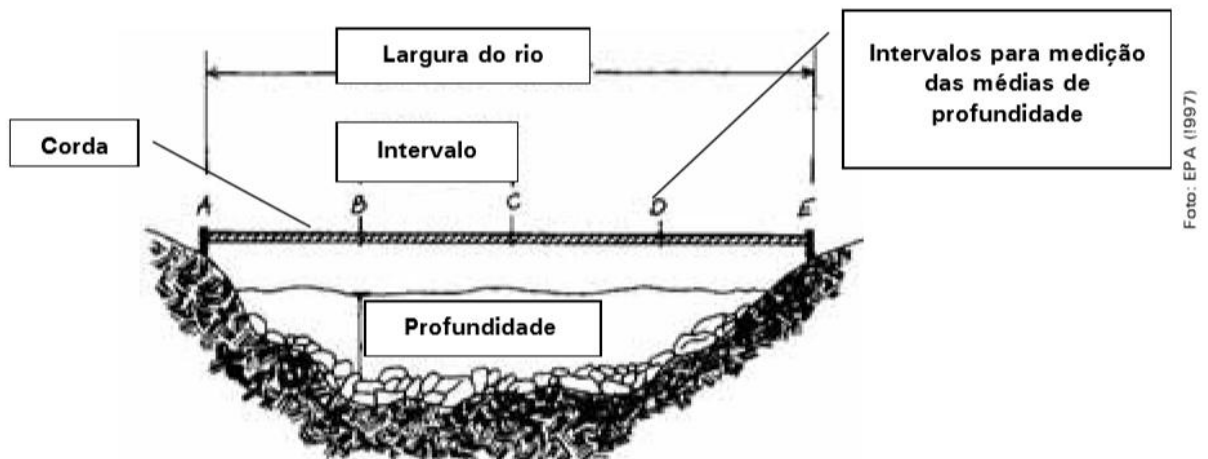


Figura 08 - Medição de larguras e profundidades das seções.

Fonte: PALHARES et al. (2007, p. 03).

A medição do tempo foi realizada utilizando como flutuador uma garrafinha plástica de “pitchula” com 50% de seu volume preenchido por água. O deslocamento da garrafinha

entre a seção superior até a seção inferior foi medido com o uso de um cronômetro. Para cada medição de vazão foram realizadas 10 repetições, sendo o resultado do tempo a média do número de repetições.

Palhares et al. (2007, p. 01 e 02) recomendam a utilização de um coeficiente ou fator de correção de acordo com as características do fundo do canal. O uso de tal coeficiente permite a correção devido ao fato de a água se deslocar mais rápido na superfície do que na porção do fundo do rio. Multiplicando a velocidade da superfície pelo coeficiente de correção ter-se-á uma melhor medida da velocidade da água. Para rios com fundo pedregoso recomenda-se utilizar 0,8 e para rios com fundo barrento usar 0,9. No caso do Córrego Pernada adotou-se 0,8, pois o trecho analisado apresentou-se bastante pedregoso.

Com a obtenção dos dados de área, comprimento entre as seções e tempo percorrido pelo flutuador foi possível efetuar o cálculo de vazão pela seguinte fórmula:

$$\text{Vazão} = (A \times L \times C)/T \text{ (m}^3\text{/s)} \quad (11)$$

Onde:

A = média da área do rio (distância entre as margens multiplicada pela profundidade do rio).

L = comprimento da área de medição (distância entre a seção superior e inferior).

C = coeficiente ou fator de correção (0,8 para rios com fundo pedregoso ou 0,9 para rios com fundo barrento).

T = tempo, em segundos, que o flutuador leva para deslocar-se no comprimento L.

Com o intuito de validar os dados obtidos utilizando o método do flutuador foi realizada uma medição de vazão na seção de estudo utilizando medidor de vazão ADV (Acoustic Doppler Velocimeter) FlowTracker da SONTEK, conforme Figura 09, sendo o resultado encontrado próximo ao calculado pelo método do flutuador, gerando mais confiança nos levantamentos realizados.



Figura 09 - Validação do método de vazão com o FlowTracker.

Fonte: Foto tirada pelo autor.

### ○ **Etapa 03: Avaliação da capacidade de autodepuração do Córrego Pernada**

Nesta etapa objetivou-se, através do uso do modelo matemático de Streeter–Phelps, a determinação dos perfis de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), os quais foram realizados para todos os meses de monitoramento e, ainda, para a menor vazão encontrada (vazão crítica do manancial).

Para a aplicação do modelo de Streeter–Phelps são necessários a determinação dos seguintes dados de entrada: vazão do rio, a montante do lançamento ( $Q_r$ ); vazão de esgotos ( $Q_e$ ); oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento ( $OD_r$ ); oxigênio dissolvido no esgoto ( $OD_e$ );  $DBO_5$  no rio, a montante do lançamento ( $DBO_r$ );  $DBO_5$  do esgoto ( $DBO_e$ ); coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) e coeficiente de decomposição ( $K_d$ ); coeficiente de reaeração ( $K_2$ ); velocidade de percurso do rio ( $v$ ); tempo de percurso ( $t$ ); temperatura do líquido ( $T$ ); concentração de saturação de OD ( $C_s$ ); oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD mín).

Os dados de entrada para a modelagem do Córrego Pernada foram estabelecidos conforme descrição abaixo:

#### ▪ **Vazão do Córrego, a montante do lançamento ( $Q_r$ )**

As vazões do córrego Pernada foram determinadas pelo método do flutuador em campanhas de campo entre os meses de maio/2015 à outubro/2015. Utilizou-se do valor



médio de cada mês para a modelagem e para fins de vazão crítica a menor vazão das campanhas de campo.

- **Vazão do Esgoto ( $Q_e$ )**

Foram utilizados os dados de vazão do efluente de Boletins de Controle de Dados (BCD) fornecidos pela Concessionária responsável pela ETE. Para a aferição da vazão efluente, a estação utiliza um medidor de vazão ultrassônico da marca NIVETEC MultiCONT, o qual fornece o volume tratado, podendo ser demonstrado pela Figura 10.



Figura 10 – Medidor de vazão ultrassônico.

Fonte: Foto tirada pelo autor.

- **Oxigênio Dissolvido, a montante do Lançamento ( $OD_r$ ) /  $DBO_5$  no Córrego, a montante do lançamento ( $DBO_r$ ) /  $DBO_5$  do Esgoto ( $DBO_e$ )**

Os dados de Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio à montante do lançamento, bem como, a DBO do esgoto foram obtidos através dos relatórios de controle e monitoramento de efluentes realizados pela Concessionária. Ressalta-se que este monitoramento é realizado mensalmente pela empresa para controle dos processos de tratamento com vistas ao atendimento da legislação ambiental, conforme Figura 11.



Figura 11 – Procedimentos de coleta para monitoramento do corpo receptor.

Fonte: Foto tirada pelo autor.

#### ▪ Coeficiente de Desoxigenação ( $K_1$ )

Foi utilizado valor de Coeficiente de Desoxigenação já definido em literatura, sendo adotada a média aritmética de  $K_1$  para cursos d'água que recebem efluente com tratamento secundário, como já descrito no Quadro 01.

O valor médio considerado para  $K_1$  foi 0,18, o qual foi corrigido para a temperatura do líquido obtida, mensalmente, durante o monitoramento realizado pela concessionária, conforme a equação abaixo:

$$K_{1T} = K_{120} \times \Theta^{(T-20)} \quad (12)$$

Na Tabela 01 estão descritos os valores obtidos de  $K_1$  para o período em estudo.

Tabela 01 - Valores obtidos de  $K_1$  para o período em estudo.

Mês	Temperatura do Líquido (°C)	$K_1$ (dia <sup>-1</sup> )
Maio	24,5	0,22
Junho	23,1	0,20
Julho	22,7	0,19
Agosto	22,5	0,20
Setembro	25,5	0,23
Outubro	25,7	0,23

▪ **Coefficiente de Decomposição ( $K_d$ )**

Para a determinação de  $K_d$  também foram considerados os valores de referência na literatura. O critério utilizado foi a profundidade do curso d'água, conforme apresentado no Quadro 02.

A equação utilizada foi a que considera corpos hídricos com profundidade menor e/ou igual a 2,5m devido às características do Córrego Pernada. Após a definição dos valores de  $K_d$  pela equação proposta realizaram-se os ajustes do coeficiente para a temperatura do líquido através da equação a seguir:

$$K_{dT} = K_{d20} \times \Theta^{(T-20)} \quad (13)$$

▪ **Coefficiente de Reaeração ( $K_2$ )**

Para a determinação do Coeficiente de Reaeração ( $K_2$ ) foram utilizados métodos de acordo com valores médios tabelados e em função das características hidráulicas do corpo hídrico. Para o primeiro método utilizaram-se dos valores do Quadro 03, sendo consideradas as características de profundidade para rios rápidos e rasos (1,15).

Para o segundo método fez-se o uso das equações de Owens et al. (apud Branco, 1978; Chapra, 1997), considerando as características de velocidade e altura da lâmina d'água, bem como Tsivoglou e Wallace citado por Thomann e Mueller (1987), para cursos d'água pequenos e rasos, considerando dados de declividade e velocidade da água, conforme Quadro 05.

Quadro 05 – Valores do coeficiente  $K_2$  ( $d^{-1}$ ) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C) utilizados para a modelagem.

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
Owens et al. (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$
Tsivoglou e Wallace (apud Thomann e Mueller (1987)	$K_2 = 31,6 \cdot v \cdot i$	Q entre 0,03 e 0,3 $m^3/s$

Notas: v = velocidade do curso d'água (m/s); H = altura da lâmina d'água (m); i = declividade do curso d'água (m/km).

Fonte: adaptado de Von Sperling (2007, p. 334 e 336).

A declividade do Córrego Pernada foi obtida dividindo-se a diferença total de elevação do leito pela extensão horizontal do curso d'água entre esses dois pontos, denominada de

declividade baseada nos extremos. A cota máxima do canal obtida foi de 619 metros e a mínima 286 metros, com uma extensão de 14,377 km, resultando em uma declividade de 23,16m/Km. Os pontos extremos foram mensurados pelo modelo digital de elevação (MDE), no software *ARCGIS 10.1*.

Após a aplicação dos métodos utilizados para determinação de  $K_2$ , observou-se uma grande variação nos coeficientes obtidos, dessa forma, na incerteza de qual valor seria mais adequado, adotou-se a aplicação da média geométrica, recomendada para os casos em que os dados variam em sua ordem de grandeza, conforme sugestão de Von Sperling (2007, p. 362).

De posse dos valores de  $K_2$  foram realizados os ajustes para a temperatura do líquido, conforme equação abaixo:

$$K_{2T} = K_{20} \times \Theta^{(T-20)} \quad (14)$$

Na Tabela 02 estão descritos os valores obtidos de  $K_2$  para o período avaliado.

Tabela 02 - Valores obtidos de  $K_2$  para o período avaliado.

Mês	Temperatura do Líquido (°C)	$K_2$ (dia <sup>-1</sup> )
Maio	24,5	61,91
Junho	23,1	53,90
Julho	22,7	58,35
Agosto	22,5	52,24
Setembro	25,5	53,35
Outubro	25,7	48,41

#### ▪ **Velocidade de Percurso do Rio (v)**

As velocidades do córrego foram determinadas a partir das campanhas de campo durante as medições de vazão, onde se avaliou o tempo percorrido pelo flutuador de uma seção a outra. Após a determinação do tempo obteve-se a velocidade média (m/s), ou seja, produto do espaço percorrido pelo tempo.

Na Tabela 03 estão descritos os valores obtidos para a velocidade média do Córrego Pernada para o período avaliado.

Tabela 03 - Valores obtidos de velocidade do Córrego Pernada para o período avaliado.

Mês	Velocidade (m/s)
Maio	0,943
Junho	0,7148
Julho	0,6524
Agosto	0,5005
Setembro	0,386
Outubro	0,4197

- **Tempo de Percurso (t)**

A determinação do tempo de percurso foi obtida a partir da equação abaixo:

$$t = d / v \times 86.400 \quad (15)$$

Onde:

t = tempo de percurso (dia)

d = distância do trecho a ser percorrido (m)

v = velocidade do curso d'água (m/s)

86.400 = número de segundos por dia (s/d)

Foi considerado para a determinação do tempo de percurso um trecho de 5,6 km, o qual representa a distância entre o ponto de lançamento e o ponto de confluência do Córrego Pernada com o Córrego Buritis, onde, neste ponto, passa a ser denominado de Córrego Coco do Meio.

- **Temperatura do Líquido (T)**

Os valores de temperatura do líquido foram obtidos por meio dos relatórios de controle e monitoramento de efluentes realizados pela Concessionária. Tal monitoramento é realizado mensalmente tanto a montante quanto a jusante do lançamento do efluente no corpo hídrico.

- **Concentração de Saturação de OD ( $C_s$ )**

A concentração de saturação do oxigênio foi determinada pela equação de Pöpel (1979) citado por Von Sperling (2005, p. 189), conforme a seguir:

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \times T + 7,9910 \times 10^{-3} \times T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \times T^3 \quad (16)$$

Onde:

Cs = Concentração de saturação de OD (mg/L)

T = Temperatura do corpo d'água (°T)

- **Oxigênio Dissolvido Mínimo Permissível (OD<sub>min.</sub>)**

Os valores mínimos permissíveis de OD foram estabelecidos de acordo com a legislação vigente (CONAMA 357/2005) para cursos de água doce Classe 2, neste caso 5,0 mg/l.

Por fim, de posse dos dados de entrada exigidos para o modelo de Streeter-Phelps e obtidos conforme descrições acima, fez-se o uso do programa Excell®, utilizando planilha proposta por Von Sperling (2007) para a realização da modelagem. Com a inserção dos dados de entrada e informações referentes à eficiência do tratamento da ETE puderam ser gerados os gráficos com os perfis de OD e DBO para cada mês de estudo, assim como para o período de vazão crítica para um trecho estudado do córrego de 5,6 km de extensão.

- **Etapa 04: Determinação da Vazão Máxima Efluente para lançamento no Córrego Pernada.**

Nesta etapa do estudo realizou-se uma projeção para expansão do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins - TO para fins de determinação da vazão máxima efluente para o corpo receptor. Para tal fundamentação foram consideradas as metas de cobertura e atendimento com redes de esgoto (RCE) estabelecidas pelo Decreto Municipal Nº 89/2013, o qual institui o Plano Municipal de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins – PMAE.

Para as previsões das vazões efluentes utilizou-se como uma das referências as metas do PMAE para cobertura do esgoto sanitário, na qual seria o atendimento de 95% das ligações ativas atendidas com água para as áreas consideradas aptas, ou seja, áreas urbanas com maiores aglomerações de potenciais usuários, entendidas estas como aquelas situadas geograficamente dentro do perímetro urbano do Município, dotadas minimamente de infraestrutura pública básica (arruamento oficial definido e acesso) e ocupação igual ou superior a 21 hab./ha.

De posse das informações das áreas consideradas aptas para o ano de 2017 (previsão do PMAE) e após cruzamento destas com o cadastro técnico fornecido pela Concessionária de Saneamento levantou-se a quantidade de ligações ativas de água existentes e, conseqüentemente, a população a ser atendida para fins da universalização dos serviços de

esgotamento sanitário. Para a quantificação das ligações utilizou-se o programa computacional GISagua, atualmente utilizado pela concessionária para controle dos cadastros existentes. Tal software permitiu identificar, por meio de coordenadas geográficas, o quantitativo de ligações existentes na cidade e zonas de interesse (áreas aptas).

Após a interação dos dados do cadastro técnico juntamente com as perspectivas de cobertura com esgotamento sanitário previstas no PMAE, pode-se estimar um cenário de atendimento dos serviços citados para um período de quatro anos (2016-2019), conforme Figura 12. Através deste horizonte puderam ser levantados dados da população a ser beneficiada, vazões efluentes e carga orgânica produzida. Estas informações serviram como embasamento na identificação do cenário crítico para o lançamento do efluente tratado no Córrego Pernada.

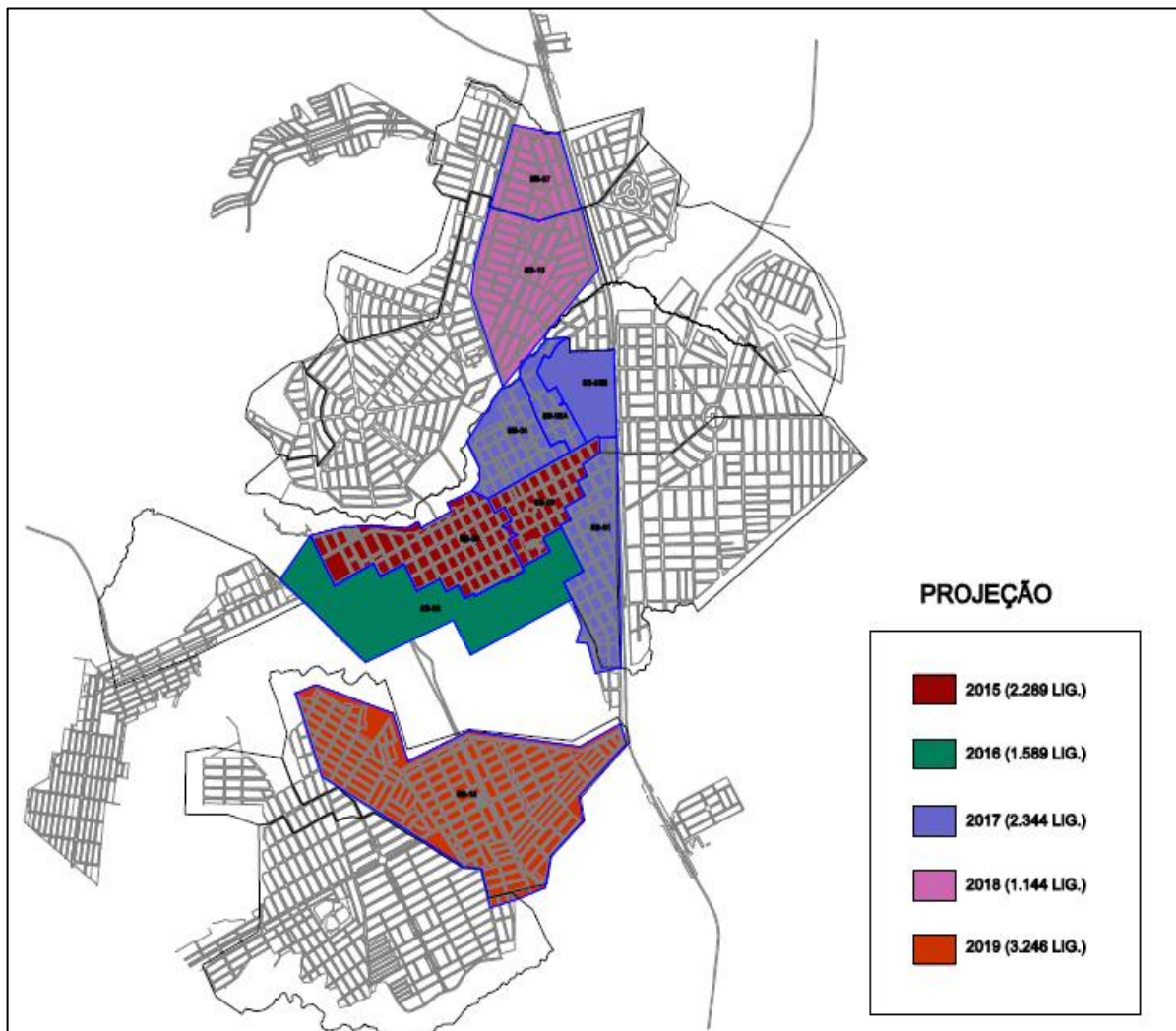


Figura 12 - Projeção de atendimento das áreas aptas (2016-2019)

Fonte: PARAÍSO DO TOCANTINS, 2013. Adaptado pelo autor

Para cada ano projetado foram calculadas as vazões médias efluentes para o plano de atendimento através da equação abaixo, conforme Von Sperling (2005, p. 77):

$$Qd_{méd} = Pop. \times QPC \times R / 86.400 \quad (17)$$

Onde:

$Qd_{méd}$  = Vazão doméstica média de esgotos (L/s)

QPC = quota per capita de água (L/hab.dia)

R = Coeficiente de retorno esgoto/água

Para efeito de cálculos adotaram-se os seguintes valores para os parâmetros estabelecidos na equação acima: Coeficiente de Retorno (R): 0,8 e o Consumo per capita de água (QPC): 150 l/ hab.dia.

Além da vazão média foram estabelecidos os valores de carga orgânica afluente gerada para cada ano de projeção. Para tal utilizou-se da equação:

$$\text{Carga (kg/dia)} = \text{população (hab.)} \times \text{carga per capita (g/hab. Dia)} / 1000 \text{ (g/kg)} \quad (18)$$

Onde considerou-se:

Carga per capita de DBO = 54 g/hab.dia

Com os dados de vazão efluente de esgoto foi aplicado o modelo de Streeter-Phelps para análise dos perfis de OD e DBO em condições de vazão crítica no córrego (uso da menor vazão média mensal das campanhas de campo) para os anos projetados (2016, 2017, 2018 e 2019), podendo, desta maneira, identificar a vazão máxima efluente para o manancial.

Vale ressaltar que os dados de entrada considerados para a modelagem foram os mesmos do período crítico (vazão do córrego, DBO do córrego, DBO do esgoto, OD do Córrego, OD do esgoto, coeficientes  $K_1$ ,  $K_d$  e  $K_2$ , OD de saturação, velocidade do córrego e eficiência no tratamento da ETE). O dado distância do trecho do córrego foi ampliado de 5,6 km para 25 km. Isso para que pudesse ser verificado nos perfis da modelagem em qual distância o córrego conseguiria sua estabilização.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso do Tocantins – TO

#### 5.1.1 Caracterização da Estação de Tratamento de Esgoto – E.T.E

A Unidade de Tratamento de Efluentes Domésticos de Paraíso - TO (ETE Pernada) é a única Estação em funcionamento no município. A mesma é gerida a partir de uma parceria Público-Privada (PPP) entre a Poder Público Municipal e a Concessionária a qual é responsável tanto pelo esgotamento sanitário municipal quanto pelo Sistema de Abastecimento de Água (SAA).



Figura 13 - Acesso à Estação de Tratamento de Esgoto de Paraíso.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

A Estação de Tratamento de Esgoto de Paraíso, ETE Pernada, teve suas operações inicializadas em meados de Fevereiro de 2009. Atualmente a Estação recebe o esgoto de uma malha de aproximadamente 28 km de rede coletora atendendo uma demanda de 1.752 ligações domiciliares o que corresponde cerca de 12% da população urbana com esgotamento

sanitário. Na unidade também se realiza o recebimento e tratamento diário de efluentes domésticos oriundos da descarga de caminhões limpa-fossas (Figura 14) que atendem a cidade de Paraíso e regiões circunvizinhas em que o serviço ainda não é contemplado (serviços de empresas particulares).



Figura 14 - Descarga de caminhão limpa-fossas na ETE.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

#### **5.1.1.1 Processos de Tratamento existentes**

A ETE de Paraíso é composta pelos seguintes processos de tratamento e etapas: Tratamento Preliminar, Secundário e Disposição controlada no solo. O sistema constitui-se por tratamento preliminar mecanizado, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), floccodcantador, tanque de contato, leito de secagem, disposição controlada no solo e emissário final para lançamento no córrego Pernada.

Na primeira etapa, a preliminar, ocorre o processo de ordem física onde os materiais grosseiros são removidos através de grades mecanizadas (gradeamento) e a areia é retirada através de um desarenador, conforme Figuras 15 e 16. Todo o material retido é removido mecanicamente, em seguida armazenado em contêineres e transportado para o aterro sanitário do município.



Figura 15 – Vista geral do Tratamento Preliminar.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.



Figura 16 - Gradeamento Mecanizado.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

Na segunda etapa do tratamento o efluente é direcionado até o reator anaeróbio de fluxo ascendente (Figura 17) para a remoção de grande parte da carga orgânica. É um processo de ordem biológica onde por meio da ação das bactérias anaeróbias a matéria orgânica presente no efluente é consumida, ou seja, os microrganismos consomem a matéria orgânica e como subprodutos são gerados o biogás e biomassa (lodo). Nesta fase, em torno de 70 a 80% da matéria orgânica é consumida e o gás produzido é queimado. Após o processo pelo reator UASB o efluente recebe a aplicação de Cloreto Férrico (coagulante) seguido da aplicação Polímero Aniônico. Pela ação do cloreto férrico ocasiona-se a formação de flocos na parcela de impurezas ainda presente no esgoto, os quais flutam, inicialmente, e ao receberem o polímero aglutinam-se, ganhando massa e decantando-se em seguida na estrutura do floccodcantador (Figura 18).



Figura 17 - Reator UASB

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.



Figura 18 - Floccodcantador

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

Após a separação do material removido no floccodencantador (sedimentáveis), a parcela sólida (lodo) é disponibilizada ao fundo da estrutura e direcionada aos leitos de secagem através de descargas diárias nas células do leito (Figura 19). Neste ocorre o processo de desidratação do lodo a partir dos processos de drenagem e evaporação pela incidência da luz solar, onde após alguns dias, já desidratado, o lodo seco é removido das células do leito, acondicionado em área da unidade e transportado posteriormente para o aterro sanitário. Ainda no floccodencantador, a parte líquida (sobrenadante) é encaminhada para o tanque de contato constituído de chicanas (Figura 20) onde é realizada a desinfecção do efluente por meio da aplicação de Hipoclorito de Cálcio (eliminação agentes biológicos, patogênicos dentre outros ainda presentes no efluente).



Figura 19 - Leito de Secagem

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.



Figura 20 - Tanque de Contato (Desinfecção).

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

Por fim, conforme Figura 21, o efluente é lançado controladamente no solo por caixas de distribuição. A disposição tem como principal objetivo fazer do solo um meio filtrante natural onde são removidos alguns nutrientes ainda presentes no efluente. O efluente percola no solo até encontrar valas de drenagem compostas por uma manta permeável e brita instaladas como uma espécie de barreira, obrigando a parte líquida penetrar nestas unidades e ser direcionado para uma Calha Parshall interligada ao emissário final (Figura 22), o qual destina o efluente tratado ao corpo receptor (Córrego Pernada).



Figura 21 - Caixas de distribuição no solo.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.



Figura 22 - Ponto de lançamento no corpo receptor.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

A Figura 23 apresenta resumidamente os processos e etapas do tratamento do esgoto doméstico da ETE de Paraíso:

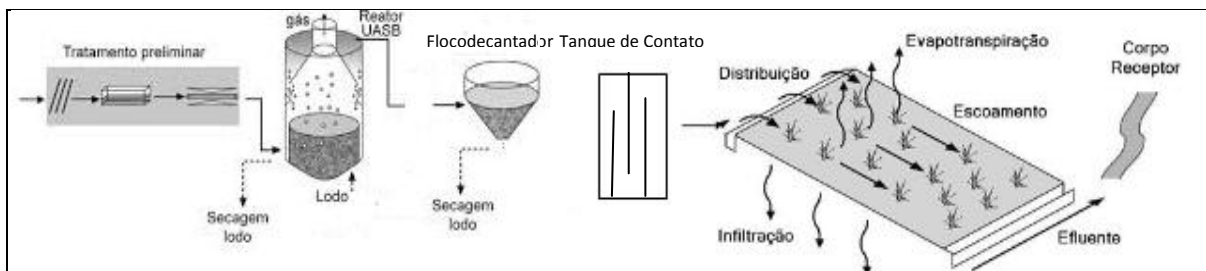


Figura 23 - Processos e etapas do tratamento do esgoto doméstico da ETE de Paraíso do Tocantins.

Fonte: Adaptado de Sperling (2005).

Vale ressaltar que a concepção existente na estação de tratamento de esgoto do município foi concebida para atender uma vazão máxima de tratamento de 20 L/s, o que corresponde ao atendimento de uma população média aproximada de 22 mil habitantes.

### 5.1.2 Caracterização do Corpo Receptor

O manancial responsável pelo recebimento do efluente oriundo da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Paraíso do Tocantins denomina-se Córrego Pernada. Este tem suas nascentes principais localizadas na Serra do Estrondo, a uma altitude de aproximadamente 600 m. O curso d'água apresenta cerca de 15 km de extensão até se juntar

com o Córrego Buriti, passando a ser denominado a partir deste ponto de Córrego Coco do Meio (Figura 24).

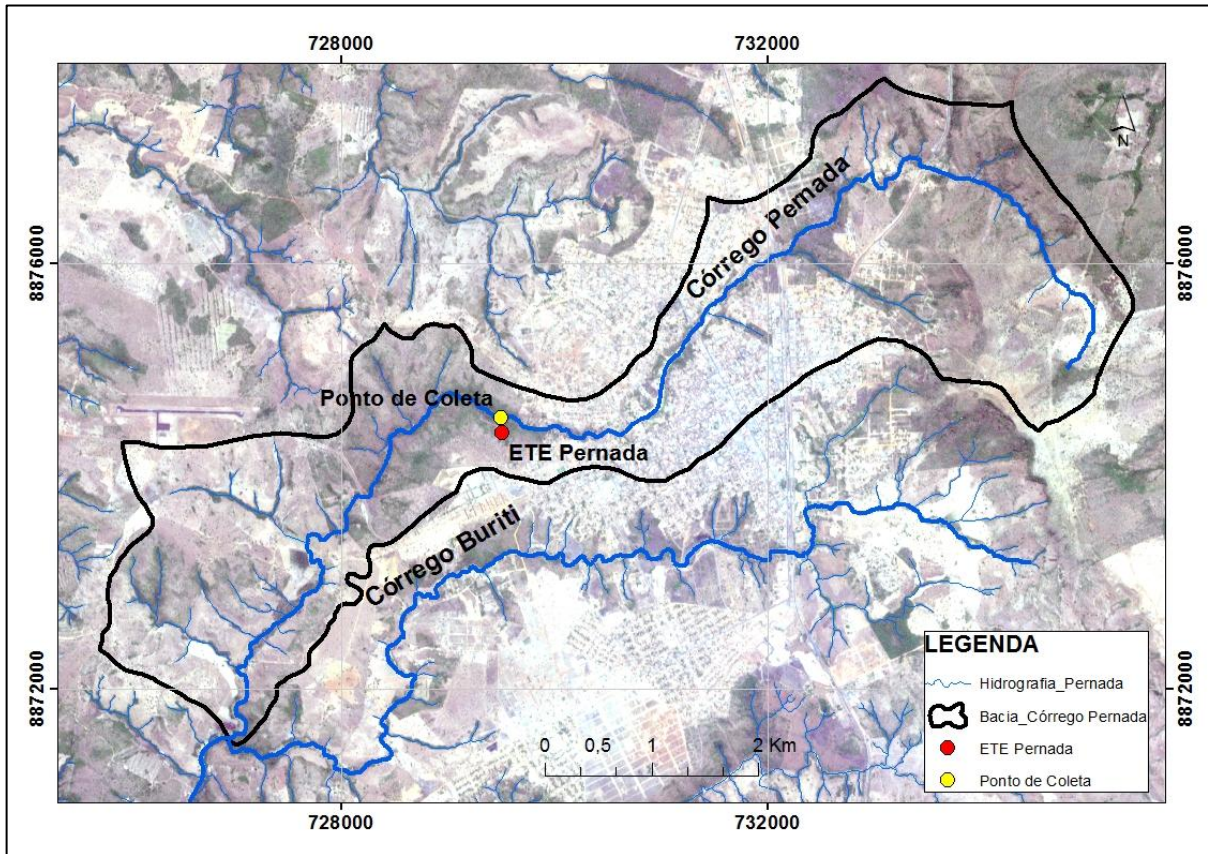


Figura 24 – Córrego Pernada.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Considerando a escala 1:5.000, a Bacia do Córrego Pernada é classificada como de ordem 3, conforme Strahler (1952), tendo como curso d'água principal o Córrego Pernada.

O clima na região é classificado como C2wA'a''- clima úmido subúmido com moderada deficiência hídrica no inverno, temperatura média anual entre 26 a 27°C e precipitação média anual de 2000 a 2100 mm (SEPLAN, 2012).

Em relação a geologia local (Figura 25), destacam-se a Formação Pimenteiras na alta bacia, a Formação Morro do Campo na alta e média bacia e o Complexo Rio dos Mangues, presente na região da baixa bacia (IBGE, 2007a).

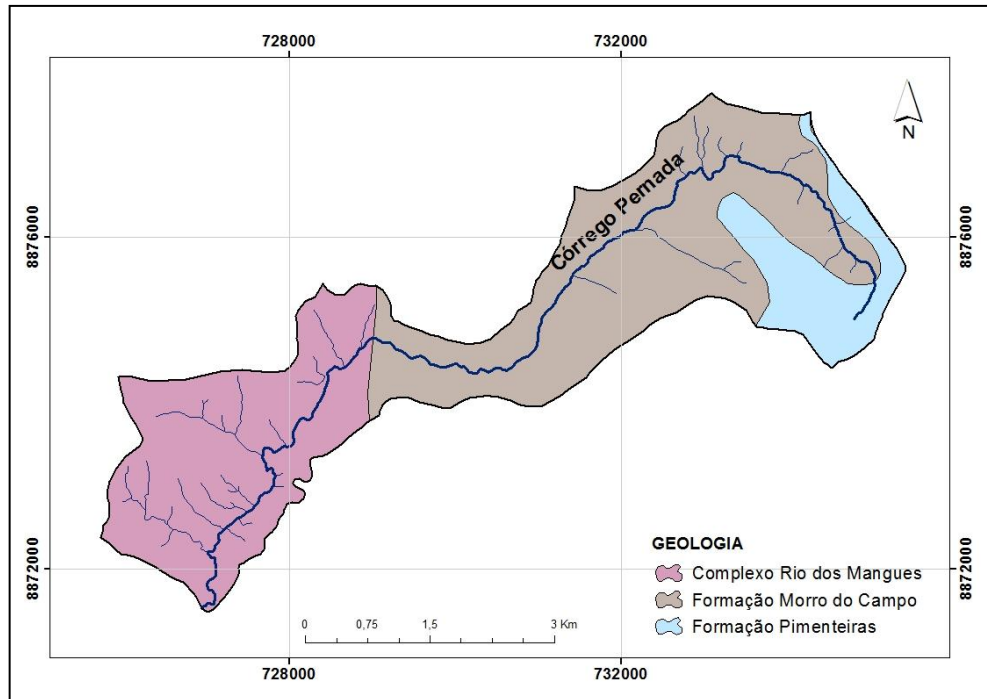


Figura 25 – Geologia da Bacia do Córrego Pernada.

Fonte: Elaborado pelo autor. Adaptado de IBGE (2007a).

A área está situada nas unidades morfoestruturais do Planalto do Interflúvio Tocantins – Araguaia, Depressão do Alto Tocantins e Depressão de Cristalândia (SEPLAN, 2012), conforme Figura 26.

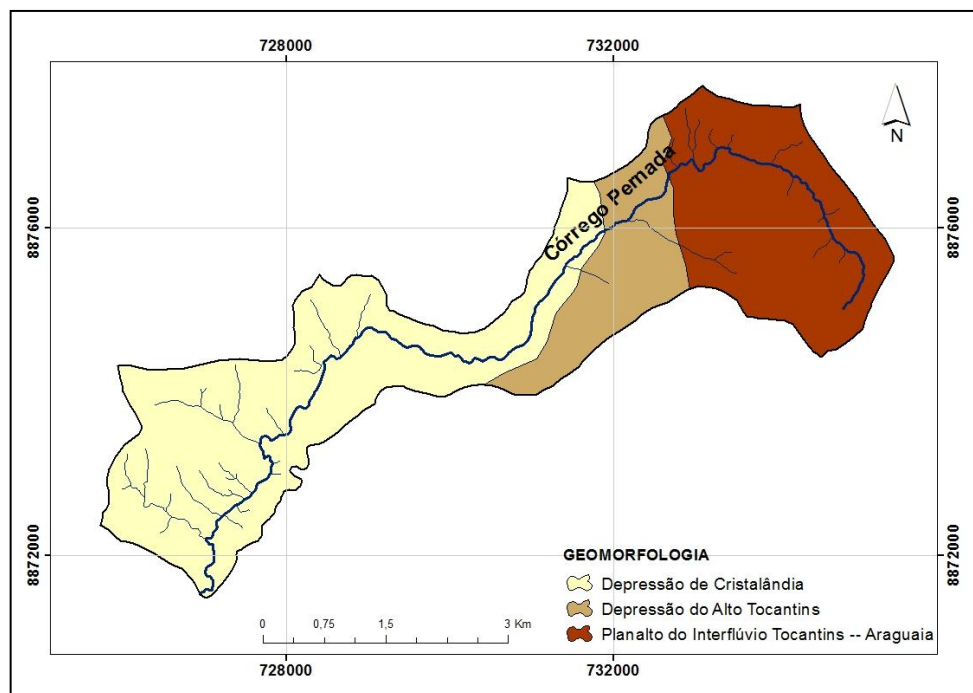


Figura 26 – Unidades Geomorfológicas presentes na Bacia do Córrego Pernada.

Fonte: Elaborado pelo autor. Adaptado de SEPLAN (2012).

Baseado na classificação da Embrapa (1979), a maior parte da bacia está inserida em áreas com relevo plano a suavemente ondulado, estando uma porção menor em um relevo ondulado a fortemente ondulado, localizado, principalmente, nas regiões das cabeceiras da bacia (Serra do Estrondo), onde se podem observar altitudes acima de 681 metros e declividades acima de 53% (Figura 27).

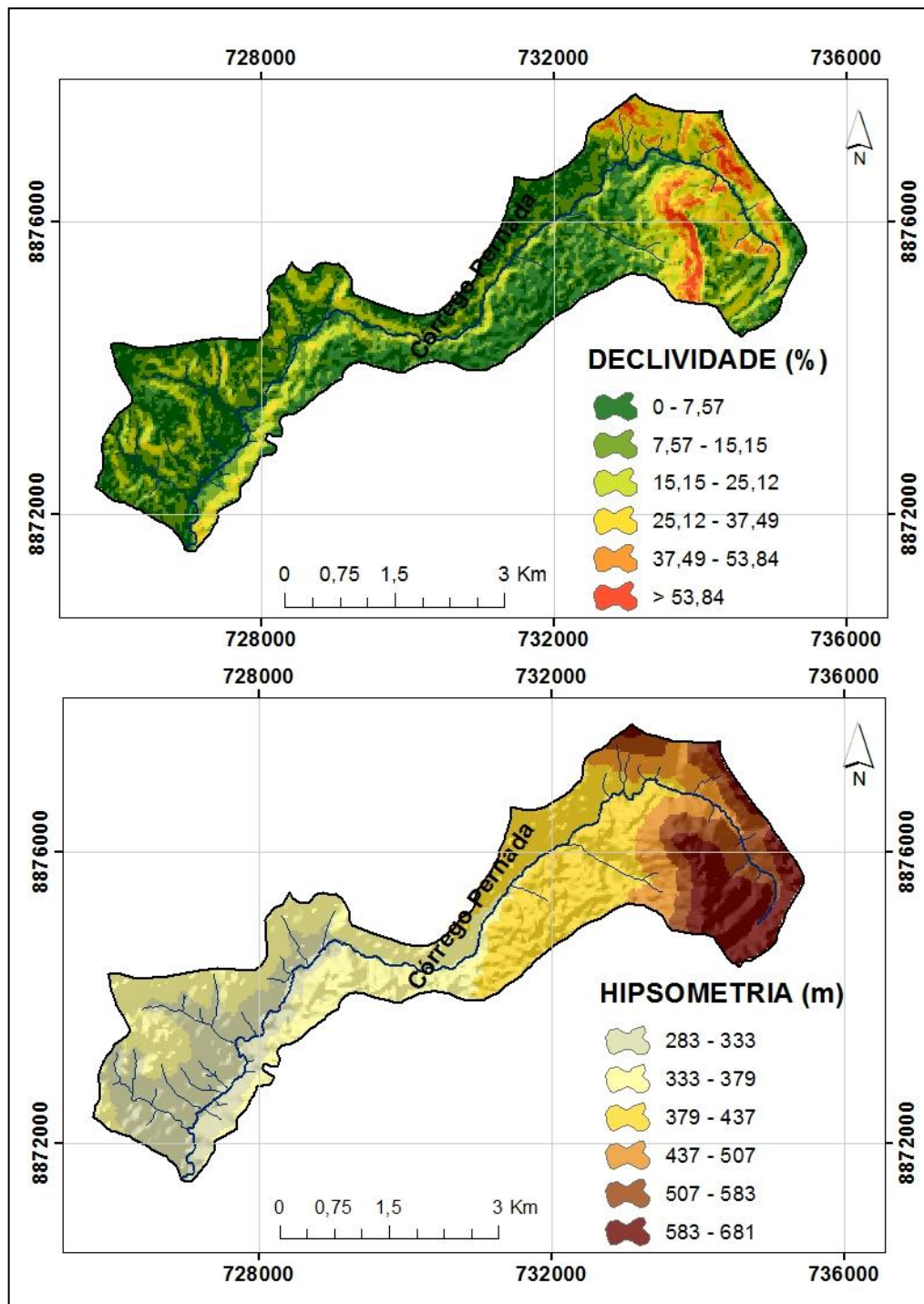


Figura 27 – Declividade e Hipsometria da Bacia do Córrego Pernada.

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados do Modelo Digital de Elevação (MDE)/SRTM 30m.



A Figura 28 apresenta os solos predominantes na região, os quais são os das classes de Plintossolo Pétrico Concrecionário, presentes no interflúvio e no exutório da bacia. Há ainda as classes de Neossolo Litólico e Latossolo Vermelho Amarelo, este presente na região da média bacia (SEPLAN, 2012 e IBGE, 2007b).

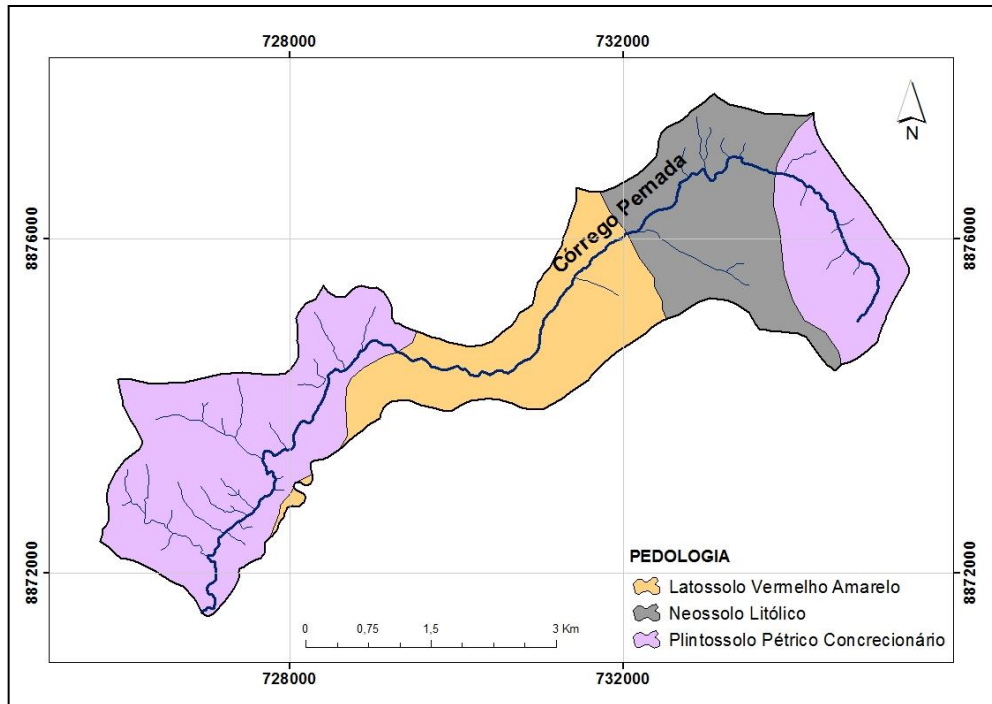


Figura 28 – Unidades Pedológicas presentes na Bacia do Córrego Pernada.

Fonte: Elaborado pelo autor. Adaptado de SEPLAN (2012) e IBGE (2007b).

Parte considerável do curso d'água está inserida na área urbana de Paraíso do Tocantins, fato que tem causado grandes problemas ambientais para o corpo hídrico. É comum ao longo de seu percurso observar-se o acúmulo de lixo urbano e outros materiais poluentes que são lançados em seu leito, uma vez que a maior parte da cidade é desprovida de um sistema de drenagem de águas pluviais.

As ações decorrentes do uso e ocupação do solo de forma desordenada apresentam-se como fatores determinantes nos processos de degradação do curso d'água. Estudos realizados por COSTA e ALMEIDA (2011, p. 06) identificaram como problemas ambientais comuns no Córrego Pernada: remoção da mata ciliar, processos erosivos, disposição inadequada de resíduos, exploração clandestina de areia e seixo por dragas e impactos gerados ao leito do manancial por obras de canalização. De acordo com os autores, os impactos da canalização se sobressaltam, pois a forma em que a obra está sendo conduzida tem acarretado uma série de problemas ambientais, principalmente no que diz respeito ao assoreamento e remoção da

cobertura vegetal das áreas de preservação permanentes (APPs), como pode ser observado nas Figuras 29 e 30.



Figura 29 – Canalização do Córrego Pernada.

Fonte: COSTA e ALMEIDA (2011, p. 07).



Figura 30 – Canalização do Córrego Pernada.

Fonte: COSTA e ALMEIDA (2011, p. 07).

Durante muito tempo o Córrego Pernada foi considerado o principal manancial de abastecimento público de água em Paraíso do Tocantins – TO, porém, devido ao crescimento da cidade, a capacidade de captação em vazões adequadas à demanda populacional fez com que a Concessionária dos Serviços Públicos de Água e Esgoto, na década de 90, priorizasse a implantação de uma nova captação na bacia do Rio do Coco, na zona rural do município. Contudo, a captação do Córrego Pernada ainda funciona nos dias atuais em situações emergenciais de manutenções no Sistema de Abastecimento de Água (SAA) e em períodos de estiagem crítica para fins de complementação de vazões de exploração aptas a manter a cidade de Paraíso abastecida (Figuras 31 e 32).



Figura 31 - Captação Córrego Pernada.

Fonte: Foto tirada pelo autor.



Figura 32 - Barragem Córrego Pernada.

Fonte: Foto tirada pelo autor.

Atualmente, o Córrego Pernada, apresenta no decorrer da área de sua bacia os seguintes usos: dessedentação de animais, cultivo de hortaliças, balneabilidade em áreas à montantes da área urbana, captação para abastecimento humano e como corpo receptor para a diluição do efluente gerado pela Estação de Tratamento de Esgoto da cidade. Para este último uso considera-se como de extrema importância que as ações de conservação e uso/ocupação do solo no decorrer de sua bacia sejam monitoradas e geridas pelo poder público, órgãos de controle, organizações civis e sociedade, pois podem contribuir decisivamente para a qualidade da água in natura do Córrego e conseqüentemente para o equilíbrio dos ecossistemas da bacia.

### **5.1.3 Expansão do sistema existente**

A estrutura implantada na Estação de Tratamento de Esgoto Paraíso, ETE Pernada, coleta e trata aproximadamente de 11.600 m<sup>3</sup>/mês a uma vazão média de 5,0 L/s, entretanto, há perspectivas de expansão do sistema existente para o atendimento de 80% população urbana até 2027, conforme previsão das metas do Plano Municipal de Água e Esgoto instituído através do Decreto Municipal n.º. 089/2013.

As obras para expansão do sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso tiveram início ainda no ano de 2013 e estão direcionadas para a ampliação das redes coletoras de esgoto e ligações domiciliares. Ressalta-se que a cidade até a data já contava com aproximadamente 20 km de rede coletora e 1.120 ligações conectadas a esta malha.

Para atendimento das metas de Universalização, a Concessionária de Saneamento vem realizando investimentos no município para que o acesso ao esgotamento sanitário possa atingir cada vez mais um número maior famílias. Até o final do ano de 2015 mais de 28 km de rede coletora já encontravam-se em operação correspondendo ao atendimento de 1.752 domicílios atendidos. Cabe apontar que neste mesmo período já haviam sido executados paralelamente mais 20,7 km de rede coletora e 1.200 ligações de esgoto, porém, ainda não postas em operação (previsão para o ano de 2016).

Nas Figuras 33 e 34 podem ser observadas ações voltadas para a ampliação de redes coletoras de esgoto no município.



Figura 33 – Ligações de Esgoto realizadas.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.



Figura 34 – Ampliação das redes coletoras.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins.

De acordo com as projeções para expansão do esgotamento sanitário na cidade de Paraíso - TO estima-se que até ano de 2019 mais de 50% da área urbana contará com este serviço, indo de encontro com as metas estabelecidas no Plano Municipal de Água e Esgoto – PMAE.

#### **5.1.4 Eficiência do sistema de esgotamento sanitário e qualidade do corpo receptor**

Na Tabela 04 observam-se os resultados obtidos nas etapas de tratamento da Estação de Tratamento de Esgotos de Paraíso do Tocantins durante os meses de maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro de 2015.

Tabela 04 - Resultados das etapas de tratamento da ETE no período de maio a outubro de 2015.

MÊS	Parâmetro	Efluente bruto	Reator UASB	Floco- decantador	Disposição no solo	Remoção (%)	Conama 430/2011
MAIO	pH	7,73	6,60	6,64	6,68	-	5 a 9
	Temperatura (°C)	29,5	28,6	27,8	25	-	40
	Mat. sedimentáveis (ml/L)	10	0,6	1	<1	>99	1
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	900	85	70	8	99,11	120
	DQO (mg/L)	1461	232	186	<25	>98,29	-
	Vazão (L/s)	5,55	-	-	-	-	-
JUNHO	pH	7,2	6,8	6,9	7,5	-	5 a 9
	Temperatura (°C)	-	29,9	29	24,4	-	40
	Mat. sedimentáveis (ml/L)	10	1	1	<0,1	>99	1
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	1150	100	85	21	98,17	120
	DQO (mg/L)	1605	337	269	67	95,83	-
	Vazão (L/s)	5,25	-	-	-	-	-
JULHO	pH	7,7	6,81	6,87	7,31	-	5 a 9
	Temperatura (°C)	30,1	29,2	28,3	23,8	-	40
	Mat. sedimentáveis (ml/L)	10	1,0	0,3	0,1	99	1
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	840	145	85	28	96,67	120
	DQO (mg/L)	1415	285	186	83	94,13	-
	Vazão (L/s)	5,03	-	-	-	-	-
AGOSTO	pH	7,32	6,75	6,72	7,5	-	5 a 9
	Temperatura (°C)	30,7	30,3	29,2	24	-	40
	Mat. sedimentáveis (ml/L)	6	0,5	0,3	<0,1	>98,33	1
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	840	100	90	34	95,95	120
	DQO (mg/L)	1347	252	208	86	93,62	-
	Vazão (L/s)	4,91	-	-	-	-	-
SETEMBRO	pH	7,1	6,7	6,83	7,45	-	5 a 9
	Temperatura (°C)	32,4	31,8	31,12	29,7	-	40
	Mat. sedimentáveis (ml/L)	4,5	2,5	0,5	<0,1	>97,78	1
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	680	160	70	27	96,03	120
	DQO (mg/L)	1354	763	175	90	93,35	-
	Vazão (L/s)	5,25	-	-	-	-	-
OUTUBRO	pH	7,41	6,66	6,79	7,6	-	5 a 9
	Temperatura (°C)	33,1	31,6	31,6	27,2	-	40
	Mat. sedimentáveis (ml/L)	5	0,2	0,2	<0,1	>98	1
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	680	85	85	14	97,94	120
	DQO (mg/L)	1097	190	190	65	94,07	-
	Vazão (L/s)	4,9	-	-	-	-	-

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins, 2015.

No sistema de tratamento de esgoto de Paraíso do Tocantins, o Reator UASB representa a unidade principal de tratamento. De acordo com Campos (1999, p. 31), neste tipo de sistema, em geral, a remoção da fração orgânica é em torno de 70%, exigindo unidades de pós-tratamento para a remoção de parcela da fração remanescente do material orgânico, de forma a permitir a produção de efluente final com qualidade compatível com as necessidades impostas pelos padrões legais de emissão de efluentes. No caso em estudo, têm-se como pós-tratamento o floco-decantador e a disposição controlada no solo, os quais são responsáveis pelo polimento do efluente antes do lançamento no corpo receptor.

Como pode ser observado na Tabela 04, o sistema tem apresentado boa funcionalidade, atendendo taxas de remoção de matéria orgânica satisfatórias, notadamente no Reator UASB, o qual apresentou ao longo dos meses avaliados percentuais de remoção acima dos valores apresentados na literatura. Observaram-se níveis de remoção de  $\text{DBO}_5$  no reator máximo 91,3% e mínimo de 76,4% no período estudado. Resultados similares de remoção de  $\text{DBO}_5$  em reatores UASB foram encontrados por Silva e Vieira (2012, p. 04), os quais registraram valores máximos de remoção de 89,6% e médios de 77,3%.

Após passar pelo reator a carga orgânica remanescente é encaminhada para as etapas posteriores (floco-decantador e disposição controlada no solo), produzindo um efluente final com níveis de remoção de DBO acima de 95%. A maior eficiência deste parâmetro foi observada no mês de maio com 99,11%, tendo leve queda nos meses posteriores, entretanto, manteve-se dentro dos valores exigidos pela Resolução Conama 430/2011, a qual estabelece uma remoção mínima de 60%.

O pH para o efluente bruto não apresentou grandes variações, tendo um valor máximo registrado de 7,73 no mês de maio e mínimo de 7,1. No reator, os valores registrados para este parâmetro foram: 6,6; 6,8; 6,81; 6,75; 6,7 e 6,66, respectivamente para os meses de maio a outubro de 2015, dentro da faixa recomendada para o bom funcionamento do sistema, a qual segundo Campos (1999, p. 193), deve ser mantida sempre acima de 6,5 e preferencialmente na faixa de 6,8 a 7,2.

Em relação a temperatura do efluente, observa-se um aumento gradual ao longo dos meses, sendo observado para os meses de setembro e outubro os valores mais elevados ( $32,4^\circ\text{C}$  e  $33,1^\circ\text{C}$ ), indicando uma relação direta com a sazonalidade. Cabe ressaltar que para o sistema implantado tal variação de temperatura não traz prejuízos ao processo de tratamento utilizado, haja vista que, conforme Campos (1999, p. 192), a temperatura ideal de operação nos reatores anaeróbios situa-se na faixa de  $30^\circ\text{C}$  a  $35^\circ\text{C}$ , quando o crescimento da maioria dos microrganismos anaeróbios mesofílicos é considerado ótimo.

Outro aspecto importante observado foi o decréscimo na concentração da DBO<sub>5</sub> de entrada do efluente bruto ao longo dos meses, tendo um valor máximo de 1150 mg/L em maio e mínimo de 680 mg/L nos meses de setembro e outubro. Comportamento similar foi apresentado para a concentração de materiais sedimentáveis, com 10 mg/L nos meses de maio, junho e julho e 6 mg/L, 4,5 mg/L e 5 mg/L, nos meses de agosto, setembro e outubro. Observa-se uma relação destes resultados com a vazão de entrada na ETE, a qual também tem uma ligeira queda com o início do período de estiagem. Cabe ressaltar que estes resultados podem estar relacionados com a redução dos despejos dos caminhões limpa fossa. Há registros nos relatórios de controle operacional da ETE que no período seco o número de descargas efetuadas por estes veículos tende a diminuir, o que provavelmente tem relação com a menor demanda por este serviço pela população.

Em relação ao padrão de lançamento no corpo receptor, observa-se que todos os parâmetros analisados mantiveram-se em conformidade com os limites máximos exigidos pela Resolução Conama 430/2011 em todo o período de estudo, indicando que o sistema existente seja adequado em seus processos de tratamento para a atual demanda local. Em suma, verifica-se que, comparativamente a outras realidades brasileiras, a estação de tratamento de esgoto de Paraíso tem alcançado eficácia em seus processos de tratamento, sobretudo, em relação aos níveis de remoção de DBO, os quais foram superiores a 95% em todos os meses analisados.

A realidade, porém, é mais complexa, pois além de atender os níveis de eficiência de acordo com os padrões de lançamento de efluentes há ainda que se considerar o atendimento das condições de qualidade do corpo receptor, neste caso, o Córrego Pernada.

Na Tabela 05 têm-se os resultados do monitoramento de qualidade da água do corpo receptor a montante do ponto de lançamento de efluentes tratados pela ETE Pernada.

Tabela 05 - Resultados do monitoramento da qualidade da água do corpo receptor a montante no período de maio a outubro de 2015.

Parâmetros	Meses						Conama 357/2005
	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	
pH	7,16	8,6	7,54	7,02	7,26	8,21	6 a 9
Temperatura (°C)	24,5	23,1	22,7	22,5	25,5	25,7	-
OD (mg/L)	7,58	8,07	7,92	7,54	7,52	7,39	>5mg/L
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	<4	4	<4	4	4	6,0	Até 5mg/L
DQO (mg/L)	<25	<25	<25	<25	<25	<25	-
Condutividade (µS/cm)	206	191,5	259	271	315	377	-
Turbidez (uT)	3,4	2,36	1,31	27	1,13	1,26	100 NTU
Cianobactérias cél./mL	<1	<1	<1	<1	<1	<1	50.000 cél./mL
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,442	0,648	0,408	0,442	2,411	1,534	30 µg/L
Cor verdadeira (Pt Co/L)	26	10	20	27	<LQ	8	75 mg Pt/L
Fósforo total (mg/L)	0,004	<LQ	0,018	0,031	0,006	0,007	0,10 mg/L
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	<LQ	<LQ	0,019	<LQ	<LQ	0,008	-
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	98,8	95,3	124,1	130,1	151,6	181,7	500 mg/L
Sólidos suspensos totais (mg/L)	0	3	1	1	1	3	-
Nitrato (mg/L)	2,3	2,5	3,1	2,2	1,5	2,2	10 mg/L
Nitrito (mg/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,0 mg/L
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	227,9	1.299,7	77,6	387,3	160,7	547,5	1.000 NMP/100mL
Substância que comuniquem gosto ou odor	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes

Notas: \*VMP de fósforo total para ambientes lóticos 0,10 mg/L; \*\*Nitrogênio amoniacal total: para pH ≤7,5 VMP = 3,7; para pH >7,5 e ≤8,5 VMP = 2,0; para pH >8,0 e ≤8,5 VMP = 1,0; para pH >8,5 VMP = 0,5.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins, 2015.



Como pode ser observado na Tabela 05 a qualidade da água do corpo receptor a montante do lançamento do efluente tratado pela ETE Pernada mostrou-se parcialmente satisfatória para os padrões estabelecidos para água doce classe 2 da Resolução Conama 357/2005, onde não foram observadas grandes alterações durante a pesquisa. Em suma, os parâmetros que apresentaram irregularidades em relação ao atendimento da legislação foi a  $DBO_5$  e Coliformes Termotolerantes, já para os demais parâmetros avaliados não foram verificadas incompatibilidades aos valores recomendados.

Os valores registrados para o pH da água atenderam a faixa recomendada pela legislação (6 a 9), apresentando valor de mínimo de 7,02, médio de 7,63 e máximo de 8,6. O controle deste parâmetro em corpos d'água é importante, pois alterações no mesmo podem afetar a vida aquática (Von Sperling, 2005, p. 30).

Os resultados observados para o oxigênio dissolvido se mantiveram em consonância com a legislação (maior que 5 mg/L). Por outro lado, é importante observar a relação deste parâmetro com a temperatura da água, pois de acordo com Von Sperling (2005, p. 29), a temperatura da água tem influência nas reações físicas, químicas e biológicas e sua elevação influencia diretamente na solubilidade dos gases. Como pode ser observado na Tabela 05 nos meses de maiores temperatura têm-se menores concentrações de OD, especialmente no mês de outubro, onde registrou-se 7,39 mg/L de OD na água.

A  $DBO_5$  observada no mês de outubro foi de 6 mg/L, um pouco acima dos valores preconizados pela legislação (até 5 mg/L). Tal alteração pode ser justificada pelos usos que se fazem a montante deste ponto de monitoramento e, ainda, pelo início das chuvas, as quais podem ter carregado materiais para o corpo hídrico, requerendo maiores consumo de oxigênio para a sua decomposição. Ressalta-se também que se observou uma ligeira queda para o valor de OD no referido mês, corroborando com o acréscimo de  $DBO_5$  identificado, apesar de o OD ter se mantido dentro do permitido. Destaca-se que para os demais meses o parâmetro se manteve dentro dos limites aceitáveis

Em relação a condutividade, notou-se um aumento ao longo dos meses, registrando valores máximos de 315  $\mu$ S/cm em setembro e 377  $\mu$ S/cm em outubro. O acréscimo da condutividade pode estar relacionado com a elevação na concentração de Sólidos Dissolvidos Totais ao longo dos meses, especialmente nos meses de setembro e outubro, onde se observaram valores de 151,6 mg/L e 181,7 mg/L, respectivamente. Outra observação importante em relação a estes parâmetros pode ser complementada ao se analisar a concentração de clorofila *a* na água, esta também aumentou ao longo dos meses, notadamente nos meses citados. Menciona-se que a temperatura tem um papel importante nos processos

fotossintéticos do corpo hídrico, o que justifica o acréscimo de clorofila *a* nos meses mais quentes. Portanto, sugere-se que a alteração na concentração de condutividade tem relação com o aumento na concentração de SDT, que por sua vez relaciona-se com a elevação nos valores de clorofila *a*.

A concentração de nitrogênio amoniacal total apresentou-se em sua maioria abaixo do limite de quantificação do método utilizado, exceto para os meses de julho e outubro, onde foram registrados valores de 0,019 mg/L e 0,008 mg/L. O nitrito também manteve-se em todos os meses com valores inferiores a 0,1 mg/L. Já para o nitrato foram verificadas maiores alterações em relação aos outros nutrientes, sendo registrado um valor mínimo de 1,5 mg/L (setembro) e máximo de 3,1 mg/L (julho).

Os resultados de fósforo total também atenderam o preconizado pela legislação para ambientes lóticos (0,10 mg/L). O valor máximo registrado foi de 0,031 mg/L no mês de agosto.

No que diz respeito aos resultados de Coliformes Termotolerantes verificou-se que no mês junho o parâmetro esteve acima dos limites recomendados (1.000 NMP/100mL), sendo registrado um valor de 1.299,7 NMP/100mL, entretanto, nos demais meses o parâmetro atendeu a legislação.

É importante frisar que a variação na qualidade da água apresentada pelo Córrego Pernada está diretamente relacionada com o uso e ocupação do solo em seu entorno. Dos aproximadamente 15 km de extensão que este possui cerca de 5 km estão inseridos no contexto urbano de Paraíso do Tocantins, servindo como fonte de recebimento dos resíduos gerados ao longo da cidade. Desse modo, nota-se que antes do curso d'água receber o efluente tratado pela ETE Pernada, o mesmo já se encontra com uma qualidade não tão satisfatória, sendo para alguns meses observados valores em discordância com a legislação, especialmente para o parâmetro DBO<sub>5</sub>. Tal fato é preocupante, pois torna cada vez mais desafiador para a concessionária atender ao padrão de enquadramento do corpo receptor, sendo de suma importância o monitoramento constante da qualidade da água em 03 pontos: à montante, na zona de mistura e à jusante.

A Tabela 06 apresenta os resultados do monitoramento de qualidade da água do corpo receptor após a mistura com o efluente tratado pela ETE Pernada.

Tabela 06 - Resultados do monitoramento da qualidade da água do corpo receptor a jusante no período de maio a outubro de 2015.

Parâmetros	Meses						Conama 357/2005
	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	
pH	7,0	8,19	7,15	6,85	7,41	8,20	6 a 9
Temperatura (°C)	24,4	23,0	22,8	22,3	26,6	25,5	-
OD (mg/L)	7,42	7,14	6,62	5,94	3,87	5,67	>5mg/L
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	<4	<4	6,0	4	12,0	4,0	Até 5mg/L
DQO (mg/L)	<25	<25	<25	<25	<25	<25	-
Condutividade (µS/cm)	225,9	234,8	299	423	1.154	456	-
Turbidez (uT)	3,5	2,76	1,49	16	6,73	1,73	100 NTU
Cianobactérias cél./mL	<1	<1	<1	<1	<1	<1	50.000 cél./mL
Clorofila a (µg/L)	0,882	0,648	<LQ	0,883	1,734	1,534	30 µg/L
Cor verdadeira (Pt Co/L)	37	18	5	16	66	30	75 mg Pt/L
Fósforo total (mg/L)	0,022	0,022	0,045	0,269	0,011	0,161	0,1 mg/L
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	0,322	0,565	1,046	4,437	6,571	2,057	-
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	111,2	114,4	143,8	204	568	220	500 mg/L
Sólidos suspensos totais (mg/L)	0	1	0	1	5,0	5	-
Nitrato (mg/L)	2,0	2,5	2,9	1,9	1,5	2,2	10 mg/L
Nitrito (mg/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,132	1,0 mg/L
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1.119,9	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	1.000 NMP/100mL
Substância que comuniquem gosto ou odor	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes

Notas: \*VMP de fósforo total para ambientes lóticos 0,10 mg/L; \*\*Nitrogênio amoniacal total: para pH ≤7,5 VMP = 3,7; para pH >7,5 e ≤8,5 VMP = 2,0; para pH >8,0 e ≤8,5 VMP = 1,0; para pH >8,5 VMP = 0,5.

Fonte: Odebrecht Ambiental/Saneatins, 2015.

Dentre os parâmetros avaliados destacam-se o OD, a temperatura da água, a DBO<sub>5</sub>, a condutividade elétrica, a cor verdadeira, o fósforo total, o nitrogênio amoniacal, os sólidos dissolvidos totais e a Coliformes Termotolerantes, pois foram os parâmetros que apresentaram maiores variações a jusante do ponto de lançamento ao longo do período de estudo

O pH manteve-se dentro da faixa recomendada pela Resolução Conama 357/2005 (6 a 9), não sendo observado grandes variações após a mistura com o efluente. Os valores verificados tiveram comportamentos semelhantes com os dados de montante do lançamento.

Os resultados de oxigênio dissolvido apresentaram um decaimento ao longo dos meses avaliados, registrando um valor máximo de 7,42 mg/L no mês de maio, com reduções na concentração em junho, julho, agosto e setembro, onde foi registrado um valor mínimo de 3,87 mg/L, abaixo do recomendado pela legislação. Já no mês de outubro observa-se um aumento deste parâmetro para 5,67 mg/L. Provavelmente, o comportamento do córrego em relação às concentrações de OD devem estar relacionadas a diminuição da vazão e, conseqüente redução da velocidade da água com a chegada da estiagem, onde menores serão os fatores contribuintes para a reaeração do meio.

Constatou-se também que a temperatura no mês de setembro e outubro foi elevada em relação aos demais meses, especificamente no mês de setembro, mês com menores concentrações de OD (3,87 mg/L), onde foi registrado 26,6°C para a temperatura da água. De acordo com Dezotti (2008, p. 38), a elevação da temperatura do corpo receptor reduz a solubilidade do oxigênio na água e, ainda implica em maior consumo de OD devido a maior atividade bioquímica.

A faixa crítica da concentração de OD é situada entre 3 a 4 mg/L, embora existam certas espécies de peixes que se adaptam a níveis de 1 mg/L de OD, enquanto que outras só sobrevivem em águas com nível de OD superior a 5 mg/L (DEZOTTI, 2008, p. 36), desse modo, se o processo de tratamento não for eficiente de forma a manter um equilíbrio entre os teores de OD e DBO a vida aquática poderá ser prejudicada.

A DBO<sub>5</sub> apresentou-se fora dos limites preconizados no mês de julho e setembro. Em julho registrou-se 6,0 mg/L, já em setembro o valor chegou a 12,0 mg/L, concordando com os dados de OD identificados no mês.

A condutividade, a cor verdadeira e os sólidos dissolvidos totais apresentaram comportamentos similares, notadamente para os meses de agosto, setembro e outubro. O mês de setembro se destaca registrando valores máximos para tais parâmetros, onde tem-se 1.154 µS/cm de condutividade, 66 mg Pt/L de cor verdadeira e 568 mg/L de sólidos totais

dissolvidos, estando este último fora dos limites estabelecidos pela Conama 357/2005 que é de 500 mg/L.

Para o fósforo total verificaram-se resultados acima do recomendado para ambientes lóticos (0,1 mg/L) para o mês de agosto (0,269 mg/L) e outubro (0,161 mg/L). Valores elevados para este parâmetro tornam-se preocupantes, uma vez que o mesmo é considerado o elemento-chave para ocorrência de eutrofização das águas de superfície (BERTOL et al., 2011, p. 1423).

O nitrato e o nitrito apresentaram-se em consonância com a legislação, já o parâmetro nitrogênio amoniacal total apresentou resultados mais elevados nos meses de agosto, setembro e outubro, onde foram registrados 4,437 mg/L, 6,571 mg/L e 2,057 mg/L, respectivamente. De acordo com os valores estabelecidos para este parâmetro para os resultados de pH nos meses citados, o nitrogênio amoniacal total se manteve em desacordo com o preconizado. A elevação na concentração do referido parâmetro pode estar relacionada com a redução do volume de água disponível no córrego para a diluição do efluente lançado.

Em relação aos Coliformes Termotolerantes, foi verificado discordância dos resultados encontrados com os valores máximos permitidos (1.000 NMP/100mL), sendo registrado dados superiores a >2.419,6 NMP/100mL para os meses de junho, julho, agosto, setembro e outubro, com exceção ao mês de maio, onde registrou-se 1.119,9 NMP/100mL. No grupo dos Coliformes Termotolerantes encontra-se a *Escherichia coli*, a qual é abundante em fezes humanas e de animais, sendo uma elevada concentração desses microrganismos uma indicação segura de contaminação das águas por esgoto doméstico (DEZOTTI, 2008, p. 40). Portanto, os elevados resultados desse parâmetro se justifica.

É importante mencionar que o comportamento identificado no ponto de monitoramento do Córrego Pernada a jusante foi semelhante ao de montante para a maioria dos parâmetros avaliados, especialmente nos meses de agosto, setembro e outubro, meses nos quais se observaram maiores alterações nos valores coletados em ambos os pontos de monitoramento, o que provavelmente tem relação com a estiagem. Dessa forma, sugere-se que a qualidade do corpo receptor no período citado já se apresentava um pouco mais comprometida, tendo o lançamento do efluente tratado oriundo da ETE potencializado as alterações nos parâmetros estudados.

Ressalta-se ainda que, ao se avaliar os resultados da eficiência do sistema na remoção de DBO<sub>5</sub> nos meses citados (agosto, setembro e outubro) constata-se uma ligeira queda, produzindo, dessa maneira, um efluente de qualidade inferior. Tal situação também pode justificar os resultados identificados para jusante.

Por fim, percebe-se que os resultados encontrados sinalizam que o efluente oriundo do sistema de tratamento de esgotos tem efeitos sobre a qualidade da água do Córrego Pernada, o que já era esperado, uma vez que a composição do líquido despejado pode possuir inúmeros elementos capazes de alterar as condições de qualidade ambiental do local onde é lançado. Entretanto, não se pode anular os efeitos dos usos desenvolvidos a montante dos pontos de lançamento, pois, como observado, nos meses de agosto, setembro e outubro o corpo hídrico já chegou com qualidade inferior no ponto de lançamento do efluente tratado.

## 5.2 Vazão crítica

Com intuito de avaliar a variação das vazões no Córrego Pernada durante o período seco, bem como indicar a sua vazão crítica para fins de planejamento em demandas futuras realizou-se o monitoramento de vazão durante os meses de maio a outubro de 2015 a montante do ponto de lançamento de efluente da ETE Pernada, conforme Figura 35. Neste é possível observar o cruzamento dos dados de vazão juntamente com a precipitação ocorrida no período.

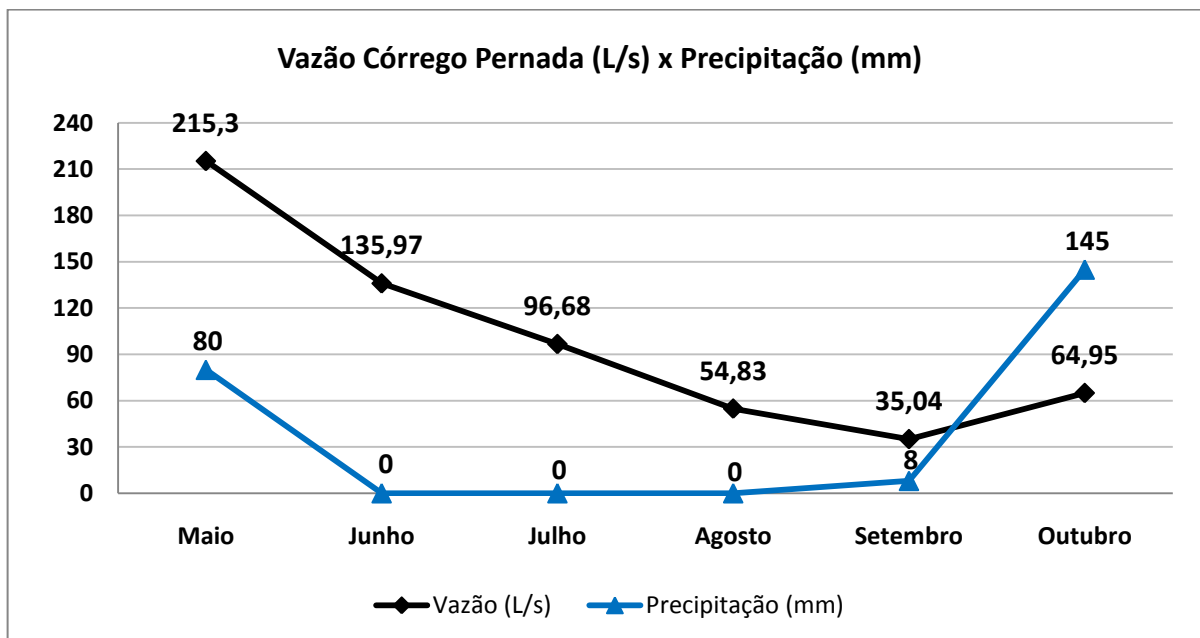


Figura 35 – Resultado das vazões obtidas para o Córrego Pernada no período de maio a outubro de 2015.

Nota: Dados de precipitação oriundos do Sistema de Informações Hidrológicas – HidroWeb/ANA.

Observam-se variações significativas nos resultados encontrados para a vazão do Córrego Pernada, sendo averiguado um decaimento dos valores ao longo dos meses avaliados.

No mês de maio foi registrado um valor médio mensal de 215,3 L/s, representando a vazão máxima observada, tendo no mês de setembro a menor média mensal de 35,04 L/s. Já no mês de outubro, devido à ocorrência de algumas chuvas, a vazão do manancial obteve uma recuperação, onde se registrou valores médios de 64,95 L/s.

É possível observar que resultados encontrados foram diretamente influenciados pelos efeitos da sazonalidade. Tal análise baseia-se no decaimento dos índices pluviométricos observados para o período. No mês de maio foram registrados 80 mm de chuva, já a partir de junho esse índice chegou a zero, permanecendo até agosto. Em setembro, registrou-se um índice de 8 mm e em outubro de 145 mm, marcando a transição para do período chuvoso na região, momento em que se verificou o início da recuperação da vazão no corpo d'água.

Comportamento similar a este foi registrado por Brun (2006) ao realizar monitoramento de vazão no Córrego Pernada. O autor observou valores máximos de vazão de 318,51 L/s no mês de maio e mínimos de 39,57 L/s no mês de setembro de 2005. Observa-se que após um espaço temporal dez anos o curso d'água apresentou uma tendência semelhante em sua variação de vazão, sobretudo no mês de setembro.

Vale ressaltar que no mês de setembro foram realizadas quatro medições, para as quais se obteve a média mensal apresentada (35,04 L/s), entretanto, foram registrados valores inferiores da média supracitada, especificamente no dia 28 de setembro onde se constatou uma vazão de 21,67 L/s.

A variação no volume de água no Córrego Pernada pode ser visualizada nas Figuras 36 e 37. Verifica-se que no mês de maio de 2015 a quantidade de água observada foi superior comparada ao mês de setembro do mesmo ano.



Figura 36 – Córrego Pernada no mês de maio/15.

Fonte: Foto tirada pelo autor.



Figura 37 – Córrego Pernada no mês de setembro/15.

Fonte: Foto tirada pelo autor.

### 5.3 Avaliação da capacidade de autodepuração do Córrego Pernada

A avaliação da autodepuração do Córrego Pernada foi determinada pelo uso do modelo matemático de Streeter-Phelps (1925).

Na Figura 38 observam-se os resultados obtidos pela modelagem a partir dos perfis de OD durante os meses de estudo (maio a outubro de 2015) para um trecho de 5,6 km do Córrego Pernada. Em cada perfil se avaliou o decaimento do oxigênio dissolvido comparando os resultados obtidos com os limites mínimos estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005 para água doce classe 2 (5mg/L).

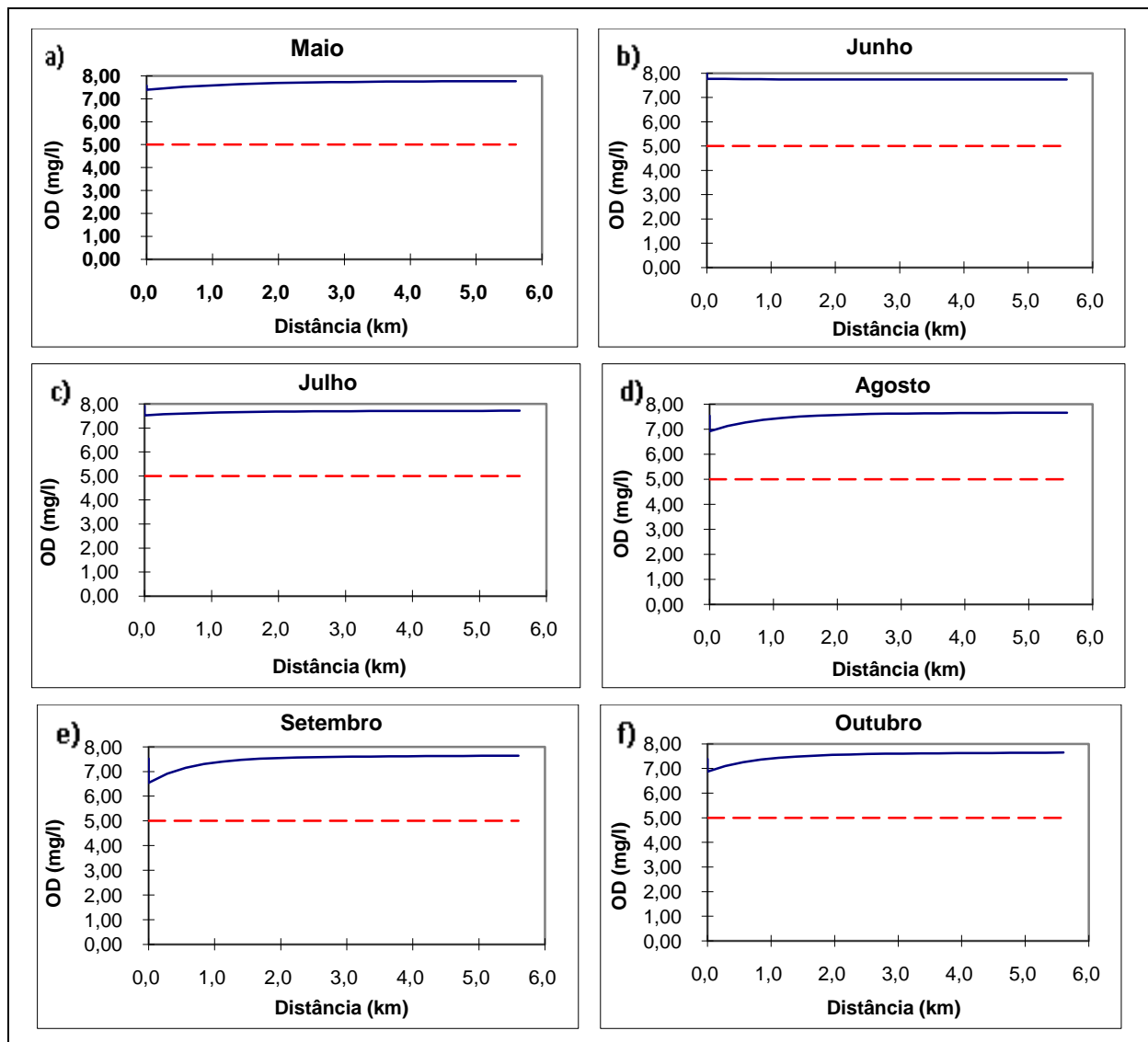


Figura 38 - Perfis de OD durante os meses de maio a outubro de 2015.

Nota: — Curva de OD (mg/L); --- Limite mínimo de OD estabelecido pela Resolução Conama 357/2005.



De maneira geral, os perfis de OD obtidos pelo modelo de Streeter-Phelps revelam que o Córrego Pernada detém de uma capacidade significativa de estabilização dos níveis de oxigênio na água. De acordo com a modelagem realizada, para os meses de maio, junho e julho as variações na concentração de OD foram imperceptíveis, porém, a partir do mês de agosto observam-se alterações na concentração do parâmetro após a mistura com efluente lançado, notadamente no mês de setembro, para o qual foi registrado o menor valor de OD. Por fim, mesmo nas condições de menor vazão (mês de setembro) as vazões efluentes analisadas não impactaram significativamente nos valores de OD, se comparados com os valores mínimos permitidos pela legislação.

Bárbara (2006, p. 47) cita que as causas antrópicas que mais contribuem para o decréscimo do oxigênio na água são: as descargas de efluentes e resíduos sólidos orgânicos e a elevação da temperatura hídrica devido a despejos industriais, assim, nota-se que apesar do lançamento de efluentes no Córrego Pernada levar a uma redução nas concentrações de oxigênio dissolvido na água logo após a mistura com o efluente, após poucos metros já se observa a recuperação do parâmetro, o qual se mantém dentro dos limites preconizados. Dessa forma, pode-se indicar que a eficiência da ETE Pernada contribui sobremaneira para os resultados de OD modelados.

Comportamento similar a este foi verificado por Alcântara et al. (2014, p. 05) ao avaliarem a autodepuração do Córrego dos Arcos, no município de Arcos (MG). Os autores perceberam que mesmo após a mistura do efluente com o corpo receptor as concentrações de oxigênio dissolvido atenderam ao padrão exigido pela legislação, sendo tal resultado atribuído à eficiência do sistema de tratamento de esgotos local. No entanto, em relação à DBO, os autores observaram valores acima do permitido no ponto de mistura com o efluente, permanecendo em todo trecho estudado.

Para o parâmetro DBO, os resultados para o período em estudo (maio a outubro de 2015) puderam ser verificados através da variação dos perfis resultantes da modelagem conforme se observa na Figura 39.

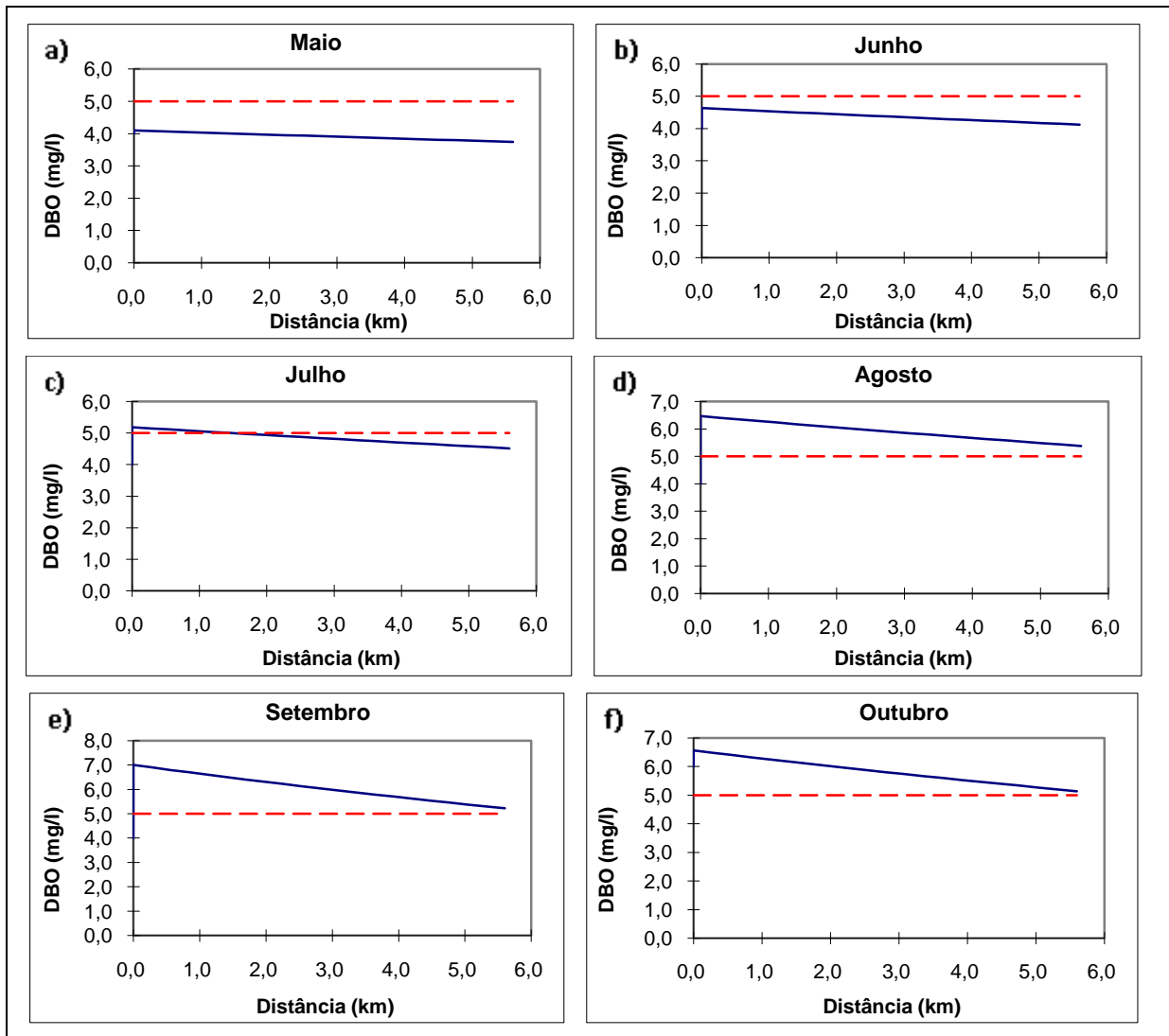


Figura 39 - Perfis de DBO<sub>5</sub> durante os meses de maio a outubro de 2015.

Nota: — Curva de DBO (mg/L); ---- Limite mínimo de DBO estabelecido pela Resolução Conama 357/2005.

Os perfis de DBO determinados pela modelagem expressam de maneira clara a influência dos valores de vazão na representação dos resultados. Para os meses de Maio e Junho, o manancial apresentou valores de DBO, no ponto da mistura com o efluente, dentro dos valores permitidos pela legislação. No mês de julho, o corpo hídrico já indica os primeiros sinais de não equilíbrio na zona de mistura, onde até os 1.000 primeiros metros do trecho estudado a DBO ultrapassa os limites preconizados. A recuperação volta a ocorrer a partir dos 1.100 metros do ponto de lançamento.

Valores de maior representatividade apresentam-se para os meses de agosto, setembro e outubro onde os padrões de DBO exigidos para corpos hídricos de classe 2 já não ocorrem nos limites do Córrego, ou seja, a estabilização ocorreu possivelmente após a confluência com o Córrego Buritis. No mês de agosto notou-se que o corpo receptor apresentou retardo para a

depuração da matéria orgânica, sendo o mês em que se obteve uma maior distância no trecho do córrego para a diluição da carga de DBO (após 7 km). O mês de setembro destacou-se, pois apresentou valores de DBO mais elevados após a mistura do efluente, resultando em maior tempo para a estabilização da matéria orgânica. Já em outubro, a DBO ainda se manteve alterada, porém, com valores inferiores a setembro. Ressalta-se ao fato dos valores de DBO a montante do lançamento, no mês de outubro, já estarem acima dos valores máximos permitidos (Tabela 05), dificultando a normalização do parâmetro nos limites do Córrego. Tal fato pode ser justificado pela ocorrência de algumas chuvas isoladas em relação ao mês anterior e possível reflexo destas em áreas ocupadas nas proximidades da bacia. Mesmo com esta alteração observou-se uma tendência de estabilização do corpo hídrico ainda nos limites do Córrego.

As alterações verificadas a partir de agosto podem ser justificadas pela redução da vazão do córrego, bem como pelas condições de qualidade apresentada pelo mesmo. Como já descrito acima, comparativamente aos demais meses, os meses de agosto, setembro e outubro apresentaram variações mais representativas em relação a sua qualidade. Além da qualidade da água do corpo receptor notou-se uma ligeira redução na eficiência de remoção de DBO pela estação de tratamento, fatores estes que corroboram com os resultados do modelo.

Um aspecto importante a ser considerado é a vazão do curso d'água. Braga et al. (2005, p. 93) descrevem que quando um efluente de qualquer natureza é lançado no rio, a concentração imediatamente a jusante do ponto de lançamento é menor que aquela observada no próprio efluente devido a sua diluição, assim, quanto maior for a vazão do rio, menor será o impacto do poluente considerado, desde que a concentração do poluente a montante do rio seja pequena.

Dentro dessa abordagem, também foi aplicado o modelo de Streeter-Phelps para a menor vazão observada no córrego Pernada durante o período estudado (21,67 L/s) conforme apresentado na Figura 40.

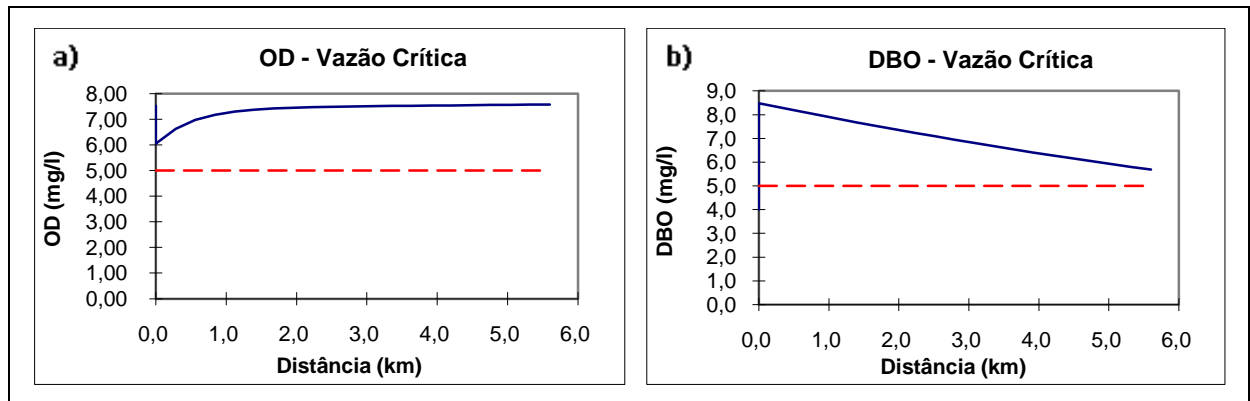


Figura 40 - Perfis de OD e DBO<sub>5</sub> para a menor vazão observada no Córrego Pernada.

Nota: — Curva de OD e DBO (mg/L); ---- Limite mínimo de OD e DBO estabelecido pela Resolução Conama 357/2005.

Para a menor vazão encontrada durante as campanhas de campo percebe-se que a condição da água do corpo receptor para OD, após a zona de mistura, permanece dentro dos padrões da legislação. Entretanto, em relação aos valores de DBO, a concentração atinge a máxima para o estudo (>8,0 mg/L), apresentando a possível estabilização fora do limite do manancial (cerca de 7,5 km do ponto de lançamento).

Salla et al. (2013, p. 109 e 113) ao estudarem a autodepuração no Rio Jordão, no Estado de Minas Gerais, em períodos de estiagem verificaram resultados semelhantes aos encontrados no Córrego Pernada. Os autores observaram que o OD manteve-se dentro dos limites exigidos pela legislação, no entanto, a DBO permaneceu fora dos valores recomendados em toda a extensão do rio analisada, sendo verificado um pico de 8,3 mg/L na zona de mistura, decrescendo até 6,0 mg/L, ao longo de todo o trecho analisado.

De acordo com Cunha e Ferreira (2006, p 1.716), a capacidade de autodepuração do corpo d'água é bastante afetada pelas variações de vazão, portanto, quando há uma redução na vazão do manancial é de se esperar uma pior resposta do corpo d'água para a estabilização do material lançado. Tal afirmação, fortalece os resultados gerados a partir da aplicação do modelo, onde observou-se que uma redução da capacidade de autodepuração do Córrego Pernada no período de estiagem, especificamente no mês de setembro (vazão crítica).

#### 5.4 Determinação da vazão máxima efluente

Para obtenção dos resultados para estimativa de vazões máximas efluentes a serem lançadas pela ETE de Paraíso no Córrego Pernada utilizou-se de uma projeção para

atendimento da cobertura de esgoto das áreas aptas prevista pelo Plano Municipal de Água e Esgoto – PMAE para os anos de 2016 a 2019.

De posse das informações das áreas aptas e após cruzamento com os dados do cadastro técnico fornecido pela concessionária estimaram-se o número de ligações e a população a ser atendida com os serviços de esgotamento sanitário ao longo dos anos, bem como a vazão efluente a ser lançada pela Estação de Tratamento de Esgoto no Córrego Pernada, conforme consta na Tabela 07.

Tabela 07 - Projeções para atendimento das áreas aptas do PMAE.

<b>ANO</b>	<b>Ligações de Água Áreas Aptas (UN.)</b>	<b>Ligações de Esgoto (UN.)</b>	<b>Pop. Atendida (hab.)</b>	<b>Vazões Médias (L/s)</b>	<b>Carga Orgânica (KgDBO/dia)</b>	<b>*Concentração de DBO (mg/L)</b>
<b>2015</b>	1844	1752	5782	5,25	312,22	680
<b>2016</b>	3429	3258	10750	14,93	580,50	680
<b>2017</b>	5461	5188	17120	23,78	924,49	680
<b>2018</b>	6917	6571	21685	30,12	1170,98	680
<b>2019</b>	10163	9655	31861	44,25	1720,49	680

Nota: \* Foi considerada a mesma concentração do esgoto bruto do período crítico de 2015 para as projeções 2016 a 2019.

Como pode ser observado, na projeção para o ano de 2016 a vazão média efluente terá aumento aproximado em quase três vezes em relação ao ano de 2015. Em 2017, a vazão estimada atingirá um valor de 23,78 L/s, passando para 30,12 L/s e 44,25 L/s nos anos de 2018 e 2019, respectivamente. Vale ressaltar que as projeções das vazões efluentes já podem indicar que a partir do ano 2017 a estrutura de tratamento da ETE deverá ser ampliada/modernizada face a ultrapassagem da capacidade de tratamento instalada (20 L/s).

As vazões médias afluentes projetadas (2016 a 2019), associadas à vazão média do corpo receptor encontrada no mês crítico (35,04 L/s), para o uso da modelagem dos parâmetros OD e DBO (modelo de Street-Phelps), podem ser demonstradas nos perfis da Figura 41.

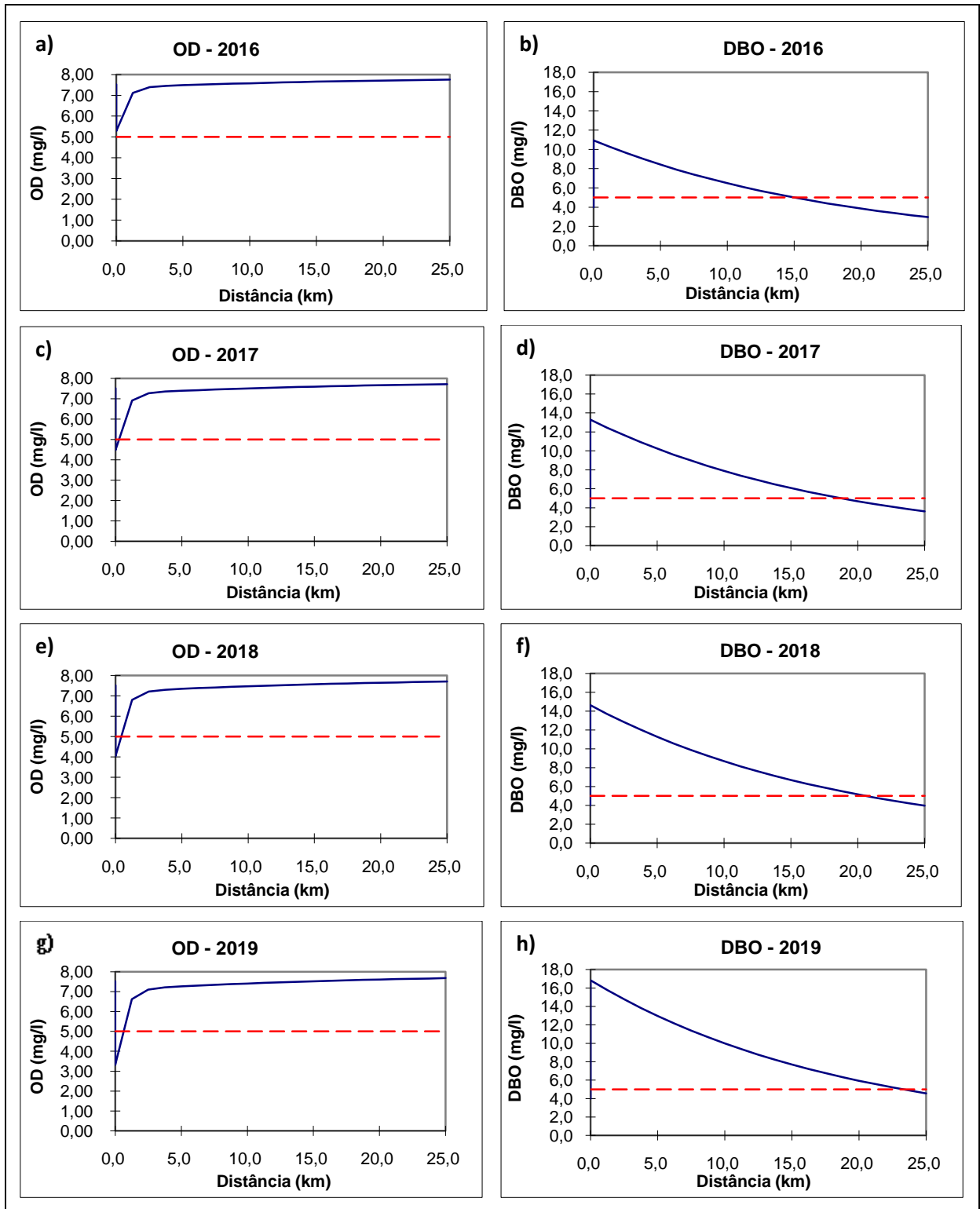


Figura 41 - Perfis de OD e DBO<sub>5</sub> para previsão de lançamento para os anos de 2016, 2017, 2018 e 2019.

Nota: — Curva de OD e DBO (mg/L); ---- Limite mínimo de OD e DBO estabelecido pela Resolução Conama 357/2005.

Percebe-se que para o ano de 2016, o parâmetro oxigênio dissolvido apresentou no ponto de mistura concentração de 5,27 mg/L, valor dentro dos limites preconizados pela legislação. Entretanto, em relação à DBO, observa-se no ponto de mistura resultado igual à 10,9 mg/L, mantendo-se com níveis fora dos padrões até aproximadamente 15 km do ponto de lançamento. Cabe ressaltar que após 5,6 km da zona de mistura, o Córrego Pernada já confluiu com o Córrego Buritis, passando a denominado de Córrego Coco do Meio, local onde possivelmente ocorrerá a estabilização. Desse modo, pressupõe-se que para o ano de 2016, no período de estiagem, o corpo hídrico já não atenderá a legislação em vigor para os resultados de DBO.

Nas projeções para os anos de 2017 a 2019, verificou-se um comportamento semelhante ao observado em 2016, apresentando o corpo hídrico uma redução progressiva de sua capacidade de autodepuração. Os valores de OD na zona de mistura foram, respectivamente, 4,48 mg/L, 4,04 mg/L e 3,32 mg/L. Resultados já esperados face ao aumento da vazão efluente nos referidos anos. Destaca-se que apesar dos baixos teores de OD no ponto de mistura, percebe-se que a recuperação do manancial, mesmo para um índice de atendimento populacional mais elevado (2019), volta a atender os padrões em vigor antes dos primeiros 1.000 metros de extensão após o lançamento pela ETE.

No tocante a DBO, para o mesmo período de projeto analisado (2017 a 2019), também ocorreram dificuldades para atendimento da legislação vigente. O aumento do número de ligações domiciliares de esgoto e, conseqüente, aumento da vazão efluente potencializou os efeitos da degradação da qualidade do córrego, sendo observados valores para este parâmetro no ponto de mistura de 13,3 mg/L, 14,6 mg/L e 16,8 mg/L, sucessivamente. Outro aspecto relevante a ser citado refere-se à distância a partir da qual o manancial restabelece suas condições de qualidade em relação à DBO. Para as condições avaliadas (mês de menor vazão do Córrego) notou-se, com o passar dos anos projetados, que o restabelecimento das características favoráveis do corpo d'água necessitou de percursos cada vez maiores para alcançar o equilíbrio, sobretudo para a projeção do ano de 2019, para o qual foi observado o atendimento dos valores máximos permitidos somente após 23,8 km do ponto de lançamento do efluente.

Em síntese, os resultados encontrados indicam que a partir do ano de 2016, para o período de vazão crítica, o Córrego Pernada terá maiores dificuldades em realizar a autodepuração do efluente lançado para atendimento da legislação ambiental, especialmente para DBO, pois as projeções realizadas apontam que para nenhum dos anos avaliados a mesma será satisfatória, por sua vez, pode-se deduzir, a partir do modelo de Streeter-Phelps,

que a vazão máxima efluente já está sendo operada (5,25 L/s) e acréscimos no volume tratado poderão ultrapassar o limite da capacidade de autodepuração o corpo hídrico.



## 6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos pelo estudo da autodepuração do Córrego Pernada através do uso do modelo de Streeter-Phelps, permite que se conclua:

- Ao se avaliar a eficiência no Tratamento do Esgoto pela ETE percebe-se uma notória qualidade do sistema existente, o qual atingiu níveis superiores a 95% na remoção de DBO, no período em estudo;
- O uso e ocupação do solo no entorno do Córrego Pernada tem comprometido a qualidade da sua água, pois os dados do monitoramento realizado demonstraram que o referido manancial, a montante do sistema de tratamento, já não tem apresentado uma qualidade satisfatória com o que preconiza a legislação, notadamente para o parâmetro DBO que no mês de outubro já chegou ao ponto de lançamento com níveis acima do recomendado. Tal situação potencializa os desafios da concessionária no atendimento do padrão de enquadramento estabelecido para o corpo receptor;
- A menor vazão observada para o Córrego Pernada foi registrada no mês de setembro, o qual apresentou um valor médio de 35,04 L/s;
- A autodepuração realizada pelo Córrego Pernada após o ponto de mistura com o efluente lançado pela ETE de Paraíso – TO é satisfatória para o cenário operacional atual. No entanto, considerando as vazões críticas (mês de Setembro) ao se fazer o uso no Modelo de Streeter-Phelps, nestas condições, nota-se que o corpo hídrico se comporta com dificuldades para realizar a estabilização dos níveis de matéria orgânica no decorrer de sua extensão;
- Os resultados de Oxigênio Dissolvido (OD), pela aplicação da modelagem, revelaram que o manancial mesmo em condições de vazão crítica consegue restabelecer os níveis de oxigênio ainda no ponto de mistura, atendendo plenamente a legislação vigente;
- Para o parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) percebeu-se que nos meses de agosto, setembro e outubro o Córrego Pernada não conseguiu garantir a depuração da matéria orgânica na extensão de seu leito, ocorrendo apenas após o ponto de confluência com o Córrego Buritis;
- Ao se realizar uma projeção para a expansão do Sistema de Esgotamento Sanitário de Paraíso, considerando apenas o Córrego Pernada como sendo o corpo receptor para a diluição do efluente tratado da cidade, nota-se que os valores de OD, para vazões críticas, atenderão aos padrões de qualidade do corpo receptor, todavia, no caso da

DBO observou-se que o mesmo não atenderá ao padrão estabelecido pela legislação em vigor;

- Os resultados obtidos a partir da modelagem realizada demonstram que a vazão efluente atual já tem apresentado dificuldades para ser depurada pelo Córrego Pernada no período de vazão crítica, sendo que qualquer acréscimo na vazão de lançamento pode ultrapassar a capacidade de autodepuração do corpo receptor.

Por fim, deve-se lembrar ainda que a utilização de modelos matemáticos não geram resultados absolutos, pois as variáveis ambientais são muito dinâmicas e complexas, porém, aproximam-se satisfatoriamente, o que já é de bastante relevância para apoio nas tomadas de decisão.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Diante do estudo realizado e de acordo com os resultados encontrados algumas recomendações são elencadas, a saber:

- A adoção de políticas públicas voltadas à gestão dos recursos hídricos em detrimento do uso e ocupação do solo será de grande valia para a o controle e perpetuidade da qualidade ambiental do Córrego Pernada. Esforços não só da Concessionária de Saneamento, mas, sobretudo, do poder público e comunidade devem ser tratados como prioritários;
- Ações destinadas à ampliação da estrutura física da unidade de tratamento existente (ETE Pernada) e adoção de tecnologias para manutenção e potencialização dos bons índices de eficiência serão necessárias para garantir que a expansão dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, em cenários futuros, possa vir a ocorrer sem prejuízo ambiental ao corpo hídrico, atendendo, conseqüentemente, os padrões previstos em lei;
- Recomenda-se ainda, a possível necessidade de ajustes nos procedimentos de descarga e estrutura para recepção dos caminhões limpa-fossas, pois acredita-se que a grande quantidade de despejos diários possa estar contribuindo para os valores elevados de DBO do esgoto bruto. Melhorias neste sentido poderão favorecer o tratamento existente e contribuir para a qualidade do efluente final;
- Entende-se como necessário a avaliação da capacidade de autodepuração de outros mananciais na cidade, para estudo de viabilidade de implementação de novas unidades para atendimento da cobertura sanitária no passar dos anos;
- Sugere-se a realização de estudos comparativos com uso de outros modelos de autodepuração, especialmente aqueles que possibilitem uma maior utilização de variáveis e parâmetros ambientais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, Aline Fernanda; CHAGAS, Carla Daniela; SILVA, Júnio Cesar de Resende; ALVES, Leôncio Junio; SILVA, Mateus Santiago. Avaliação da autodepuração do Córrego dos Arcos, Município de Arcos – MG. **Anais...** In: XI Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas. Poços de Caldas, MG, 2014. p. 05.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Hidro Web - Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/Estacao.asp?Codigo=1048001>. Acesso em: 10 de abril de 2016.

BÁRBARA, Viníciu Fagundes. Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari - AP (Amazônia). 47 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente). Universidade Federal do Goiás (UFG), 2006.

BERTOL, Ildegardis; GOBBI, Ederson; BARBOSA, Fabrício Tondello; PAZ-FERREIRO, Jorge; GEBLER, Luciano; RAMOS, Júlio César; WERNER, Romeu de Souza. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 35, p. 1423. 2011.

BEZERRA, Iury Steiner de Oliveira; MENDONÇA, Luiz Alberto Ribeiro; HORST, Frischkorn. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 2, p. 250, abr-jun., 2008.

BRAGA, Benedito; HESPANHOL, Ivanildo; CONEJO, João G. Lotufo; MIERZWA, José Carlos; BARROS, Mário Thadeu L. de; SPENCER, Milton; PORTO, Mônica; NUCCI, Nelson; JULIANO, Neusa; EIGER, Sérgio. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2 ed. São Paulo: Pearson Pretice Hall, 2005. 88 – 93 p.

BRASIL. Decreto federal nº 7.217 de 21 de junho de 2010.  
Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.

BRASIL. Decreto nº 8.211 de 21 de março de 2014.

BRASIL. Decreto nº 8.629 de 30 de dezembro de 2015.

BRASIL. Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.

BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. 24 p. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>. Acesso em 24 de fevereiro de 2016.

BRUN, Airton de Medeiros. **Autodepuração do Córrego Pernada**. 44 f. Monografia (Pós-graduação em Saneamento Ambiental com Ênfase em Recursos Hídricos) Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2006.

CAMPOS, José Roberto (Coord). **Tratamento de Esgotos Sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999. 31, 192 e 193 p.

CARVALHO, M.; Ricciardone, P. TORRES, D.M.; PEREIRA, C.S.S.; PEREIRA, O. S. Avaliação da influência do coeficiente de desoxigenação na autodepuração de um corpo hídrico. **Anais...** In: X Congresso Brasileiro de Engenharia Química Iniciação Científica, Vassouras – RJ – Brasil, 2013. p. 02.

CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modeling**. WCB/Mc Graw-Hill, 1997. 351 p.

COSTA, Thays Dhoany Barros; ALMEIDA, Rejane Freitas Benevides. Diagnóstico ambiental do uso e ocupação do solo ao longo do Córrego Pernada, Paraíso do Tocantins. **Anais...** In: VI Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica. Aracajú, SE, 2011. p. 07.

COSTA, Daniel Jadyr Leite; TEIXEIRA, Denilson. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Uniara**, v. 13, n.1, p. 50, jul, 2010.

CUNHA, Cynara de Lourdes da Nóbrega; FERREIRA, Aldo Pacheco. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p. 1715 e 1716, ago, 2006.

DEZOTTI, Márcia (coord.). **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Série Escola Piloto de Engenharia Química/COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ: E-papers, 2008. 36 – 38 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. Súmula da 10. reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p.

FERREIRA, Fabiana Dian; CORAIOLA, Márcio. Eficiência do Lodo Ativado em Fluxo Contínuo para Tratamento de Esgotos. **Revista Acad., Ciência Agrária e Ambiental**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 260, abr./jun, 2008.

GUEDES, Hugo Alexandre Soares; SILVA, Demetrius David; OLIVEIRA, Iara de Castro; RIBEIRO, Celso Bandeira de Melo; ELESBON, Abrahão Alexandre Alden. Estudo da capacidade de autodepuração do Rio Pomba utilizando o modelo QUAL2KW. **Anais...** In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande (MS), 2009. p. 02 - 03.

GUIMARÃES, Ester Feche; COUTINHO, Sonia Maria Viggiani; MALHEIROS, Tadeu Fabrício; PHILIPPI JR, Arlindo. Os indicadores do saneamento medem a universalização em áreas de vulnerabilidade social? **Eng Sanit Ambient**, v. 19, n. 1, p. 54, jan/mar, 2014.

HIRATUKA, Célio; SARTI, Fernando; CUNHA, Marcelo Pereira da; SABBATINI, Rodrigo; BALLINI, Rosângela. Impactos econômicos dos investimentos em saneamento básico no Brasil. **Revista DAE**, n. 180, p. 22 e 25. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sistematização das informações sobre Recursos Naturais da Amazônia Legal: Geologia - Banco de dados georeferenciado**. 2007a. Disponível em: [ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento\\_sistematico/banco\\_dados\\_georeferenciado\\_recursos\\_naturais/amazonia\\_legal/geologia/](ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistematico/banco_dados_georeferenciado_recursos_naturais/amazonia_legal/geologia/). Acessado em: junho de 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Estado do Tocantins – Pedologia: Mapa exploratório de solos**. 2007b.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de**

2015. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2016.

LEONETI, Alexandre Bevilacqua; PRADO, Eliana Leão; OLIVEIRA, Sonia Valle Walter Borges. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 45, n. 2, p. 332 – 333, mar./abr, 2011.

LISBOA, Severina Sarah; HELLER, Léo; SILVEIRA, Rogério Braga. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. **Eng Sanit Ambient**, v. 18, n. 4, p. 342, out/dez, 2013.

MIKI, Marcelo Kenji; SILVA, Bruno Sidnei da; SILVA, Ana Lúcia. Metas incertas de efluente de ETes. **Revista DAE**, p. 41, set/dez, 2015.

MORUZZI, Rodrigo Braga; CONCEIÇÃO, Fabiano Tomazini; SARDINHA, Diego de Souza; HONDA, Felipe Pereira; NAVARRO, Guillermo Rafael Beltran. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências**, v. 31, n. 3, p. 448. 2012.

NAGALLI, André, NEMES, Priscila Duarte. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 132, abr./jun, 2009.

ODEBRECHT AMBIENTAL/SANEATINS. **Relatório de Análises: ETE Pernada**. 2015.

PALHARES, Julio C.P.; RAMOS, Cristiano; KLEIN, Jaqueline B.; LIMA, João M.M.; MULLER, Susana Muller; CESTONARO, Taiana. **Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador**. EMBRAPA/Comunicado Técnico n°. 455. Concórdia, SC, julho, 2007. p. 01 e 02.

PARAÍSO DO TOCANTINS. Decreto n° 089 de 03 de dezembro de 2013. Institui o Plano Municipal de Abastecimento de Água e Esgotamento.

PARAÍSO DO TOCANTINS. **Estudo Técnico: Plano Municipal de Abastecimento de Água e Esgotamento (PMAE)**. Paraíso do Tocantins, 2013.

RICCIARDONE, Pedro; PEREIRA, Orlando dos Santos; PEREIRA, Cristiane de Souza Siqueira. Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Rio das Mortes no Município de Vassouras/RJ. **Revista Eletrônica TECCEN**, Vassouras, v. 4, n. 3, p. 64, set./dez., 2011.

SALLA, Marcio Ricardo; PEREIRA, Carlos Eugênio; ALAMY FILHO, José Eduardo; PAULA, Liliane Magnavaca; PINHEIRO, Aline Martins. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Eng Sanit Ambient**, v.18 n.2, p. 106 e 113, abr/jun., 2013.

SARDINHA, Diego de Souza; CONCEIÇÃO, Fabiano Tomazini; SILVEIRA, Alexandre; DE JULIO, Marcelo; GONÇALVES, Julio César de Souza Inácio. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Eng. sanit. ambient.** v. 13, n. 3, p. 330, jul/set, 2008.

SECRETARIA DO PLANEJAMENTO E DA MODERNIZAÇÃO DA GESTÃO PÚBLICA (SEPLAN). **Base de Dados Geográficos do Tocantins - Atualização 2012**. Palmas, SEPLAN/DZE, janeiro/2012. Disponível em: <http://seplan.to.gov.br/zonamento/bases-vetoriais/base-de-dados-geograficos-do-tocantins-atualizacao-2012>.

SILVA, Athos Moisés Lopes; VIEIRA, Paulo de Castro. Estudo do tempo de detenção hidráulico (TDH) em reatores UASB e sua relação com a eficiência de remoção de DBO. **Anais...** In: II SIGA Ciência (Simpósio Científico de Gestão Ambiental), Piracicaba-SP, 2012. p. 04.

SILVA, Luciano Meneses Cardoso. Cobrança pelo uso de recursos hídricos para diluição de efluentes. **Anais...** In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, SP, 2007. p. 02.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, p. 1117 – 1142. 1952.

STREETER, H. W.; PHELPS, Earle B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**, United States Public Health Service, Washington, n. 146, p. 05 e 16, fev., 1925.

TEIXEIRA, Júlio César; OLIVEIRA, Guilherme Soares de; VIALI, Amanda de Mello; MUNIZ, Samuel Soares. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Eng Sanit Ambient**, v. 19, n. 1, p. 95, jan/mar, 2014.

TEODORO, Anderson; IDE, Carlos Nobuyoshi; RIBEIRO, Maria Lúcia; BROCH, Synara Aparecida Olendzki; SILVA, Jhonatan Barbosa. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Eng Sanit Ambient**, v.18, n.3, p. 276, jul/set, 2013.



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

VERÓL, Aline Pires; VOLSCHAN JR, Isaac. Inventário e análise de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional. **Anais...** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo (SP), 2007. p. 02.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 29 - 189 p.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 317 - 362 p.