

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE ENGENHARIA QUÍMICA
ENGENHARIA QUÍMICA**

MAIARA SCHLUSAZ

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
EFLUENTES (ETE – RONDA, PONTA GROSSA – PR) ATRAVÉS DA
ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**PONTA GROSSA
2014**

MAIARA SCHLUSAZ

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
EFLUENTE (ETE – RONDA, PONTA GROSSA – PR) ATRAVÉS DA
ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação, apresentado à disciplina de TCC como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química do Departamento Acadêmico de Engenharia Química, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Ciro Maurício Zimmermann.

PONTA GROSSA

2014



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE – RONDA, PONTA GROSSA – PR) ATRAVÉS DA ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

por MAIARA SCHLUSAZ

Monografia apresentada no dia 28 de novembro de 2014 ao Curso de Engenharia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Ponta Grossa. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dr. Juliana Martins Teixeira de Abreu Pietrobelli
(UTFPR)

Prof. Me. Simone Gomes
(UTFPR)

Prof. Dr. Ciro Maurício Zimmermann
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Juliana Martins Teixeira de Abreu Pietrobelli
Responsável pelo TCC do Curso de Engenharia Química

AGRADECIMENTOS

Certamente estes parágrafos não irão atender a todas as pessoas que fizeram parte dessa importante fase em minha vida. Portanto, desde já peço desculpas àquelas que não estão presentes entre essas palavras, mas elas podem estar certas que fazem parte do meu pensamento.

Venho primeiramente agradecer a Deus que possibilitou que estas experiências fossem vividas, abençoadas e enfim finalizadas. Logo após, porém não distante de onde falo de Deus, agradeço a minha família, que esteve presente todo o tempo dando força, suporte e motivação para enfrentar esta longa e trabalhosa caminhada, deixo a vocês aqui toda a minha imensa gratidão.

Quero agradecer imensamente ao Professor Dr. Ciro Maurício Zimmermann que através de sua dedicação, suporte e ensinamentos conduziu minha sabedoria através da orientação deste trabalho, fazendo com que chegasse à reta final.

Agradeço também aos meus amigos que me apoiaram durante todo este tempo, com quem dividi alegrias e tristezas, em especial a Elaine Rafaela Machado Benndorf Pereira Reis que participou ativamente deste projeto de pesquisa e dará continuidade aos estudos baseando-se em impacto da ETE em questão ao recurso hídrico.

A SANEPAR, que disponibilizou não só a ETE Ronda para que servisse de foco de estudo para a comunidade científica, como disponibilizou dados importantes da sua operação.

E por último a todos que de maneira direta ou indireta estiveram presentes nesta jornada, fornecendo aprendizados.

RESUMO

SCHLUSAZ, M. **Avaliação da eficiência da estação de tratamento de efluentes (ETE Ronda, Ponta Grossa – PR) através da análise de parâmetros físico-químicos**. 2014. 82 páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, 2014.

A maioria dos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil fazem uso de sistemas anaeróbios, devido a suas grandes vantagens, tal como clima tropical, menor uso de energia requerida, dentre outros. Para isso são utilizados os reatores de leito fluidizado do tipo RALF como base de tratamento, principalmente no estado do Paraná. O objetivo geral é analisar a eficiência do tratamento de efluentes sanitários da ETE- Ronda, situada na cidade de Ponta Grossa, no estado do Paraná. As amostras foram coletadas na entrada do esgoto bruto e na saída do esgoto já tratado da estação, onde através de análises de parâmetros físico-químicos foi avaliada a eficiência de tratamento da ETE através de sua capacidade de remoção. Os resultados obtidos para sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, carbono orgânico total foram respectivamente 92%, 74%, 58%, 73%, 73% e atenderam as legislações vigentes aplicadas a este tipo de esgoto. O pH de saída do efluente tratado situou-se entre 6,50 e 6,97, também atendendo as legislações. A eficiência em relação a nitrato não foi observada, já que as concentrações de entrada e saída permaneceram as mesmas. Já parâmetros como nitrogênio amoniacal, fósforo total e surfactantes devido às baixas eficiências de remoção encontradas foram avaliadas com base em seus impactos no arroio. Os resultados obtidos foram de 27,87 mg.L⁻¹, 3,48 mg.L⁻¹ e 6,96 mg.L⁻¹ respectivamente, onde tais valores ultrapassaram os valores delimitados em legislação para rios de classe 3, podendo portanto vir a impactar negativamente o recurso hídrico.

Palavras-chave: Eficiência de remoção. Esgoto. Legislação. Reator RALF.

ABSTRACT

SCHLUSAZ, M. **Efficiency evaluation of wastewater treatment plant (ETE Ronda, Ponta Grossa - PR) through the analysis of physical-chemical parameters.** 2014. 82 pages. Final Paper (Bachelor's Degree in Chemical Engineering) - Federal Technology University - Paraná. Ponta Grossa, 2014.

Most wastewater treatment systems in Brazil make use of anaerobic systems due to its great advantages, such as tropical climate, less use of energy required, among others. For this are used the fluidized bed reactors, RALF type as basic treatment especially in the state of Paraná. The overall objective is to analyze the efficiency of the treatment of wastewater from ETE- Ronda, in the city of Ponta Grossa in the state of Paraná. Samples were collected at the entrance of raw sewage and sewage output already addressed the station where through analysis of physical and chemical parameters was evaluated ETE treatment efficiency through removal capacity. The results obtained for settling solids, total suspended solids, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total organic carbon were respectively 92%, 74%, 58%, 73%, 73% and met the applicable laws applied to this type of wastewater. The output of the treated effluent pH was between 6,50 and 6,97, also according to the legislation. The efficiency against nitrate was not observed, since the input and output concentrations remained the same. Already parameters such as ammonia nitrogen, total phosphorus and surfactants due to low removal efficiencies found were evaluated based on their impact on the stream. The results were 27,87 mg.L⁻¹, 3,48 mg.L⁻¹ and 6,96 mg mg.L⁻¹ respectively, wherein these values exceeded the values defined in legislation to class 3 rivers and can therefore come to negatively impact water resources.

Keywords: Legislation. Removal efficiency. UASB Reactor. Wastewater.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESQUEMA BÁSICO DE UM REATOR DO TIPO RALF	27
FIGURA 2 – PROCESSOS BIOLÓGICOS EM UMA LAGOA	30
FIGURA 3 – FLUXOGRAMA ADAPTADO DA ETE RONDA E OS PONTOS DE COLETA 1 E 2.....	43

LISTA DE FOTOGRAFIAS

FOTOGRAFIA 1 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E EFLUENTES RONDA.....	43
FOTOGRAFIA 2 – GRADEAMENTO MANUAL SECUNDÁRIO E PONTO DE AMOSTRAGEM 1	44
FOTOGRAFIA 3 – LAGOA DE POLIMENTO E PONTO DE AMOSTRAGEM 2	45

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 – VAZÕES ($L.s^{-1}$) DE ENTRADA NO SISTEMA OBTIDOS AO LONGO DAS COLETAS.....	51
GRÁFICO 2 – PH DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO AO LONGO DAS COLETAS	65

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS	27
-----------------------------------------------------------------------	----

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – SITUAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL EM 2008 – REGIÕES BRASILEIRAS.....	19
TABELA 2 – VALORES DOS PARAMETROS DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES EM RECURSOS HÍDRICOS	40
TABELA 3 – PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA DE CLASSE 3	41
TABELA 4 – COMPOSIÇÃO DOS ESGOTOS EM ETAPAS DO TRATAMENTO POR REATORES ANAERÓBIOS E LAGOAS DE POLIMENTO... ..	51
TABELA 5 – CONCENTRAÇÃO DE SS E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO.....	52
TABELA 6 - CONCENTRAÇÃO DE SST, DESVIO PADRÃO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO	53
TABELA 7 - CONCENTRAÇÃO DE DBO ₅ , DESVIO PADRÃO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO	55
TABELA 8 - CONCENTRAÇÃO DE DQO, DESVIO PADRÃO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO	58
TABELA 9 – RELAÇÃO DBO ₅ /DQO	60
TABELA 10 - CONCENTRAÇÃO DE COT, DESVIO PADRÃO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO	61
TABELA 11 – CONCENTRAÇÃO DE N(NH ₃) E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO	63
TABELA 12 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO	66
TABELA 13 - CONCENTRAÇÃO DE SUR E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO TRATAMENTO.....	68

LISTA DE SIGLAS

ABS	Sulfonato de Alquil Benzeno de Cadeia Ramificada
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	American Public Health Association
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CO	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Efluente Bruto
ET	Efluente Tratado
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FT	Fósforo Total
HCl	Ácido Clorídrico
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAS	Sulfonato de Alquil Benzeno de Cadeia Linear
MBAS	Metilene Blue Active Substances
N ₂	Nitrogênio Molecular
NO ₃ ⁻	Nitrato
N(NH ₃)	Nitrogênio Amoniacal
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
pH	Potencial Hidrogeniônico
RALF	Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA	Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SISAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SS	Sólidos Sedimentáveis

SST	Sólidos Suspensos Totais
SUR	Surfactantes
SUREHMA	Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente
TDH	Tempo de Detenção Hídrica
UASB	Up-flow Anaerobic Sludge Blanket
UV	Radiação Ultravioleta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 JUSTIFICATIVA.....	15
1.2 OBJETIVOS.....	16
1.2.1 Objetivo Geral.....	16
1.2.2 Objetivos Específicos.....	16
2 REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1 ESGOTO	18
2.2 TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO	21
2.2.1 Tratamento Preliminar	22
2.2.2 Tratamento Primário	22
2.2.3 Tratamento Secundário	23
2.2.3.1 Tratamento aeróbio.....	23
2.2.3.2 Tratamento anaeróbio.....	24
2.2.3.2.1 <i>Reatores anaeróbios do tipo RALF</i>	24
2.2.4 Lagoas de Estabilização	28
2.3 PARÂMETROS DE ANÁLISE DE QUALIDADE DO EFLUENTE ..	32
2.3.1 Parâmetros Físico-Químicos	32
2.3.1.1 Sólidos sedimentáveis (SS).....	32
2.3.1.2 Sólidos suspensos totais (SST)	32
2.3.1.3 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	33
2.3.1.4 Demanda química de oxigênio (DQO).....	34
2.3.1.5 Carbono orgânico total (COT).....	34
2.3.1.6 Compostos nitrogenados	35
2.3.1.6.1 <i>Nitrato (NO₃⁻)</i>	35
2.3.1.6.2 <i>Nitrogênio amoniacal N(NH₃)</i>	36
2.3.1.7 Surfactantes (SUR).....	36
2.3.1.8 Fósforo total (FT)	38
2.3.1.9 pH.....	38
2.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	39
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
3.1 ÁREA DE ESTUDO	42
3.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	44
3.3 TÉCNICAS DE AMOSTAGENS	45
3.3.1 Limpeza dos Materiais	45
3.3.2 Amostragem	46
3.3.3 Coleta das Amostras.....	46
3.4 METODOLOGIAS DE ANÁLISE.....	46

3.4.1 DQO, DBO ₅ , COT, N(NO ₃ ⁻), SUR	47
3.4.2 Nitrogênio Amoniacal N(NH ₃)	48
3.4.3 Fósforo Total.....	49
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
4.1 PARÂMETROS.....	52
4.1.1 Sólidos Sedimentáveis (SS)	52
4.1.2 Sólidos Suspensos Totais (SST)	53
4.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	55
4.1.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	57
4.1.5 Carbono Orgânico Total (COT).....	60
4.1.6 Nitrato (NO ₃ ⁻)	61
4.1.7 Nitrogênio Amoniacal Total N(NH ₃)	62
4.1.8 pH	65
4.1.9 Fósforo Total (FT)	66
4.1.10 Surfactantes (SUR).....	67
5 CONCLUSÃO.....	71
REFERÊNCIAS	72
ANEXOS.....	82

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à vida e às atividades humanas. Com o recente aumento da população mundial e do desenvolvimento de novas atividades industriais houve uma maior demanda por água, ou seja, aumento do consumo, resultando numa maior quantidade de esgoto gerado, e, por consequência, afetando tanto ambiental como localmente as estações de tratamento de esgoto, também chamadas de ETE's (VON SPERLING, 1996).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), esgoto ou efluente é definido como a água residuária de uma comunidade após ter sido utilizada, proveniente de diversas atividades, sendo considerada também como a combinação de diferentes resíduos líquidos ou sólidos diluídos em água e resultantes de indústrias, residências, comércios, regimes pluviais e demais atividades.

Uma análise de dados no âmbito nacional nos mostra que somente 48,1% das residências brasileiras tem coleta de esgoto e que deste total apenas 37,5% de esgoto gerado recebe algum tipo de tratamento. Como consequência, a parcela de efluente que não recebe um tratamento adequado acaba sendo despejada 'in natura' todos os dias em rios, lagos, bacias e mares, influenciando de maneira negativa sobre os recursos hídricos e sobre a vida animal e vegetal, podendo também causar grandes danos à saúde pública por meio da transmissão de doenças e degradação do meio-ambiente (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2013).

No Brasil, o volume total de esgoto tratado por dia é de aproximadamente 8.460.590 m³, desse montante somente na região Sul são tratados 1.343.923 m³/dia do esgoto gerado tendo destaque o estado do Paraná, responsável pela maior quantidade de água adequadamente tratada na região Sul, cerca de 1.081.367 m³/dia (IBGE, 2008). Mesmo com dados consideravelmente favoráveis, a coleta e tratamento de esgoto no Paraná ainda não abrange satisfatoriamente os 399 municípios localizados no Estado, sendo que apenas 63,2% da população urbana possui um tratamento efetivo realizados nas ETE's (SANEPAR, 2014)

Estas estações possuem como objetivo tratar tais efluentes domésticos para que atinjam características adequadas e possam ser lançados nos corpos d'água sem causar impactos ambientais, mas para isso diversos tratamentos podem ser aplicados (SILVA, 2005).

Como a grande maioria de esgoto doméstico é composto principalmente de matéria orgânica, a degradação desse material pode ocorrer de duas maneiras, aeróbio (com presença de oxigênio) e anaeróbio (com ausência de oxigênio), sendo a primeira mais utilizada nos países desenvolvidos, enquanto que no Brasil os métodos anaeróbios são os mais utilizados (SANEPAR, 2005).

Na maioria das cidades do Paraná, a empresa responsável pelo tratamento de água e efluentes domésticos é a SANEPAR, que utiliza amplamente reatores do tipo RALF (reator anaeróbio de lodo fluidizado)/ UASB (Up-flow anaerobic sludge blanket) em seu tratamento (SANEPAR, 2005). No entanto, previamente ao reator, o efluente passa por um tratamento preliminar que visa remover os sólidos grosseiros presentes, a fim de obter uma maior eficiência no processo. O tratamento do efluente com a utilização deste tipo de reator, apesar de apresentar boa eficiência de remoção de matéria orgânica muitas vezes não é suficiente, necessitando ainda que o efluente passe por uma etapa de um polimento antes de ser liberado no meio aquático (AISSE, 2000; AISSE et al., 2001).

O lançamento de efluentes ao recurso hídrico, deve obrigatoriamente atender aos padrões do seu corpo receptor, bem como as legislações vigentes. De modo a garantir e fiscalizar essa necessidade existem órgãos fiscalizadores que cobram padrões limitantes de descarga de determinados compostos no corpo receptor visando a integridade da saúde humana e do meio ambiente de acordo com resolução 357/2005 do CONAMA.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA é órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA, o qual atribui e estabelece normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente, com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos (MMA, 2013). Já em âmbito estadual temos a Portaria 256 do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), que é o órgão responsável por fiscalizar a manutenção dos padrões impostos para qualidade das águas (IAP, 2013).

Com a finalidade de determinar a eficiência de uma estação de tratamento de efluentes através de parâmetros físico-químicos, que visam atender as resoluções ambientais, o presente trabalho analisa a Estação de Tratamento de Efluentes da SANEPAR – Estação Ronda, localizada na cidade de Ponta Grossa. O município vem se destacando com o aumento de sua população atendida e

instalações de setores industriais, podendo assim obter um panorama da situação atual na estação em questão.

1.1 JUSTIFICATIVA

A utilização de água no abastecimento das cidades geram os esgotos, também chamados de efluentes domésticos ou sanitários, os quais necessitam de tratamento e destinação adequada. Levando em conta o aumento populacional, crescimento das cidades e o conseqüente aumento de novas ligações, bem como a produção de efluentes, torna-se relevante analisar o padrão de qualidade vigente, que está relacionado diretamente com o nível de tratamento e sua eficiência (BARROS et al., 1995).

Os tratamentos de efluentes utilizados no Brasil são geralmente compostos de processos primários e secundários quando aplicados ao esgoto urbano para uma posterior dispensa em sistemas hídricos (SILVA, 2005). Sendo assim, a quantidade e a qualidade do efluente tratado ao longo destes processos requerem atenção e monitoramento periódico a fim de melhorar as condições sanitárias, conservar os recursos naturais, eliminar focos de poluição e contaminação, reduzir doenças causadas pela poluição e de gastos com saúde pública, já que a grande maioria das doenças está relacionada à falta deste tratamento e principalmente as adequações aos parâmetros de normas ambientais vigentes (BARROS et al., 1995).

Outro fator relevante é a avaliação do impacto ambiental que esse efluente final causa em um corpo d'água proporcionando desta maneira condições para a formulação de propostas de adequação das operações utilizadas pelas ETE's e soluções que possam resultar na diminuição de poluentes, que normalmente são causados pela ineficiência do tratamento (CHERNICHARO, et al., 2001).

Mesmo com instrumentos de controle como as legislações, muitos locais não possuem estrutura técnica para atuar continuamente, por outro lado alguns possuem suas próprias legislações e níveis de exigências diferenciados, como é o caso do estado do Paraná, onde para alguns parâmetros o nível de exigência é maior que o estabelecido por padrões nacionais (GERBER, 2003).

Outro fator relevante em se estimar e avaliar o tratamento se dá devido às investigações atuais do IBAMA e Polícia Federal sobre a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), no sentido de apurar a qualidade do esgoto tratado em algumas cidades do Paraná, que não estariam atendendo as determinações de lançamentos de efluentes, de acordo com a legislação CONAMA 430/2011 (GAZETA DO POVO, 2013).

Sendo assim a análise da eficiência nos processos efetuados pela ETE Ronda no município de Ponta Grossa se torna relevante para o desenvolvimento de pesquisa e análise dos fatores anteriormente citados e que venham a contribuir com a comunidade científica.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

- Avaliar a eficiência do tratamento de esgoto da ETE Ronda da SANEPAR localizada no município de Ponta Grossa, através de análises físico-químicas do afluente e efluente em coletas periódicas.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Comparar os resultados obtidos com trabalhos anteriores realizados na mesma estação e em estações no município que possuem o mesmo tipo de tratamento;
- Avaliar com base no quesito anterior a eficiência do tratamento através da eficiência de remoção de SS, SST, DBO, DQO, COT, NO_3^- , $\text{N}(\text{NH}_3)$, SUR e FT realizado pelo tratamento da ETE;

- Comparar os resultados obtidos em análises experimentais junto aos parâmetros estabelecidos pela legislação brasileira e paranaense de meio ambiente (CONAMA e SEMA);

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ESGOTO

A população brasileira é predominantemente urbana, com um percentual de 80% das pessoas vivendo nas cidades. Devido a essa grande concentração populacional nas zonas urbanas, problemas relacionados à água são constantes tais como falta de água em algumas regiões, poluição de mananciais, doenças devido à contaminação da água, entre outros que afetam a saúde da população e do meio ambiente. Esses problemas são agravados devido à precariedade da infraestrutura destinada ao abastecimento de água e tratamento de efluentes (TUCCI et al., 2000).

A falta de tratamento de esgoto, ou o tratamento inadequado/insuficiente pode acarretar a contaminação da água, implicando em uma série de problemas relacionados à saúde humana. No esgoto sanitário encontram-se grandes quantidades de bactérias, vírus entéricos e parasitas intestinais (protozoários e helmintos) que podem contaminar seres humanos acarretando danos a sua saúde (GONÇALVES, 2003).

Esgotos domésticos ou também chamados de sanitários contém aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos, e é devido a essa pequena fração de sólidos que faz-se necessário o tratamento dessas águas a fim de evitar a poluição. Cada região apresenta características diferentes em seu esgoto e essas características variam conforme o clima, hábitos da população da região e sua situação econômica (BARROS et al., 1995).

O esgoto doméstico compreende a água utilizada para as diversas atividades do dia a dia, como higiene pessoal, limpeza, preparo de alimentos entre outras. Esses esgotos são oriundos de residências, comércios em geral, clubes, hotéis, etc. São caracterizados por conter água contaminada basicamente por restos de alimentos, sabões e fezes, podendo gerar a contaminação da água por bactérias ou por substâncias orgânicas de difícil degradação (ARCHELA et al., 2003).

Dados da Organização Mundial de Saúde (OMS, 2004), mostram que doenças relacionadas à diarreia, sozinhas, equivalem a 4,1% das infectologias presentes no mundo ocasionando a morte de 1,8 milhões de pessoas todos os anos.

Estima-se que 88% da incidência dessas doenças é devido ao consumo de água contaminada, dada a precariedade dos sistemas de saneamento básico e de tratamento de água presentes principalmente em países em desenvolvimento

O tratamento de esgoto sanitário brasileiro ainda é precário, principalmente em relação ao tratamento dos efluentes gerados. Dos 5.564 municípios brasileiros, apenas 3.069 possuem rede coletora de esgoto e somente 1.587 possuem tratamento das águas residuais coletadas (IBGE, 2008).

Tabela 1 - Situação do Esgotamento Sanitário no Brasil em 2008 – Regiões Brasileiras

	Total de municípios	Com rede coletora de esgotos	Com tratamento de esgoto coletado
Norte	449	60	34
Nordeste	1793	819	341
Sudeste	1668	1586	808
Sul	1188	472	286
Centro-Oeste	466	132	118

Fonte: Adaptada de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008).

Grande parte do esgoto gerado ainda é lançado diretamente em corpos d'água ou no solo sem o tratamento adequado, o que constitui um grave risco a saúde humana e do meio ambiente, visto que esta água pode estar contaminada com substâncias tóxicas e/ou com organismos patogênicos (GONÇALVES, 2003).

Essa é sem dúvida uma situação preocupante, pois, observados os índices de disponibilidade de água doce presente nos rios perenes brasileiros, constata-se uma quantidade de 34.000 m³/hab./ano, o que faz do Brasil um dos países mais ricos do mundo em água doce (REBOUÇAS, 2003).

Nascimento e Heller (2005) acreditam que a carência na infraestrutura e na gestão dos sistemas de saneamento existentes no Brasil, está relacionada com o crescimento da população brasileira, que cresce mais rapidamente do que a implantação de sistemas de tratamento. Esse é apenas um dos argumentos, havendo outros, como a falta de atualização tecnológica e também o nível de renda

da população atendida, notando-se uma melhor cobertura de atendimento nas regiões que possuem uma maior concentração de renda.

Nos últimos anos as empresas brasileiras de saneamento têm investido em coleta de esgoto e estações de tratamento, mas o volume de efluentes efetivamente tratados antes de voltarem aos corpos d'água ainda é pequeno. Dentre os motivos principais está o aumento da população (aumentando o volume de efluentes devido ao maior consumo de água) e a própria falta de interesse e consciência das empresas de saneamento, as quais já cobram pelo sistema de coleta e tratamento mesmo porém muitas vezes não o realizam. Outro fator que deve ser considerado é que muitas vezes as empresas aumentam a rede coletora sem aumentar a rede de tratamento, lançando assim os efluentes nos rios receptores sem o tratamento adequado, agravando o problema da contaminação (TUCCI, 2008).

Em Janeiro de 1963 é criada a AGEPAR- Companhia de Água e Esgotos do Paraná, visando obras para implantação do saneamento básico em todo o estado, e finalmente, em 19 de junho de 1964 a Lei 4.878 altera o nome da AGEPAR para a atual Companhia de Saneamento do Paraná- SANEPAR (SANEPAR, 2014).

No Paraná, a empresa responsável pelo abastecimento de água e tratamento de esgoto é a SANEPAR. A inauguração do primeiro sistema público de água do Paraná data de 24 de agosto de 1908. O sistema foi implantado em Curitiba pela Companhia de Melhoramentos de São Paulo, contando com 34.838 metros de rede e 28 torneiras públicas. A partir de 1934 é que os serviços de água e esgoto passaram a ser promovidos no interior do estado, sendo contemplados pelo serviço os municípios de Ponta Grossa (1934), Jacarezinho (1938), Cambará (1941), Irati e Morretes (1942) (SANEPAR, 2014).

Desde então inúmeras obras foram realizadas e hoje a SANEPAR tem sede administrativa em Curitiba e conta com 176 Estações de Tratamento de Água (ETA) e 227 Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (SANEPAR, 2012).

O Sistema de Esgotamento Sanitário de Ponta Grossa atende cerca de 85,9% da população, aproximadamente 330.294 habitantes. Possui 83.138 ligações, e, considerando uma taxa de ocupação de 3,25 pessoas por economia (residência), um total de 100.945 economias são atendidas pelos serviços da SANEPAR (SANEPAR, 2013).

Ponta Grossa é atendida por nove ETE's, sendo elas denominadas Verde, Ronda, Olarias, Tibagi, Gertrudes, Congonhas, Cará-Cará, Cristo Rei e Santa

Bárbara, atendendo praticamente toda a área urbana. Entre as principais destaca-se estação de tratamento Ronda, responsável pelo tratamento do esgoto de aproximadamente 15% da população do município (SANEPAR, 2013).

2.2 TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Segundo Aisse (2000), o efluente produzido apresenta suas características em função da sua origem tal como doméstica, industrial, pluvial, da variação horária, do comprimento e do estado de conservação da rede coletora, bem como de períodos do ano, tal como mais chuvosos ou secos. O tratamento deste efluente consiste na remoção dos principais poluentes presentes nas águas residuárias, a fim de que retornem ao corpo hídrico sem alteração de sua qualidade e obedecendo as legislações ambientais vigentes.

Os sistemas de tratamento e sua disposição são determinados através das condições estabelecidas para o efluente bem como para a qualidade da água dos corpos receptores, dependendo também das características físico-químicas e biológicas do efluente. Essa remoção de componentes poluentes que objetiva o adequamento do lançamento à qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente relaciona-se ao nível de tratamento e ao nível de eficiência do mesmo (VON SPERLING, 2005).

Esses sistemas podem adotar diferentes tecnologias para depuração do efluente, mas de modo geral seguem um fluxo que compreende alguns níveis de tratamento (BRAGA et al., 2002).

Considerando a união do nível de tratamento do efluente com a sua eficiência para determinação do padrão de qualidade de um sistema, os níveis deste sistema no tratamento de esgotos domésticos são divididos em: preliminar, primário, secundário e terciário (BAIRD, 2002; VON SPERLING, 1995).

2.2.1 Tratamento Preliminar

Este tipo de tratamento tem a função de eliminar sólidos grosseiros do sistema e é constituído unicamente por processos físicos. Nesta etapa, é feita a remoção dos materiais em suspensão, através da utilização de grelhas e de crivos grossos (gradeamento), e a separação da água residual das areias a partir da utilização de canais de areia (desarenação). O principal objetivo deste tratamento está principalmente na proteção dos dispositivos de transporte (bombas e tubulações), proteção das unidades de tratamento subsequentes e proteção dos corpos receptores (BAIRD, 2002; VON SPERLING, 1995).

Na etapa de desarenação ocorre a remoção da areia por sedimentação na caixa de areia, onde grãos de areia com maiores dimensões e densidade vão para o fundo do tanque, enquanto que a matéria orgânica, de sedimentação lenta continua em suspensão é tratada posteriormente nos próximos níveis (SANEPAR, 2005).

Neste nível também está presente calhas de dimensões padronizadas (calha Parshall), que atua como medidor de vazão do líquido.

2.2.2 Tratamento Primário

Esta etapa de tratamento visa remover sólidos sedimentáveis presentes e por consequência a remoção parcial da matéria orgânica. O tratamento primário é composto por mecanismos físicos de remoção, podendo compreender atividades de sedimentação, decantação, flotação e digestão de sólidos (VON SPERLING, 1995).

Os sólidos sedimentáveis são retirados através de tanques sedimentadores ou decantadores. O esgoto flui vagarosamente pelos decantadores, fazendo com que sólidos em suspensão de maior densidade sedimentem gradativamente no fundo, tendo assim a formação do lodo primário bruto. Já os de menor densidade como graxas e óleos, são tidos como materiais flutuantes e removidos na superfície. A eficiência de remoção desta etapa na remoção de sólidos grosseiros gira em torno de 60 a 70 % e a de DBO_5 em torno de 25 e 35% (BAIRD, 2002; PELEGRIN, 2004; VON SPERLING, 2005)

2.2.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário visa remover sólidos, matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), matéria orgânica em suspensão (DBO suspensa) do efluente e nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (F), esta etapa é constituída por mecanismo puramente biológico, realizada por reações bioquímicas dos microrganismos (BAIRD, 2002).

Uma gama de microrganismos fazem parte do processo, sendo eles: bactérias, protozoários, fungos, dentre outros. Quanto ao fundamento deste processo biológico, ele se dá através do contato efetivo entre esses microrganismos e a matéria orgânica presente do esgoto, de forma que essa matéria serve de alimento aos microrganismos, onde estes convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular, responsável pelo crescimento e reprodução dos microrganismos na presença de oxigênio, já na produção anaeróbia tem-se a formação do gás metano (VON SPERLING, 2005).

2.2.3.1 Tratamento aeróbio

O tratamento aeróbio é definido como um sistema no qual uma massa biológica cresce, floclula e é continuamente recirculada e colocada em contato com a matéria orgânica do esgoto afluyente em presença de oxigênio (fonte de energia aos microrganismos), podendo ser proveniente de meio natural ou artificial (aeradores mecânicos ou difusores de ar injetado). Como desvantagem esses tipos de sistema possuem um consumo considerável de energia e produzem mais lodo que os anaeróbios, além de maior manutenção e cuidados (ZEEMAN; LETTINGA, 1999; SANEPAR, 2005).

2.2.3.2 Tratamento anaeróbio

Este tipo de tratamento é caracterizado por não fazer uso oxigênio e também de não necessitar de fontes artificiais do mesmo, onde o afluente que apresenta concentrações insignificantes deste componente, iniciando o processo do tratamento justamente devido a essa ausência, tendo assim o início do processo anaeróbio de tratamento (ZEEMAN; LETTINGA, 1999).

Com a total exaustão do oxigênio, o nitrato passa a ser a principal fonte de produção de energia para os microrganismos. Os microrganismos que utilizam oxigênio no processo da respiração são responsáveis pela conversão do nitrato em nitrogênio molecular (N_2), ocorrendo portanto a desnitrificação do efluente. Quando os nitratos também se extinguem, as condições passam a ser estritamente anaeróbias, onde sulfatos serão convertidos em sulfetos e então o dióxido de carbono será convertido em metano, levando à degradação da matéria orgânica (SANEPAR, 2005).

Os sistemas anaeróbios quando aplicados ao tratamento de efluente urbano atingem um alto grau de satisfatoriedade e aplicação, que se dá devido às características resultantes do processo, tal como baixo custo e produção de sólidos, simplicidade operacional, alta eficiência, condições ambientais favoráveis como altas temperaturas, dentre outras (MORAES; FERREIRA, 2011). Esses parâmetros contribuem para a atual expansão deste tipo de tratamento no Brasil.

2.2.3.2.1 Reatores anaeróbios do tipo RALF

Os principais reatores anaeróbios utilizados no Brasil são do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*) também conhecidos como RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado), é uma tecnologia de tratamento anaeróbio de esgotos que foi desenvolvido na década de 70, na Holanda através da Universidade de Agricultura na cidade de Wangningen pelos professores Van der Meer e Gatze Lettinga (HAANDEL et al., 1994).

A partir dos anos 80, estes tipos de reatores foram sendo introduzidos e amplamente utilizados no Brasil, devido ao clima tropical e quente e também as características como: pouca demanda de área, baixo custo de operação e manutenção, baixo ou nenhum consumo de energia elétrica, produção de metano (pode ser usado como combustível), remoção satisfatória de DBO_5 e DQO (na ordem de 65 a 75 %), baixa produção de lodo, etc. Esses tipos de reatores são utilizados no tratamento de água residuárias previamente tratadas, visando principalmente à remoção biológica da matéria orgânica, que se dá sem a adição ou com a ausência de oxigênio, cumprindo um papel de decantador primário, um reator biológico e um digestor de lodo (SANEPAR, 2005; CHERNICHARO, 2007).

De acordo com o manual interno da SANEPAR, no funcionamento do Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado (RALF), o efluente bruto tratado a nível preliminar é lançado ao fundo do reator, formando um fluxo ascendente de esgoto através de um leito de lodo denso e de elevada atividade biológica anaeróbia. O contato entre os microorganismos e o substrato, permite a estabilização biológica da matéria orgânica presente no efluente em todas as zonas de reação, sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do esgoto, onde como produto destas reações se obtém o biogás e novas células microbianas.

Na periferia dos reatores existem vertedouros triangulares, que tem a função de dividir o fluxo homoganeamente para os compartimentos que alimentam os tubos difusores. Os tubos difusores conduzem os esgotos até a base do reator, onde distribuem os esgotos de forma contínua por toda a superfície do fundo. Após a distribuição, o esgoto é misturado com o manto de lodo já presente no reator, formado ou inoculado, riquíssimo em bactérias anaeróbias principalmente do tipo metanogênicas. Nesta etapa, também é formado o gás metano, o qual torna-se o veículo de locomoção e mistura entre os materiais presentes no reator (SANEPAR, 2005).

O afluente, entrando na base do reator tem sua velocidade de ascensão reduzida e permite que sólidos sedimentáveis se equilibrem com a gravidade e estacionem em a uma determinada altura. Estes sólidos estacionados e distribuídos no reator servem de suporte para o desenvolvimento de novas bactérias. Como o ambiente não possui oxigênio suficiente, somente as bactérias anaeróbias tem condições de desenvolvimento no sistema (SANEPAR, 2005).

Com o aumento de densidade do lodo, ele passa a funcionar como um filtro que retém alguns sólidos de menores dimensões que não foram removidos anteriormente. Esse manto de lodo apresenta condições ideais na relação alimento/bactéria e a matéria biodegradável retida no manto de lodo é degradada e estabilizada através da atividade metabólica destas bactérias (SANEPAR, 2005).

Diversos tipos de microrganismos transformam a matéria orgânica em suspensão e/ou dissolvidas em produtos estáveis como a água, gás sulfídrico, amônia, biogás (gás metano, gás carbônico, etc.), além de novas células bacterianas. Dentre esses diversos tipos se destacam as bactérias fermentativas ou acidogênicas, bactérias acetogênicas e microrganismos metanogênicos. A eficiência do processo, além de depender da temperatura e acidez do meio ambiente, é altamente dependente do tempo de retenção hidráulica, ou seja, o tempo disponível para que as bactérias utilizem o substrato (SANEPAR, 2005).

Um dispositivo denominado separador trifásico garante condições tranquilas para a sedimentação das partículas sólidas carregadas de biogás, que se despreendem do manto de lodo, permitindo que estas retornem à câmara de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema. Os gases provenientes do separador trifásico seguem para um gasômetro localizado na parte superior interna do reator, de onde poderão ser queimados antes do descarte para a atmosfera ou captados para fins energéticos. Sendo a unidade fechada, o biogás produzido pode ser acumulado num gasômetro, permitindo o aproveitamento do elevado potencial energético representado pelo gás metano (SANEPAR, 2005).

O líquido segue para o decantador periférico onde as partículas que são arrastadas pelo fluxo são decantadas e retornam ao manto de lodo. Já o líquido clarificado é vertido na parte superior periférica do tanque, pelos vertedores triangulares instalados em todo o perímetro do tanque. Após o vertimento, o líquido será coletado por uma canaleta lateral que conduzirá o efluente para o corpo receptor ou para outra unidade de tratamento complementar (SANEPAR, 2005).

O lodo excedente gerado pelo reator deverá ser removido em determinados períodos e conduzidos para leitos de secagem ao qual, após desidratação, poderá ser dado destino final para uso como adubo agrícola ou, descartado em aterros sanitários (SANEPAR, 2005).

A figura 1 nos mostra o esquema básico do reator e a disposição das etapas no mesmo.

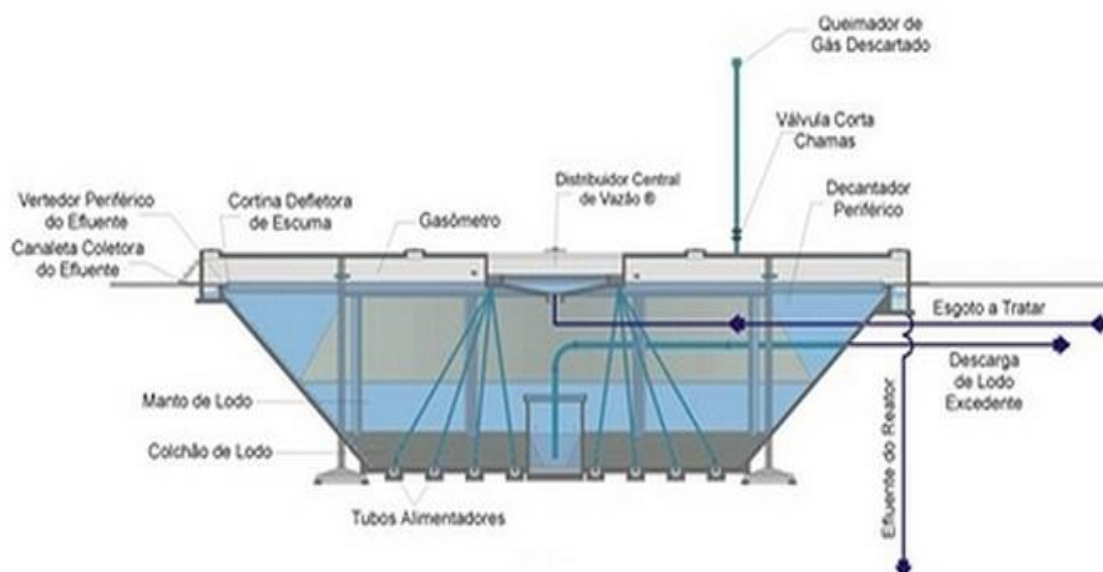


Figura 1 - Esquema básico de um reator do tipo RALF
Fonte: Manual de Treinamento Sanepar (2005).

O quadro abaixo mostra as principais vantagens e desvantagens dos sistemas anaeróbios, segundo Chernicharo, 2001:

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; • baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos; • baixa demanda de área; • baixos custos de implantação, da ordem de R\$ 20 a 40 <i>per capita</i>; • produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico; • possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; • tolerância a elevadas cargas orgânicas; • aplicabilidade em pequena e grande escala; • baixo consumo de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • as bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; • a partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semente adaptado; • alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; • a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; • possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis; • possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; • remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios
Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1997).

Apesar da grande aceitação destes sistemas e de todas as vantagens inerentes ao tratamento realizado, os sistemas anaeróbios possuem grande dificuldade em produzir um efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, sendo necessário, portanto um pós-tratamento (geralmente físico-químico), a fim de complementar a remoção da matéria, promover a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo e de alguns organismos patogênicos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos (SILVA, 2007; CAVALCANTI et al., 2001).

2.2.4 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização atuam como um pós tratamento, possuem estrutura simples como tanques construídos em terra com uma profundidade determinada. Este tipo de tratamento reproduz os fenômenos naturais de estabilização da matéria orgânica no corpo hídrico receptor e possuem o objetivo principal de transformar a matéria orgânica ainda presente no meio em produtos, através da metabolização da biomassa (YANEZ, 1993).

Em termos de eficiência, esta etapa é determinante no processo, onde o efluente produzido deve estar em conformidade com o padrão de lançamento previsto na legislação ambiental (BAIRD, 2002).

De acordo com Von Sperling (1996), as lagoas de estabilização possuem alta eficiência e compatibilidade com as condições climáticas do Brasil, bem como sua operação simples, pouca necessidade de equipamento e boa disponibilidade de áreas. Já os aspectos negativos das lagoas se dão devido ao favorecimento do desenvolvimento de insetos, grandes áreas de implantação requeridas e oscilação do desempenho de acordo com as condições climáticas.

Outro fator negativo das lagoas é seu tempo de detenção hidráulica longo, no mínimo de 20 a 30 dias, mesmo no Brasil, que possui elevadas temperaturas e irradiação incidente (CAVALCANTI et al., 2001). Esse elevado tempo de detenção hidráulica é necessário para a estabilização da matéria orgânica, porém ao mesmo tempo apresenta uma importante vantagem indireta: o efluente permanece no sistema de lagoas por um período de tempo suficiente para que ocorra a remoção completa dos ovos de helmintos e eficiência elevada de remoção de coliformes

termotolerantes, assegurando um efluente final com uma boa qualidade microbiológica, baixas concentrações de DBO_5 , SST (YANEZ, 1993).

Jordão e Pessoa (2009), classificam as lagoas de acordo com o tipo de estabilização da matéria orgânica, podendo ser:

- a) anaeróbias – quando não há oxigênio dissolvido;
- b) facultativa – quando na parte superior da lagoa ocorre uma zona aeróbia e na parte inferior uma zona anaeróbia;
- c) estritamente aeróbias – quando ocorre um equilíbrio entre a oxidação e a fotossíntese, garantindo condições aeróbias em todo o meio;
- d) aeradas – quando se introduz oxigênio no meio líquido por um sistema mecanizado de aeração;
- e) maturação - quando o objetivo principal é a remoção de organismos patogênicos;
- f) polimento – quando o pós-tratamento tem o objetivo de remover a DBO_5 adicional, a remoção de nutrientes e a remoção de organismos patogênicos.

Quando o efluente entra na lagoa pela extremidade, leva vários dias e passa por diferentes processos até ocorrer à purificação do esgoto e sua recorrente saída pela extremidade oposta. Esse tempo de detenção do efluente altera a composição deste efluente devido aos processos biológicos, físicos e químicos presentes na lagoa (CAVALCANTI, 2003).

Os processos biológicos são os mais importantes e possuem influência direta na remoção de matéria orgânica, entre eles estão: a fotossíntese, oxidação da matéria orgânica por bactérias aeróbias e a fermentação da matéria orgânica durante a digestão anaeróbia. Esses processos ocorrem em três zonas da lagoa, denominadas zona aeróbia, anaeróbia e facultativa (CAVALCANTI, 2001)

As zonas de interação entre os diferentes processos biológicos presentes em uma lagoa são mostradas na figura 2.

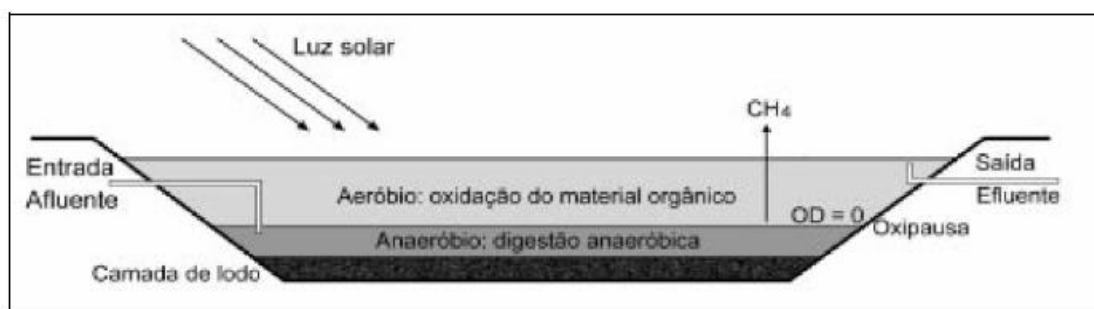


Figura 2 - Processos Biológicos em uma Lagoa
 Fonte: CAVALCANTI et al., (2001)

Na camada superior da lagoa, tem-se a zona aeróbia, onde a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração de microorganismos aeróbios. A fotossíntese realizada pelas algas presentes no sistema produz oxigênio e o gás carbônico. Com a respiração realizada pelas bactérias há o consumo do oxigênio e a produção de gás carbônico, portanto, ocorrendo o equilíbrio entre estes. É nesta região que se concentra a maior quantidade de algas e a medida que se aprofunda a lagoa ocorre a predominância do consumo de oxigênio (respiração) sobre a produção (fotossíntese), sendo que a partir de uma profundidade prevalece a ausência de oxigênio, ou seja a zona anaeróbia (CAVALCANTI, 2001).

As bactérias presentes no meio são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e é necessário que haja diversos grupos destas bactérias, que possam sobreviver e proliferar nas diferentes condições na lagoa. Quando não existe a presença de oxigênio livre, outros aceptores de elétrons são utilizados, como nitratos, sulfatos e CO_2 , esta zona é denominada facultativa e pode ocorrer a presença ou não de oxigênio (CAVALCANTI, 2001).

Ao longo da profundidade da lagoa, existe um ponto que delimita a transição da camada superior aeróbia com camada inferior anaeróbia, este ponto chama-se oxipausa. As condições de carga da lagoa e o tempo de exposição solar influenciam na variação do nível da oxipausa (VON SPERLING, 1996, VON SPERLING, 2009).

O efluente após tratamento é lançado superficialmente em corpo hídrico local, devendo nesta etapa já estar de acordo com a normas das legislações ambientais vigentes. O objetivo principal é que se evite parcial ou totalmente inconvenientes no corpo receptor (GREEN-CT, 2013; MOUNTERR et al., 2007).

Na escolha do sistema de tratamento segundo Chernicharo (1997); Lettinga (1995) e Von Sperling (1995), deve se levar em conta as características de um processo de tratamento, parâmetros atuais de saneamento bem como as empresas de saneamento envolvidas e os sistemas de tratamento devem envolver requisitos importantes, como:

- baixo custo de implantação;
- alto grau de sustentabilidade do sistema, relacionada a pouca dependência de fornecimento de energia, peças, equipamentos, etc;
 - simplicidade operacional, de manutenção e de controle (pouca dependência de mão de obra especializada);
 - baixos custos operacionais;
 - adequada eficiência na remoção das diversas categorias de poluentes (matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos, nutrientes e patogênicos);
 - baixos índices de complicações relacionados à disposição do lodo gerado na estação;
 - baixos requisitos de área;
 - existência de flexibilidade em relação às expansões futuras e ao aumento de eficiência;
 - possibilidade de aplicação em pequena escala (sistemas descentralizados), com pouca dependência da existência de grandes interceptores;
 - fluxograma simplificado de tratamento (poucas unidades integrando a estação);
 - elevada vida útil;
 - ausência de problemas que causem transtorno à população vizinha;
 - possibilidade de recuperação de úteis, visando sua aplicação na irrigação e na fertilização de culturas agrícolas;
 - existência de experiência prática.

Como o atendimento integral a todos os parâmetros é inviável, procura-se alternativas que venham a atender a maioria dos principais parâmetros requeridos, obtidos através de um estudo técnico-econômico de escolha de alternativas.

2.3 PARÂMETROS DE ANÁLISE DE QUALIDADE DO EFLUENTE

Para verificar se o efluente atende aos padrões de lançamento nos corpos d'água perante as legislações vigentes, Braga et al., (2002) indica sejam realizadas análises sob aspectos físicos, químicos e biológicos.

A seguir serão apresentados os parâmetros físico-químicos utilizados no desenvolvimento do presente trabalho e a importância de cada um destes quando aplicado ao tratamento de efluente sanitário na ETE Ronda.

2.3.1 Parâmetros Físico-Químicos

2.3.1.1 Sólidos sedimentáveis (SS)

Quantidade de material que sedimenta, por ação da força de gravidade, a partir de um litro de amostra em repouso por 1 hora em cone de Imhoff. É constituído pelos materiais inicialmente em suspensão em águas e efluentes domésticos e industriais, que podem ser removidos por sedimentação, após um período de decantação (APHA, 1995).

2.3.1.2 Sólidos suspensos totais (SST)

O teor de sólidos suspensos totais dissolvidos representa a quantidade de substâncias dissolvidas na água, que alteram suas propriedades físicas e químicas como alteração da temperatura, cor aparente, da absorção e da transmissão da luz no corpo hídrico para reações de fotossíntese e estabilização em lagoa, daí a importância de seu monitoramento nas estações de tratamento (MARTINS, 2010; VON SPERLING, 1996).

Estes sólidos ou partículas presentes no efluente podem ser removidas por adsorção, sedimentação ou adesão ao leito do lodo para então sofrerem hidrólise, cabe ressaltar a importância do tamanho das partículas nestes processos. A granulação do lodo pode sofrer influência pela presença e composição de polímeros extracelulares, como carboidratos e proteínas, que modificam a agregação e a estabilidade do lodo anaeróbio (CHERNICHARO et al., 2009; PONTES, 2009).

2.3.1.3 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Essa variável representa a medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica contida na água, mediante processos biológicos aeróbicos. A DBO₅ é convencionalmente usada, pois considera a medida após 5 dias de incubação a 20°C, associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos.

Nesta análise é considerado o metabolismo dos microrganismos heterotróficos onde os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como: água, gás carbônico, entre outros. Assim, neste processo, há consumo de oxigênio da água e liberação da energia contida nas ligações químicas das moléculas decompostas (CETESB, 2008).

Os maiores aumentos em termos de DBO₅, num corpo de água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir a completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2008).

A DBO₅ é uma medida da poluição orgânica, simbolizando apenas a quantidade de oxigênio consumido para mineralizar a matéria orgânica, não indicando a presença de outros compostos orgânicos não degradados nas condições de teste e não identificando ou quantificando efeitos tóxicos ou materiais que possam inibir a atividade microbiana durante o teste (MCNEELY et al., 1979).

2.3.1.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

Esse parâmetro está relacionado à quantidade de oxigênio que é utilizada no processo de oxidação química da matéria orgânica e inorgânica presente nos efluentes, atuando como um indicador da quantidade de poluição presente no efluente e do potencial impacto ambiental da descarga de efluentes no corpo hídrico. No entanto pela DQO não é possível identificar os materiais oxidados, nem permite analisar se os materiais são compostos orgânicos biodegradáveis, compostos não biodegradáveis ou compostos inorgânicos oxidáveis (MORENO-CASILLAS et al., 2007).

Braga et al. (2012) ressalta que a análise dos valores de DQO em efluentes é uma das mais expressivas análises para determinação do seu grau de poluição.

Realizadas as análises em relação à DQO, o valor obtido indica uma estimativa do consumo de oxigênio que um efluente lançado diretamente em um corpo hídrico iria requerer, caso a quantidade da matéria orgânica presente nesse efluente pudesse ser mineralizada, sendo que um maior valor do parâmetro DQO indica um maior teor de poluição do efluente em questão (LINS, 2010).

Geralmente as análises relacionadas à DQO são realizadas em um período de tempo mais curto que as de DBO_5 , e também tornam possível detectar substâncias que são resistentes a degradação biológica. De uma maneira geral, pode-se afirmar que a DQO trata-se do valor da demanda total de oxigênio, sendo a soma das demandas requeridas por substâncias não biodegradáveis juntamente com as biodegradáveis (ROCHA et al., 2004).

2.3.1.5 Carbono orgânico total (COT)

O COT é proveniente da matéria viva do efluente e está presente como componente de vários tipos de efluentes e resíduos. Sua principal importância ambiental está em servir de fonte de energia para bactérias e algas, principalmente no lodo presente no reator, além de complexar alguns tipos de metais. A análise de

COT na água ou efluente também é um indicador útil do grau de poluição do corpo hídrico (CETESB, 2014).

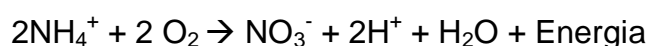
2.3.1.6 Compostos nitrogenados

O nitrogênio presente em efluentes se apresenta em quatro formas: o nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato. Em efluentes domésticos, o nitrogênio presente está relacionado principalmente como nitrogênio amoniacal (aproximadamente 60%) e nitrogênio orgânico (aproximadamente 40%), já nitrito e nitrato aparecem em pequenas quantidades, e representam menos de 1% do nitrogênio total do sistema (NAVAL; COUTO, 2005).

Esse nitrogênio presente em efluentes domésticos provem da atividade humana, tal como as fezes, que contribuem com nitrogênio orgânico através das proteínas presentes. As proteínas sofrem decomposição bacteriana e com isso ocorre a liberação de nitrogênio amoniacal (NAVAL; COUTO, 2005).

2.3.1.6.1 Nitrato (NO_3^-)

O nitrato é proveniente da reação de oxidação da amônia a nitrato, reação essa chamada de nitrificação (VON SPERLING, 1996).



Em geral, nas águas superficiais esse íon é encontrado em baixa quantidade, no entanto a sua ingestão pode causar uma doença chamada metemoglobinemia, que acomete principalmente crianças. Também podem ocorrer formação de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (BOUCHARD et al., 2002 apud FREITAS et al., 2001).

2.3.1.6.2 Nitrogênio amoniacal (NH_3)

Elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal na água indicam a deficiência de OD e grande quantidade de matéria orgânica em decomposição. Compostos nitrogenados sofrem decomposição até tornarem-se nitratos, nessa etapa, um composto intermediário é formado, sendo este composto o nitrogênio amoniacal. Portanto, a presença desse composto indica poluição recente do corpo d'água, tornando-se um importante parâmetro a ser analisado para verificar a qualidade das águas (LIMBERGER; CORRÊA, 2005; CETESB, 2008).

O nitrogênio amoniacal tem sido largamente citado por sua ação tóxica às algas, zooplâncton e aos peixes afetando o equilíbrio natural do meio. Essa amônia gasosa presente no efluente inibe processos de fotossíntese das algas, já que atravessam as membranas biológicas e alteram o sistema fotossintético das mesmas (NAVAL; COUTO, 2005).

2.3.1.7 Surfactantes (SUR)

Os surfactantes, também chamados de tensoativos, são substâncias cuja principal propriedade é diminuir a tensão superficial de um líquido. Possuem uma estrutura molecular característica que consiste em um grupo estrutural que tem uma pequena atração pelo solvente, conhecido como grupo liofóbico, e outro grupo que tem uma forte atração pelo solvente, chamado grupo liofílico. Essa estrutura é conhecida como estrutura anfipática (ROSEN; KUNJAPPU, 2012).

Em se tratando de um surfactante dissolvido em meio aquoso, este possui em sua molécula grupos polares, e grupos apolares. Os grupos polares podem ser iônicos (aniônicos ou catiônicos), não-iônicos ou anfotéricos. Esses grupos têm afinidade pela água, essa característica permite que sejam também chamados de hidrofílicos. Há também os grupos apolares, denominados hidrofóbicos, que não tem afinidade com a água, mas sim com compostos orgânicos, possuindo na maioria das vezes uma cadeia hidrocarbonada (CURBELO, 2006).

Devido à presença desses grupos na molécula tensoativa, torna-se possível que os surfactantes se distribuam nas interfaces entre fases fluidas que possuam diferentes polaridades, formando dessa maneira uma camada entre essas fases, o que reduz a tensão interfacial e superficial entre elas. Essa característica faz com que os surfactantes tenham diversas aplicabilidades como em emulsificações, lubrificação, solubilização de substâncias, estando esses compostos também presentes em atividades industriais ligadas ao petróleo, cosméticos, produtos de higiene e produtos de limpeza como, por exemplo, sabões e detergentes (NITSCHKE; PASTORE, 2002).

Em relação aos esgotos domésticos, o principal surfactante presente nas águas residuais é o alquilbenzeno linear sulfonado (LAS), que é componente presente em detergentes. O LAS é empregado na composição de detergentes devido ao seu potencial de biodegradação, porém, mesmo após passar por processos empregados nas estações de tratamento de esgoto, a presença LAS em efluentes lançados em corpos d'água ainda é observada (OKADA et al., 2009).

A presença de surfactantes em corpos d'água pode levar a formação de espumas na superfície das águas, que contribuem para a dispersão de poluentes e comprometem a dissolução do oxigênio nos rios, causando diversos desequilíbrios ambientais como, por exemplo, a eutrofização das águas dos rios. Essa eutrofização é causada pelo aumento das algas, que ocorre através do excesso de nutrientes no meio, onde estas algas acabam consumindo o oxigênio dissolvido no meio vindo a prejudicar outros tipos de vida aquática (EICHHORN et al., 2002 apud TAFFAREL et al., 2010).

No Brasil, a partir da década de 80, os sulfonatos de alquilbenzeno de cadeia linear (LAS) têm substituído progressivamente os sulfonatos de alquilbenzeno de cadeia ramificada (ABS), por serem considerados biodegradáveis. Como os efeitos desta substituição efeito não é ainda conhecido de forma segura, testes de toxicidade com organismos aquáticos têm sido aprimorados e há certa tendência a serem mais utilizados nos programas de controle de poluição, já que os detergentes podem exercer efeitos tóxicos sobre os ecossistemas aquáticos (CETESB, 2014).

2.3.1.8 Fósforo total (FT)

O fósforo presente em efluentes domésticos é proveniente principalmente da matéria orgânica fecal e dos detergentes empregados em larga escala domesticamente. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas (CETESB, 2014).

Na água encontra-se geralmente sob as formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo composto fundamental para o crescimento de microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica. Quando em elevadas quantidades pode levar ao aumento da quantidade de algas nos corpos d'água, ocasionando o processo de eutrofização e causando danos ao ambiente aquático (VON SPERLING, 1996).

2.3.1.9 pH

Informa condição de acidez, basicidade ou neutralidade da água sendo influenciado pela presença de gases e/ou sólidos dissolvidos. Seu valor tem efeito direto sobre a fisiologia de diversas espécies habitantes do meio aquático, também sendo importante em processos relacionados ao tratamento de efluentes. A precipitação de metais para sua remoção por exemplo, só ocorre em pH elevado ao passo que a oxidação de fenóis só em pH baixo (CETESB, 2008).

O ideal é que as águas se mantenham com um pH próximo a neutralidade, para que os microrganismos atuantes no tratamento biológico de esgotos, bem como ecossistemas aquáticos não sejam afetados (CETESB, 2008).

2.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

A fim de estabelecer normas e padrões para emissão de efluentes em corpos hídricos, bem como manter a qualidade de águas e evitar desgaste e poluição destes recursos naturais e ainda garantir a proteção da saúde, são necessárias legislações que visem o controle do lançamento de poluentes no meio ambiente.

Em âmbito nacional a legislação que regulamenta o lançamento de efluentes sanitários em corpos hídricos é a CONAMA 357/2005, complementada e alterada pela Resolução 430/2011 para aplicação em efluentes sanitários. Considerando a legislação nacional em que o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, pode então fixar-se metas progressivas, intermediárias, e obrigatórias, porém são mais restritivas nos parâmetros avaliados.

Atuando com metas progressivas e mais restritivas, o IAP regulamenta o lançamento de efluentes através da Resolução 021/09 - SEMA (Secretaria Estadual de Meio Ambiente).

A tabela 2 mostra os valores máximos de emissão de efluentes determinados pela legislação nacional e paranaense dos parâmetros analisados no presente trabalho, para seu lançamento em recursos hídricos.

Tabela 2 - Valores dos Parâmetros de Lançamento de Efluentes em Recursos Hídricos

Parâmetros	Nacional CONAMA 430/2011	Estadual SEMA 021/09
pH	5,0 a 9,0	Não Especificado
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	até 1 ml/L	Não Especificado
SST	Não Especificado	Não Especificado
DQO	Não Especificado	225mg/L
DBO ₅	120 mg/L ou ≥ 60 %	90 mg/L
COT	Não Especificado	Não Especificado
NITROGÊNIO NITRATO	Não Especificado	Não Especificado
SURFACTANTES	Não Especificado	Não Especificado
NITROGÊNIO AMONICAL	20,0 mg/L	Não Especificado
FÓSFORO TOTAL	Não especificado	Não especificado

Fonte: Adaptado de CONAMA 430/2011 e SEMA 021/09.

Considerando a dificuldade em se manter o controle efetivo de fontes poluidoras baseando-se somente na qualidade do corpo receptor, possui-se uma interrelação entre padrões, onde o efluente além de manter os padrões de lançamento, deve também proporcionar condições ao recurso hídrico, de modo que a qualidade deste se enquadre nos padrões para corpos receptores (BARROS et al., 1995) .

A tabela 3 mostra valores de concentração dos parâmetros para corpos receptores classificados como classe 3 do qual o Arroio Ronda faz parte, de acordo com a CONAMA 357/2005

Tabela 3 - Padrões de Qualidade de Água de Classe 3

Parâmetros	Valor Máximo
DBO ₅	10 mg/L O ₂
pH	6,0 a 9,0
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,15 mg/L P
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5
Surfactantes	0,5 mg/L SUR

Fonte: CONAMA 357/2005

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O trabalho de pesquisa foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto da SANEPAR ETE – Ronda, situada no prolongamento da Rua Ozório Guimarães Martins, no bairro DER do município de Ponta Grossa - PR. A estação iniciou suas operações em janeiro de 1989 e atualmente atende à aproximadamente 17.037 residências do município atendidas pela SANEPAR. Segundo dados internos da SANEPAR as ligações no município aumentaram consideravelmente de 2010 a 2014, tendo um incremento de aproximadamente 34%.

A capacidade nominal de tratamento desta estação de tratamento é de 140 L.s⁻¹. De modo geral, a ETE Ronda possui como níveis de tratamento: o preliminar onde utilizam-se 4 gradeamentos de tipo manual, dois desarenadores ciclônicos do tipo *air lift*, duas calhas Parshall de 12” com sensor de nível d’água por ultrassom como medidores de vazão; já a nível secundário o tratamento utilizado é o sistema anaeróbio, com duas unidades do reator tipo RALF de tronco cônico, onde este destaca-se como seu tratamento principal possuindo vazão nominal de 70 L.s⁻¹ cada e como pós-tratamento possui uma lagoa de polimento com dimensões 100 X 200 X 4 (m). O deságue de lodo é feito através de 12 leitos de secagem ou em bags.

A figura 3 demonstra o fluxograma da ETE Ronda, onde é possível verificar os locais das etapas em que ocorre o processo de tratamento, podendo também visualizar a localização dos pontos de coleta 1 e 2 .

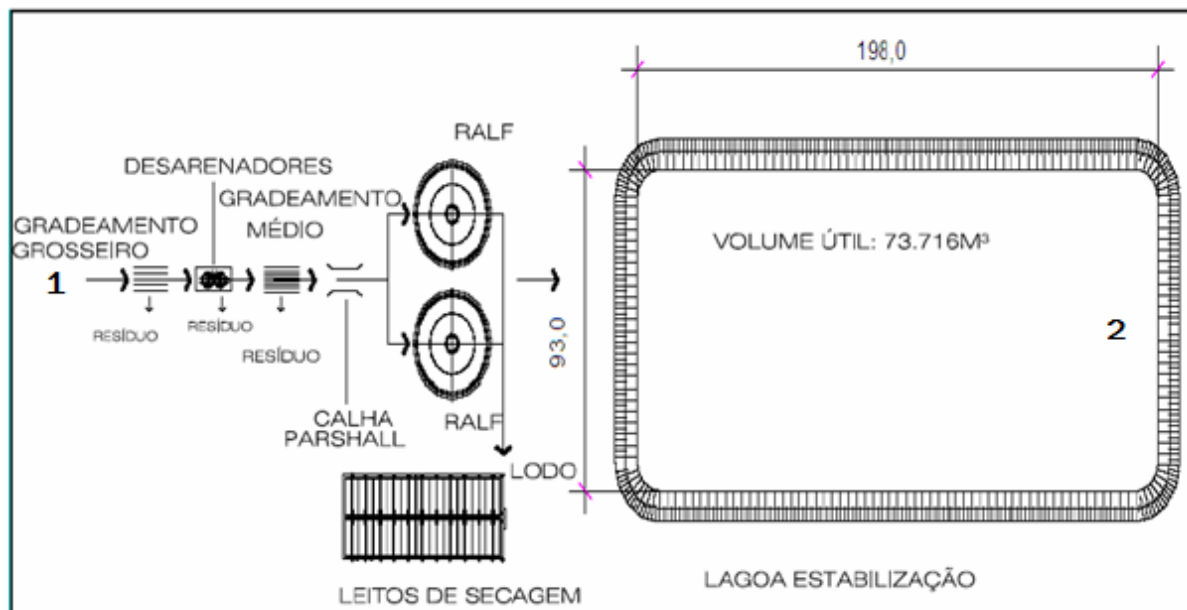


Figura 3 - Fluxograma adaptado da ETE Ronda e os pontos de coleta 1 e 2.
Fonte: Adaptado de Rainho (2010).

Na fotografia 1 é possível visualizar os leitos de secagem, os dois reatores (RALF), bem como as dimensões da lagoa de polimento e a esquerda da estação, o Arroio da Ronda onde os efluentes da ETE são lançados.



Fotografia 1 – Estação de Tratamento de Esgoto Ronda
Fonte: Google Maps (2014).

O Arroio Ronda possui uma área de bacia de 25 km² e é classificado como corpo receptor de Classe 3 de acordo com a Portaria nº 003, de 21 de março de 1991, da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente que leva em consideração parâmetros determinados no CONAMA 357/2005 para a sua determinação (PARANÁ, 1991).

3.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

Para a realização do trabalho foram selecionados dois pontos de amostragens dentro da Estação de Tratamento Ronda. O ponto de amostragem 1 (fotografia 2) está localizado junto ao sistema de gradeamento e foi escolhido para avaliação do esgoto bruto (EB) que chega até a ETE- RONDA, servindo de ponto inicial para a avaliação de eficiência.



Fotografia 2 - Gradeamento Manual Secundário e Ponto de Amostragem 1
Fonte: Autoria própria (2014).

A fotografia 3 demonstra o ponto de coleta 2, localizado na saída da lagoa de polimento e foi escolhido para a avaliação da qualidade do esgoto tratado, bem como servirá de parâmetro final para a avaliação da eficiência do sistema de tratamento.



Fotografia 3 - Lagoa de Polimento e Ponto de Amostragem 2
Fonte: Autoria Própria (2014).

3.3 TÉCNICAS DE AMOSTRAGENS

3.3.1 Limpeza dos Materiais

Todos os materiais empregados na determinação dos parâmetros físico-químicos foram lavados com água corrente, detergente comercial, escova e enxaguados. Em seguida foram imersos em solução de HCl 10% m/v por no mínimo 24 horas antes da coleta. Os materiais foram retirados do banho com ácido e enxaguados por no mínimo 3 vezes com água destilada.

3.3.2 Amostragem

As amostras foram coletadas em baldes específicos de coleta e transferidas diretamente para frascos de polietileno. As coletas foram realizadas por pelo menos duas pessoas, sendo uma responsável pela coleta e outra pela manipulação dos materiais destinados a receber a amostra. Os frascos contendo as amostras foram ensacados e armazenados em caixa de isopor preenchida com gelo. As mesmas foram mantidas resfriadas durante todo o trabalho de campo para minimizar a atividade biológica, principalmente para avaliação de DBO_5 (U.S.EPA, 1992). No momento da coleta foram registrados os valores de vazão de entrada de esgoto bruto na estação.

3.3.3 Coleta das Amostras

As 6 coletas foram realizadas quinzenalmente, com início no mês de abril de 2014. As amostragens dos dois pontos se deram no mesmo dia no período da tarde, tendo duração total de 2 horas. Em cada ponto foram utilizados 2 frascos com capacidade de 2 litros cada. Para as análises de nitrogênio amoniacal e fósforo foram coletados 2 litros e fixados com solução de ácido sulfúrico (APHA, 1995).

No momento da coleta foi medido com o operador da estação, sólidos sedimentáveis (SS) em cone de Imhoff, teste que leva aproximadamente uma hora. O pH dos dois pontos foi medido pelo analisador GEHAKA HI-8417, com o eletrodo previamente calibrado, e leituras realizadas em triplicata para este parâmetro.

3.4 METODOLOGIAS DE ANÁLISE

As análises aqui realizadas e que fazem parte dos parâmetros físico-químicos para avaliação da qualidade do tratamento de esgoto é constituída por 10 parâmetros: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias), demanda química

de oxigênio (DQO), fósforo total (FT), carbono orgânico total (COT), nitrogênio amoniacal $N(NH_3)$, nitrogênio nitrato $N(NO_3^-)$, sólidos sedimentáveis (SS), sólidos solúveis totais (SST), e surfactantes (SUR).

Na comparação e verificação de resultados utilizaram-se valores típicos registrados em literatura técnica e padrões determinados nas legislações vigentes de lançamento de efluentes sanitários.

3.4.1 DQO, DBO₅, COT, NO₃⁻, SST, SUR

Os parâmetros SST, DQO, DBO₅, COT, NO₃⁻, SST e SUR foram determinados pelo equipamento *Pastel UV - Secomam* e foram realizados também em triplicata.

O Pastel UV – Secoman é amplamente utilizado em estudos internacionais como, por exemplo, os estudos desenvolvidos por Marinovic et al.(2010), Drouiche et al.,(2004) e Gonzalez et al.,(2007), e atua como um espectrofotômetro analisador de qualidade de águas e efluentes. Possui origem francesa, e seu método baseia-se na deconvolução espectral onde a hipótese de que um espectro de ultravioleta de efluentes pode ser, na maioria das vezes, modelado por um número limitado do espectro estável chamado espectro de referência. A partir desse modelo, obtém-se duas informações:

- Quantitativa: estimativa da concentração de parâmetros monitorados em tempo real de acordo com o dispositivo de calibração;
- Qualitativa: o espectro da amostra é comparado com a modelo digital interno.

Para completar os dados quantitativos, a tecnologia UV do equipamento faz a comparação do perfil da amostra contra o tipo de água selecionado, podendo ser água ou efluente. Isto permite a validação dos dados quantitativos e ainda detecta a presença de poluentes químicos. O equipamento trabalha com faixa espectral de 200 a 320 nm e possui dois caminhos ópticos de 5 e 10 mm.

Anteriormente a realização da análise das amostras é realizada a calibração do equipamento com água destilada e na função utilizando a função *Nwat* e caminho

óptico de 10 mm. Nesta etapa os parâmetros devem apresentar o mínimo detectável pelo aparelho ($>0,2$ mg/L).

O procedimento de análise é a partir da coleta por pipeta de 1 mL da amostra sem pré-tratamento e devidamente homogeneizada para cada repetição da amostra em triplicata, este volume é inserido na célula de quartzo e então a célula é introduzida no equipamento, realizando leitura simultânea dos seis parâmetros mencionados anteriormente, resultando em mg/L.

Devido à contaminação maior no efluente bruto, inicia-se a leitura pelo efluente tratado para que não ocorra uma contaminação inesperada. Sendo assim, utiliza-se a opção de 10 mm com a função *Outb* e EB 5 mm função *Infl*, devido à concentração e as características das amostras, realizando-se as análises nesta ordem.

Cada resultado é validado por uma restituição de lacuna, esta é utilizada para quantificar a conformidade da amostra (detecção de incidentes) (SECOMAM, 2014).

A validação do equipamento foi obtida através de trabalhos anteriores, onde pode-se comprovar sua metodologia através de resultados aproximados também obtidos com o “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, onde a comparação dos resultados obteve um grau de confiança de 95% (RODRIGUES, 2010).

3.4.2 Nitrogênio Amoniacal N(NH₃)

Realizado pelo método Kjeldahl, no qual o nitrogênio amoniacal é separado da amostra por evaporação através de um destilador. A amônia é recolhida em uma amostra de ácido bórico e determinada titulométricamente por uma solução padrão de ácido sulfúrico, segundo Standard Methods 20^aEd (APHA, 1998).

3.4.3 Fósforo Total

Para a análise de fósforo total utilizou-se do método Ácido Ascórbico, onde este é determinado pela digestão a quente com mistura sulfo-nítrica, ocorrendo após a reação do molibdato de amônio e do antimonil tartarato de potássio com o ortofosfato, em meio ácido, para formar o ácido fosfomolibdico. Esse ácido reduz a intensidade do azul de molibdênio na presença do ácido ascórbico, sendo então realizada a leitura em absorvância de 660 nm, utilizando espectrofotômetro Nova 60 (APHA, 1995)

Para facilitar a visualização da tendência dos resultados obtidos neste trabalho foi aplicado um tratamento estatístico básico utilizando-se software Excel. São apresentados os resultados obtidos através de média, desvio padrão e eficiência de redução dos parâmetros analisados em percentagem.

Especialmente para análise de Fósforo Total, as análises foram realizadas pela própria SANEPAR e os dados por coleta fornecidos pela mesma, durante o período de monitoramento.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição do efluente e suas respectivas concentrações na amostra é função de diversos fatores, tais como: horário de realização da coleta, índice de chuvas ou estiagem, rede de esgotos industriais ligados clandestinamente ao sistema coletor e presença de constituintes diversos. Outro fator relevante e que pode vir a alterar o sistema é, por exemplo, o funcionamento do RALF, onde características como temperatura, presença de compostos tóxicos, tempo de detenção hídrica (TDH) no reator, velocidade ascensional do fluxo e pH do afluente inadequado bem como possíveis falhas mecânicas podem vir a influenciar na eficiência do processo de tratamento biológico presente no reator (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005b; SILVA et al., 2005). Esses quesitos afetam diretamente o processo de tratamento e são causa fundamental de oscilações nos valores dos padrões físico-químicos de análise.

Algumas das variáveis do processo como pH e vazão, podem variar de dia a dia, e são geralmente corrigidas por sistemas de equalização, porém os cuidados de operação devem ser levados em conta para a eficiência do processo (LIMA et al., 2001). O gráfico 1 destaca as vazões medidas ao longo das coletas realizadas durante o período de estudo, para uma melhor observação.

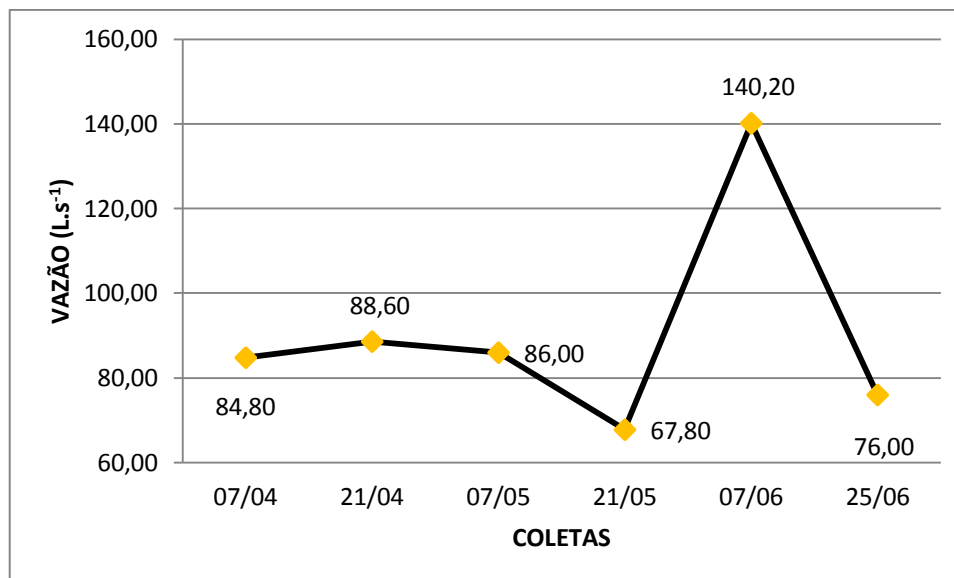


Gráfico 1– Vazões (L.s⁻¹) de entrada no sistema obtidos ao longo das coletas
Fonte: Autoria própria (2014).

No gráfico acima, destaca-se a coleta do dia 21 de maio, onde se verificou uma menor vazão (67,8 L.s⁻¹), sendo justificado pelo período de estiagem e menor ocorrência de chuvas. Já na coleta realizada em 07 de junho houve um aumento da precipitação registrada em dias anteriores e no dia da coleta, fatores que podem vir a influenciar nos resultados obtidos. Os demais resultados apresentaram-se dentro de uma média.

A Tabela 4 mostra a composição usual para efluente bruto (EB), tratado (ET) e eficiências típicas de um sistema composto por RALF e lagoa de polimento, segundo Chernicaró (2001).

Tabela 4 - Composição dos esgotos em etapas do tratamento por reatores anaeróbios e lagoas de polimento

Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto	Esgoto Efluente do RALF	Efluente da lagoa de polimento
SST	mg/L	300 – 400	60 – 120	40 - 80
DQO	mg/L	500 – 800	150 – 200	60 - 120
DBO ₅	mg/L	200 – 350	50 – 100	30 - 50
pH		6,0 - 10,0	6,0 - 10,0	7,5 - 9,0
Sólidos sedimentáveis	mL/L	10,0 – 20	1,0 - 2,0	≅ 0,1

Fonte: Adaptado de Chernicaró (2001).

Como citados no objetivo do trabalho, os parâmetros fundamentais e relevantes para a execução das análises e determinação de eficiência do tratamento foram à legislação nacional (CONAMA 430/2011) e estadual (SEMA 021/09), aplicáveis ao tipo de efluente sanitário tratado na ETE Ronda.

Os valores médios (triplicata) de cada coleta estão presentes no Anexo A, e servem de base para as avaliações dos parâmetros físico-químicos abordados. Nele estão presentes valores das seis coletas tanto do EB como ET, realizadas nos meses de abril, maio e junho.

4.1 PARÂMETROS

4.1.1 Sólidos Sedimentáveis (SS)

A tabela abaixo representa os valores médios de concentração de SS apresentados ao longo das coletas no efluente bruto e tratado.

Tabela 5 - Concentração de SS e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		ml/L	ml/L	%
Abril	1	2,50	0,80	68,00
	2	3,50	0,10	97,14
Maio	3	5,00	0,10	98,00
	4	4,30	0,10	97,67
Junho	5	1,50	0,10	93,33
	6	4,60	0,10	97,83
Média		3,57 ml/L	0,22 ml/L	92,00%

Fonte: Autoria própria (2014).

Sabendo que para o parâmetro de sólidos sedimentáveis a resolução CONAMA 430/2011 determina até 1,0 ml/L, pode-se observar o atendimento a legislação, já que na maioria das amostras as concentrações finais ficaram em torno

de 0,1 ml/L, através da metodologia de cone Imhoff. Apenas a coleta 1 apresentou valores não usuais, levando a média a aumentar consideravelmente e apresentando-se como valor limítrofe a legislação. Esses resultados nos mostram que houve tempo suficiente de decantação para estes sólidos dentro do sistema.

Um importante fator que delimita a eficiência da sedimentação é a manutenção da retirada do lodo, pois valores acima de 1 ml/L indicam excesso deste no sistema. Essa manutenção é importante para que a biomassa em suspensão não venha afetar diretamente os resultados de SS (SANEPAR, 2005).

4.1.2 Sólidos Suspensos Totais (SST)

A tabela abaixo representa os valores médios de SST apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 6- Concentração de SST, desvio padrão e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	348,3 ± 5,77	97,3 ± 0,58	72,06
	2	365,2 ± 7,09	56,3 ± 0,63	84,58
Maio	3	386,7 ± 2,89	68,7 ± 0,58	82,23
	4	243,33 ± 29,14	119,67 ± 0,58	50,82
Junho	5	245,33 ± 16,17	50,33 ± 1,15	79,48
	6	349,60 ± 8,07	72,46 ± 0,96	79,27
Média		323,08 mg/L	77,46 mg/L	74,74%

Fonte: Autoria própria (2014).

A partir dos resultados apresentados é possível verificar que a concentração média de SST obtida no presente trabalho foi de 323,08 mg/L. Segundo Metcalf & Eddy (1991), o EB analisado é classificado como esgoto forte, cuja variação média é de 300 a 500 mg/L.

Ao comparar os resultados com os dados da tabela 4, onde Chernicaro (2001) relaciona eficiências de tratamento usuais utilizando RALF aliado ao uso de

lagoas de polimento, observa-se que as amostras apresentam concentrações dentro dos limites apresentados para as etapas deste sistema, tanto para EB como para ET (saída da lagoa). Embora o valor médio de concentração de 77,46 mg/L na saída do sistema esteja de acordo com a faixa de concentração típica do tratamento, observa-se ainda que este valor se situa próximo ao limite de 80 mg/L.

Nesses tipos de reatores de leito fluidizado, logo após a separação dos gases, o líquido e as partículas sólidas que deixam a manta de lodo têm acesso ao compartimento de decantação, onde são necessárias condições ideais, tal como, baixas velocidades ascensionais e tempo de retenção hídrica (TRH) mínimo no decantador (1 a 2 horas), os quais são responsáveis pela efetividade na clarificação do efluente e retorno da biomassa ao sistema (IMHOFF & IMHOFF 1985 apud SCHOENHALS; FRARE; SARMENTO, 2007).

A ETE Ronda para manter sua produtividade e atender a demanda de tratamento, muitas vezes não passa por condições adequadas de tratamento, como tempo de detenção hídrica (TDH) e vazões adequadas (a qual está ligada diretamente a velocidade ascensional do fluido no reator). Segundo Schoenhals, et al., (2007) as oscilações no reator e valores elevados de vazão resultam em valores ainda elevados de SST no efluente final, mostrando que para uma eficiente remoção é necessário um ajustamento destes parâmetros de processo.

Quando comparado o sistema de tratamento da estação Ronda com o estudo realizado por Rodrigues (2010) que avaliou a eficiência da ETE Verde, a qual possui o mesmo sistema de tratamento, observa-se que as eficiências de remoção de SST foram similares 74,74 % da ETE Ronda contra 77% da ETE Verde, mostrando que as eficiências desse tipo de sistema são parecidas e atendem aos objetivos de tratamento. Considerando os valores médios de concentração do efluente bruto e efluente tratado, pode-se observar que são valores bem discrepantes, a ETE Ronda com EB = 323,08 mg/L e ET = 77,46 mg/L e ETE Verde com EB = 116,77 mg/L e ET = 26,48 mg/L.

Em estudo realizado anteriormente na ETE Ronda por Rainho (2010), verificou-se que a eficiência média de remoção ficou em torno de 70%, porém com concentrações bem abaixo das atuais, EB = 114 mg/L e ET = 33 mg/L. As elevadas concentrações atuais podem ser atribuídas, ao aumento populacional, de ligações e conseqüentemente da geração de efluentes, quando comparadas ao ano de 2010 e comprovadas através de dados internos da própria SANEPAR.

Jürgensen e Richter (1994), concluíram em pesquisa realizada na mesma ETE Ronda, que com a aplicação do processo de coagulação-floculação e flotação no efluente do reator, pode-se obter eficiências superiores a 90% em termos de remoção de SST. Quando aplicados estes sistemas juntamente de uma lagoa de polimento, pode-se considerar uma eficiência de remoção ainda maior. Portanto, caso fossem aplicáveis novos processos ao sistema de tratamento em questão, a eficiência de remoção seria ainda maior, contribuindo para a qualidade do efluente que é destinado ao Arroio Ronda.

De maneira geral pode-se observar que as concentrações de SST no ET foram relativamente menores quando comparado com seu EB. Como ambas as legislações não especificam valores para SST, observa-se através das análises anteriores que este tratamento mostra ser eficiente para este parâmetro.

4.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Quando se trata de tratamento de esgoto, a DBO₅ é um parâmetro importantíssimo e um dos mais utilizados no controle das eficiências das estações (CETESB, 2014).

A tabela abaixo apresenta os valores médios de DBO₅ ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 7 - Concentração de DBO₅ desvio padrão e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	175,3 ± 1,15	76 ± 0,50	56,65
	2	183,1 ± 1,64	72,3 ± 0,52	60,51
Maio	3	174 ± 5,29	79,33 ± 0,58	54,41
	4	53,2 ± 7,37	35 ± 0	34,21
Junho	5	123,67 ± 9,71	32,5 ± 0,50	73,72
	6	166,33 ± 4,34	49,60 ± 0,56	70,18
Média		145,93 mg/L	57,46 mg/L	58,28%

Fonte: Autoria própria (2014).

Segundo a classificação de parâmetros proposta por Metcalf & Eddy (1991), a média de DBO_5 do EB = 145,93 mg/L, caracteriza o esgoto como médio, cuja condição é de 101 a 200 mg/L.

Quando analisada a concentração de DBO_5 no EB = 145,93 mg/L constatou-se que o mesmo apresenta concentrações abaixo das usuais para efluentes sanitários, que é de 200 a 300 mg/L de acordo com a tabela 4. Já o ET = 57,46 mg/L apresenta concentrações superiores a usual, limitada entre 20 a 50 mg/L.

Pode-se observar que a eficiência de remoção obtida de 58,28% foi bem inferior aos 79% mostrado por Rodrigues (2010) na ETE Verde. Os valores para EB e ET também demonstraram divergências nas concentrações, embora não relevantes.

Em 2010, a ETE Ronda apresentou eficiência média de remoção de DBO_5 de 80%, já no presente estudo essa eficiência média cai, mostrando grande divergência em pouco espaço de tempo. A análise de número 5 realizada em junho apresentou um pico de eficiência de 73,72 %, podendo atribuí-la a presença de chuvas e conseqüente aumento de vazão mostrado pelo gráfico 1, e portanto diluição do efluente, justificando a alta eficiência apresentada.

Aisse (2001), mostra em estudo realizado no ano de 1995 nesta mesma ETE que em sistemas utilizando RALF, a eficiência de remoção se deu em torno de 78%. Quando comparada com a eficiência atual de 58,28% chegamos mais uma vez na questão já abordada anteriormente e também presente no tópico 2.1 citado por Nascimento e Heller (2005) e também por Tucci (2008), de que o incremento das ligações de esgoto, neste caso de 34% entre 2010 e 2014 e o correto dimensionamento da estação com base na quantidade de ligações atendidas, pode vir a influenciar a efetividade do processo.

Schoenhals et al.(2007) utilizando RALF para tratamento de efluentes mostrou que no período de monitoramento, o TRH obtido foi abaixo do valor para o qual o sistema foi projetado, não sendo este procedimento recomendado, pois acarreta em uma sobrecarga do sistema e conseqüente queda na eficiência do tratamento. Esse baixo TDH faz com os microrganismos anaeróbios não tenham tempo de ação adequada para a digestão da matéria orgânica presente no efluente, ressaltando novamente que a produtividade que a estação pretende manter, e

portanto a não adequação aos parâmetros dos processo, afeta diretamente a eficiência de parâmetros físico-químicos de remoção, neste caso de DBO_5 .

Em relação à legislação vigente, a CONAMA 430/2011 apresenta limite de DBO_5 de 120 mg/L ou eficiência de remoção $\geq 60\%$. Limites mais restritivos são aplicados pela SEMA 021/09, que atribui o valor de 90 mg/L e portanto meta a ser obtida. A ETE Ronda apresenta valores médios de concentrações de DBO_5 na saída do efluente em torno 57,46 mg/L, representando portanto um sistema eficiente considerando os valores citados pelas legislações, tanto federal como estadual. Lembra-se também que em nenhuma das análises os valores ultrapassaram os limites, já que este parâmetro é tido como fundamental quesito de análise na qualidade e eficiência dos efluentes destinados aos recursos hídricos.

Neste contexto é importante destacar que a eficiência de remoção do tratamento não alcançou 60%, como delimitado pela CONAMA 430/2011. Quando a eficiência do sistema é reduzida alguns fatores podem influenciar de forma direta na DBO_5 , tal como a presença de zonas inativas no leito de lodo, curto circuito hidráulico e caminhos preferenciais no interior do reator assim como uma má distribuição do afluente na base do RALF. Outro fator relevante e que deve ser observado é a presença de material tóxico, que compromete processos bioquímicos, ou um dos casos mais prováveis, perda de lodo e controle ineficiente da idade deste (MEYSTRE, 2007; SILVA *et al.*, 2005).

4.1.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A tabela 8 representa os valores médios de DQO apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 8 - Concentração de DQO, desvio padrão e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	745 ± 13,23	184 ± 3,46	75,30
	2	722 ± 6,89	145 ± 1,23	79,92
Maio	3	840 ± 0	150 ± 0	82,14
	4	421 ± 44,19	155,33 ± 1,15	63,10
Junho	5	326,67 ± 14,05	115,67 ± 2,52	64,90
	6	611,20 ± 9,73	161,22 ± 3,02	73,62
Média		610,98 mg/L	151,70 mg/L	73,16%

Fonte: Autoria própria (2014).

Comparando com os padrões de emissões mostrados na tabela 4, o EB se mostrou dentro dos padrões de concentração de DQO na entrada do sistema. Já o valor médio do ET na saída, apresentou concentração de 151,70 mg/L, sendo superior a faixa típica de tratamento, que delimita entre 60 e 120 mg/L.

Haandel e Lettinga (1994), atribuem ao reator RALF a maior taxa de remoção de DQO, que normalmente gira em torno de 65 a 80%, de maneira que a DQO que segue para a lagoa de polimento é menor que 1/3 da DQO presente no EB. Segundo Chernicaró (2009), essa elevada quantidade de DQO apresentada pode estar relacionada também à elevada concentração de material particulado (SST), que influencia negativamente a eficiência destes reatores.

Cavalcanti (2001), também afirma que as taxas relativas com que ocorrem tanto o processo de fotossíntese da lagoa como o de oxidação aeróbia, afetam diretamente parâmetros importantes, como a concentração de oxigênio dissolvido (OD), dióxido de carbono (CO₂), DBO₅, DQO, sólidos em suspensão e pH, enquanto outros são afetados indiretamente, como a alcalinidade e a concentração dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P).

Quando comparados os tratamentos das ETE's Ronda e Verde, apesar de apresentarem eficiência médias de remoção similares de 73,16% e 70% respectivamente, verifica-se também discrepâncias, apresentando concentrações para EB = 610,98 mg/L e ET = 151,70 mg/L na ETE Ronda contra EB = 278,55 mg/L e ET = 84,46 mg/L da ETE Verde.

Outro aspecto evidenciado quando comparado com o estudo realizado por Rainho (2010), foi que embora as eficiências de remoção tenham sido praticamente

as mesmas, 73,16% do presente trabalho e 72% do trabalho anterior, os valores de concentração obtidos são mais elevados. Anteriormente foi obtido a média 459 mg/L para EB e 127 mg/L para ET, já o atual apresenta concentrações de EB em torno de 610,98 mg/L e ET de 151,70 mg/L.

Quando relacionados os valores de DQO atuais concomitantemente aos parâmetros de SST e DBO_5 analisados anteriormente, pode-se dizer que efluentes com características químicas vem sendo lançados na ETE Ronda, já que para concentrações DBO_5 (provenientes de matéria orgânica) não apresentaram tanta divergência levando em conta estudos anteriores. Porém parâmetros como SST e DQO tiveram grande discrepância, mostrando que a ETE Ronda pode estar recebendo efluentes com características mais tóxicas. O fato de a estação ser mais antiga e também da dificuldade de fiscalização da rede contribui para este recebimento de possíveis efluentes industriais, e podem ser atribuídas ao crescimento de pequenas indústrias na região de captação, que muitas vezes são ligadas clandestinamente à rede coletora.

Em relação a legislação, a CONAMA 430/2011 atribui aos órgãos estaduais a parametrização, aplicado pela SEMA 021/09 que delimita o valor de 225 mg/L. Quando avaliada a concentração final de tratamento de 151,70 mg/L, pode-se dizer que para a remoção de DQO o sistema mostrou eficiência de 73,16% atendendo a legislação aplicada.

Parâmetros como DQO e DBO_5 são indispensáveis em estudos de caracterização de esgotos sanitários e torna-se muito útil quando utilizada conjuntamente, onde é possível observar a biodegradabilidade dos esgotos, sendo os valores de DQO superiores aos de DBO_5 (CETESB, 2014).

Segundo Metcalf & Eddy 2003), a relação DBO_5/DQO atua como um indicativo desta biodegradabilidade do efluente, onde valores altos indicam que a fração biodegradável é elevada, já valores baixos indicam que a fração inerte é elevada. Em efluentes domésticos a relação geralmente se situa entre 0,3 e 0,8, onde valores acima de 0,5 indica um esgoto facilmente tratável biologicamente e, portanto facilmente biodegradável, já valores situados entre 0,3 ou abaixo indicam esgoto possivelmente contaminado com elementos tóxicos ou componentes de baixa biodegradabilidade e aponta a necessidade de tratamentos físico-químicos adicionais. Portanto além de analisar o grau de biodegradabilidade do esgoto, essa relação DBO_5/DQO também aponta o melhor tratamento a ser empregado.

Na tabela 9, podemos observar que a relação DBO_5/DQO teve uma média de 0,25 evidenciando que o esgoto bruto captado pela ETE Ronda pode estar recebendo componentes tóxicos e poluentes de baixa degradabilidade, muito provavelmente de pequenas indústrias instaladas na região que não possuem tratamento adequado para as suas atividades e acabam por fazer ligações clandestinas na rede de esgoto doméstico.

Tabela 9 - Relação DBO_5/DQO

Mês	Coleta	DBO_5/DQO
Abril	1	0,24
	2	0,25
Maio	3	0,21
	4	0,13
Junho	5	0,38
	6	0,27
Média		0,25

Fonte: Autoria própria (2014).

Também podemos observar que a relação obteve um maior valor na coleta de número 5, a qual se deve ao período de chuva, comprovado pela alta vazão de $140,20 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ conforme gráfico 1, comprovando assim que um maior valor da relação se deve a diluição do efluente.

Comparando os resultados obtidos por Rainho (2010), podemos observar que a relação média para as concentrações de $DBO_5 = 182 \text{ mg/L}$ e de $DQO = 459 \text{ mg/L}$, resultou num fator médio de 0,4, mostrando que de 2010 para 2014 a biodegradabilidade do esgoto tratado pela ETE Ronda diminuiu consideravelmente.

4.1.5 Carbono Orgânico Total (COT)

A tabela abaixo representa os valores médios de COT apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 10 - Concentração de COT, desvio padrão e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	195,3 ± 2,31	55,7 ± 1,53	71,48
	2	177 ± 1,21	45,3 ± 0,3	74,41
Maio	3	206,7 ± 2,31	63 ± 0	69,52
	4	96,1 ± 11,19	26 ± 0	72,94
Junho	5	115,67 ± 5,13	32,33 ± 0,58	72,05
	6	188,30 ± 2,10	39,12 ± 0,32	79,22
Média		163,18 mg/L	43,58 mg/L	73,27%

Fonte: Autoria própria (2014).

A análise de COT nas estações Ronda e Verde apresentaram os valores médios para EB = 163,18 mg/L e ET = 43,58 mg/L, EB = 114,55 mg/L e ET = 27,38 mg/L, conferindo 73,27% e 76% de eficiência de remoção respectivamente. A diferença nos valores de concentrações das duas estações, tanto do EB como do ET só vem a comprovar mais uma vez a realidade atual de crescimento populacional e a necessidade de adequamento e atualização do sistema de tratamento da ETE Ronda para um sistema mais efetivo, já que o aumento de ligações acarreta numa maior concentração do esgoto e por consequência valores mais elevados de COT.

Embora as legislações não mencionem valores para COT, o controle deste parâmetro se faz necessário tanto para a manutenção do sistema biológico do reator, quanto para o controle de eutrofização de águas, já que em altas concentrações o COT pode vir a aumentar o desenvolvimento de algas e causar o desequilíbrio do meio.

4.1.6 Nitrato (NO_3^-)

Para este parâmetro todas as análises tanto de EB como ET apresentaram concentrações menores que 0,5 mg/L de acordo com o aparelho *Pastel UV*, sendo assim não foi possível determinar a eficiência de remoção.

Devido às baixas concentrações apresentadas, podemos confirmar a teoria citada no tópico 2.3.1.6 do presente trabalho, onde fala que este composto

nitrogenado representa menos de 1% do nitrogênio total. Essa ineficiência pode ser atribuída ao fato do efluente doméstico não apresentar quantidade de oxigênio suficiente para a ação das bactérias nitrificantes que sintetizam o nitrato .A resolução CONAMA 430/2011 não atribui valores de lançamento para este parâmetro.

4.1.7 Nitrogênio Amoniacal Total N(NH₃)

Em efluentes domésticos a principal forma de nitrogênio presente é o nitrogênio amoniacal (em torno de 60%), liberado no meio através da decomposição de matéria orgânica presente, sendo de fundamental relevância sua análise (CETESB, 2014).

Segundo CETESB (2014), podemos associar as etapas de degradação da poluição orgânica através das formas de nitrogênio. Em rios nas zonas de autodepuração natural, há a presença de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Portanto, pode-se levar em conta o grau de poluição que este efluente causa em recursos hídricos através da análise deste parâmetro.

Se as análises da água coletada do rio demonstrarem predominância das formas reduzidas (nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal),significa que o foco de poluição se encontra próximo, já se prevalecerem formas oxidadas (nitrito e nitrato), denota que as descargas de esgotos se encontram distantes (CETESB, 2014).

Para análises de nitrogênio amoniacal, a CONAMA 430/2011, estabelece o valor máximo de 20 mg/L para efluentes gerais e industriais, porém através da seguinte resolução que cita exclusivamente o lançamento de efluentes sanitários, a legislação se abstém da parametrização.

§ 1o As condições e padrões de lançamento relacionados na Seção II, art. 16, incisos I e II desta Resolução, poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.

Observa-se então a diferença de tratamento quanto a legislação, quando comparados esgotos sanitários aos industriais por exemplo, os quais estão amparados através da legislação.

A tabela abaixo representa os valores médios de concentração de nitrogênio amoniacal apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 11 - Concentrações de N(NH₃) e eficiência do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	34,30	29,83	11,04
	2	29,75	26,04	12,47
Maio	3	39,73	35,10	11,67
	4	44,70	30,13	32,59
Junho	5	16,56	15,23	8,00
	6	33,46	30,90	7,65
Média		33,08 mg/L	27,87 mg/L	13,90%

Fonte: Autoria própria (2014).

Com a tabela 11, conclui-se que se fosse levada em conta a parametrização através da legislação para efluentes no geral, esta não foi atendida já que apresentou concentração de 27,87 mg/L. Apenas a coleta de número 5 atendeu aos requisitos, porém como citado anteriormente, este fato se deve ao dia chuvoso de coleta. Esses altos valores de concentração encontrados comprovam que a eficiência desta ETE vem sendo prejudicada e com isso pode vir a afetar o Arroio Ronda, concluindo ser necessária maior atenção para este sistema por parte da empresa responsável.

Rainho (2010), obteve concentrações de nitrogênio amoniacal no EB = 18,4 mg/L e ET = 8,6 mg/L, atribuindo ao sistema uma eficiência de remoção de 53%. Quando comparado com os dados atuais observa-se tanto um aumento na concentração deste componente como uma diminuição da eficiência do tratamento, agora de 13,90%.

Devido às ineficiências demonstradas neste estudo, para este parâmetro as análises realizadas serão voltadas para a poluição do Arroio Ronda, já que seu principal efeito se dá nos corpos receptores.

O Arroio Ronda de acordo com a PORTARIA SUREHMA Nº003/91 DE 21 DE MARÇO DE 1991 da Agência Nacional de Águas (ANA) através do Portal de Qualidade das Águas, é classificado como classe 3. E o máximo permitido para nitrogênio amoniacal total em pH inferior a 7,5 é 13,3 mg/L para esta classe segundo CONAMA 357/2005.

Através da concentração média obtida de 27,87 mg/L comparada ao padrão de qualidade do arroio de 13,3 mg/L, pode-se dizer que essas ineficiências de remoção podem vir a comprometer a qualidade, equilíbrio e vida aquática do arroio, já que acarretam numa maior concentração quando lançadas no mesmo.

Silveira et al.(2014) em seu estudo atribui as altas concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas no ponto de lançamento de efluente tratado com a utilização de sistemas anaeróbios, que por não possuírem oxigênio acabam não oxidando o $N(NH_3)$ a sua forma molecular reduzida, onde estas não causam interferências no corpo receptor.

O impacto causado pela amônia nas comunidades aquáticas, em peixes e na população de invertebrados bentônicos, pode se dar em termos de toxicidade crônica com efeitos sobre a capacidade reprodutiva (produção de ovos e sobrevivência larval), o crescimento (comprimento e peso), o comportamento, os tecidos (mudanças patológicas nos tecidos das brânquias, rins e fígados dos peixes) e alterações bioquímicas e fisiológicas (ENVIRONMENTAL CANADÁ, 2000).

Uma das principais maneiras de remover o nitrogênio amoniacal presente nos efluentes para seu posterior lançamento em rios é a sua volatilização para a atmosfera, através de mudanças de parâmetros como pH e a temperatura que são variáveis facilmente controladas (NAVAL; COUTO, 2005).

Naval e Couto (2005) realizaram estudo com a aplicação de hidróxido de cálcio a 1% (cal hidratada) como condicionante de pH, analisando essa interferência na remoção do nitrogênio amoniacal do meio. Pode-se concluir que na faixa limite superior de pH, estabelecida pela legislação (9,0) a remoção $N(NH_3)$ foi de 25%. Essa remoção conseguiu assegurar ao efluente da ETE concentrações de nitrogênio amoniacal abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA 430/2011, que

estabelece até 20 mg/L. Essa calagem também foi útil na remoção de outras partículas presentes, promovendo também uma clarificação do efluente.

4.1.8 pH

O gráfico 2 demonstra os valores de pH obtidos ao longo das coletas no EB e no ET.

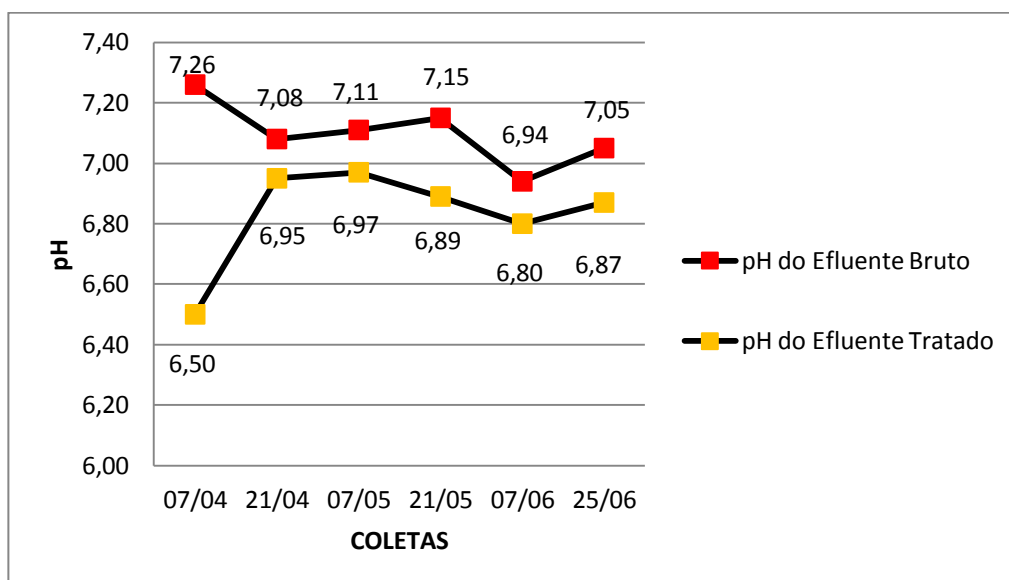


Gráfico 2 – pH do efluente bruto e tratado ao longo das coletas
Fonte: Autoria própria (2014).

Os valores de pH obtidos na ETE Ronda como representados no gráfico, mostra oscilações no EB de 6,94 a 7,26 e no ET de 6,50 a 6,97, comprovando estarem de acordo com a resolução CONAMA 430/2011 que determina faixa de pH entre 5,0 e 9,0.

Meystre (2007), conclui que o pH deve se manter próximo da neutralidade, e atribui faixa de 6,5 a 7,5 como pH ideal para a ocorrência da digestão anaeróbia, já quando se visa a maior produção de metano no sistema o pH fica entre 6,8 e 7,2.

Através do valor obtido pode-se dizer, com base em Meystre, que o sistema ficou dentro dos limites de neutralidade, não viabilizando problemas ao

sistema de tratamento quanto a este quesito. Uma alternativa possível de ser atribuída a ETE Ronda é a viabilidade da sua exploração quanto ao gás metano formado no processo, devido apresentar pH na faixa de maior produção deste gás.

Quando analisado o pH obtido por Rainho (2010) na ETE Ronda, o pH no EB ficou entre 7,3 a 6,1, já no ET fica entre 8,1 a 6,1. A autora também relaciona a profundidade da lagoa da ETE Ronda com seu efeito indireto no pH, onde quanto maior a profundidade, mais compacta é a lagoa e menor é a quantidade de água onde ocorre a fotossíntese, fazendo com que ocorra reduza o consumo biológico de CO₂ acarretando em maiores valores de pH, comprovando que a lagoa possui dimensões suficientes para que ocorra uma diminuição do pH no efluente.

4.1.9 Fósforo Total (FT)

A tabela abaixo representa os valores médios de concentração de fósforo total apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 12 - Concentração de Fósforo Total e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	6,50	3,50	46,15
	2	5,10	3,40	33,33
Maio	3	3,28	3,86	-
	4	3,12	4,82	-
Junho	5	2,78	1,78	35,97
	6	5,82	3,50	39,86
Média		4,43 mg/L	3,48 mg/L	38,83%

Fonte: Autoria própria (2014).

O fósforo é caracterizado como um dos principais nutrientes para os processos biológicos, e é exigido em grandes quantidades pelas células biológicas, sendo assim é parâmetro imprescindível na caracterização de efluentes que se

pretende tratar por estes processos, porém em grandes quantidades podem causar o processo de eutrofização das águas (CETESB, 2014).

Os esgotos sanitários brasileiros apresentam concentração típica de fósforo total na faixa de 6 a 10 mg/L, e portanto não exercem efeito limitante sobre os tratamentos biológicos (CETESB, 2014). Através dessa avaliação, pode-se concluir que a concentração obtida de fósforo no efluente bruto, em torno de 4,43mg/L está abaixo dos limites usuais encontrados.

Essa média encontrada na concentração de fósforo no efluente bruto, caracteriza condição de esgoto fraco, segundo Metcalf & Eddy (1991), que delimita até 10 mg/L como fraco.

Em duas análises de fósforo, o valor do efluente foi maior que o afluente, acarretando em eficiências negativas que descrevem que o sistema concentrou o fósforo no sistema ao invés de tratá-lo.

Uma maneira de remover fósforo, é através da precipitação dos fosfatos em condições de elevado pH, acima de 8 (VON SPERLING, 1996). As faixas de pH obtidas na lagoa, se situaram entre 6,50 a 6,97, mostrando pH existente não foi suficiente para que ocorresse a remoção de fósforo.

As legislações não possuem valores definidos para este parâmetro, portanto com relação à remoção de fósforo, o sistema apresentou eficiência média, de 38,83%, o que é considerada baixa se compara com as eficiências de remoção dos outros parâmetros.

A CONAMA 430/2011 não estabelece valores máximos de fósforo para lançamento de efluentes. Já a CONAMA/ 357 estabelece um valor máximo de 0,15 mg/L de fósforo total em rios classificados como Classe 3. Se comparados os valores de legislação aos de concentração obtida no ET = 3,48 mg/L, pode-se dizer que esses altos valores podem vir a interferir no equilíbrio do Arroio, principalmente em relação a eutrofização do meio.

4.1.8 Surfactantes (SUR)

A tabela 13 representa os valores médios de SUR apresentados ao longo das coletas e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 13 - Concentração de SUR, desvio padrão e eficiência de remoção do tratamento

Mês	Coleta	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência do Tratamento
		mg/L	mg/L	%
Abril	1	11,3 ± 0,58	7,5 ± 0	33,63
	2	8,7 ± 0,50	7,3 ± 0	16,09
Maio	3	5,6 ± 0,58	7 ± 0,26	-
	4	5,33 ± 0,58	8,23 ± 0,12	54,41
Junho	5	4,57 ± 0,64	2,47 ± 0,21	45,95
	6	6,85 ± 0,33	9,23 ± 0,18	-
Média		7,06 mg/L	6,96 mg/L	37,52%

Fonte: Autoria própria (2014).

Em esgotos sanitários, usualmente a concentração de detergentes, responsáveis pela concentração de surfactantes fica em torno de 3 a 6 mg/L (CETESB, 2014). Já os resultados obtidos nesta pesquisa demonstra concentração média em torno de 7,06 mg/L no EB, mostrando que houve um excesso de surfactantes no efluente recebido pela ETE Ronda.

Eficiências de remoção não foram atribuídas para as coletas 3 e 6, já que é nítida divergências em relação as concentrações de entrada e saída do sistema, onde a entrada foi inferior a saída, indicando o acúmulo de surfactantes no interior do sistema, e por consequência arraste do mesmo devido à sua difícil degradação em sistemas anaeróbios.

Uma das prováveis justificativas para esses valores mais elevados encontrados no esgoto tratado em relação ao bruto, está relacionada ao horário de coleta. Segundo operadores da ETE Ronda, a maior concentração de surfactantes no esgoto bruto ocorre no período da tarde, onde esse parâmetro é mais elevado, devido ao maior uso do sistema no recolhimento de efluente proveniente de lavagens de roupas, calçadas, etc. Outro fator que deve ser considerado, é que o TRH nas lagoas é extenso, portanto, o efluente coletado na saída da lagoa no dia da coleta é o efluente proveniente de no mínimo 5 dias atrás conforme manual da SANEPAR, podendo variar com o aumento ou diminuição deste.

No trabalho realizado por Rodrigues (2010), observou-se a formação de espuma no ponto de lançamento do efluente ao arroio, proveniente da alta concentração média encontrada no ET = 8,90 mg/L. Já no estudo atual, embora a concentração média de ET = 6,96 mg/L tenha se mantido acima da usual

determinada pela CETESB (2014), não foi observada a formação de espuma durante o tratamento, nem mesmo no arroio. Esses dados nos mostram que tal parâmetro interfere diretamente no corpo receptor, já que se observa a nítida formação de espuma, que deverá realizar sua autodepuração para a eliminação de surfactantes.

Rodrigues (2010) também observou através das suas análises que o sistema vêm concentrando SUR de maneira considerável, tendo 1,19 mg/L para o esgoto bruto, contra 8,90 mg/L do esgoto tratado, não sendo possível atribuir nenhuma eficiência de remoção.

Outro problema que pode ser atribuído às altas concentrações de SUR, é que ela pode vir a alterar os processos biológicos de autodepuração existentes, já que a recalcitrância anaeróbia de LAS está relacionada com o potencial de inibição da digestão anaeróbia. Alguns estudos já evidenciaram que LAS inibe as reações de acetogênese e metanogênese presentes no meio, e ainda não se conhece a rota de degradação anaeróbia de LAS (Okada et al., 2009).

Quanto à legislação aplicada, a CONAMA 357/2005 estabelece somente o limite de substâncias tensoativas nos corpos hídricos, sendo o Arroio Ronda classificado como Classe 3 aceitando emissões com concentração de até 0,5 mg/L. Portanto quanto à concentração de surfactantes, o sistema da ETE Ronda não foi eficaz já que na saída apresentou concentrações entre 7,0 a 9,23 mg/L. A coleta 5 como comentada em parâmetros anteriores, também nos mostra uma situação divergente das demais apresentando concentração de 2,47 mg/L, que comprova que não só este como os outros parâmetros analisados são afetados pelas chuvas que ocasionam a diluição do efluente, e não estão relacionados à uma maior eficiência do sistema.

Essa ineficiência pode vir a acarretar uma aceleração da eutrofização no arroio, já que a maioria dos detergentes usualmente utilizados possuem fósforo em suas formulações, além de exercerem efeito tóxico sobre o corpo receptor.

Sugere-se ainda que sejam empregadas análises toxicológicas no efluente final a fim de garantir a sua qualidade e proteger o recurso hídrico, que é citada através do artigo 18 da CONAMA 357/2005, que denota:

Art. 18. O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com

os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§ 1º Os critérios de ecotoxicidade previstos no *caput* deste artigo devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

5 CONCLUSÃO

O sistema de tratamento de efluentes da ETE Ronda apresentou redução considerável dos parâmetros de SS, SST, DQO, DBO₅ e COT, alegando eficiência de tratamento e atendendo as legislações vigentes e aplicáveis a este tipo de esgoto.

A alta divergência de valores do presente estudo com o realizado na mesma estação em 2010 por Rainho pode ser atribuída ao aumento populacional da cidade de Ponta Grossa entre 2010 e 2014, que foram comprovados através de informações internas da própria SANEPAR.

Para os parâmetros de FT, N(NH₃) e SUR como não houve eficiência relevante e satisfatória ao longo das coletas, seu estudo se baseou em considerações levando em conta o impacto no Arroio Ronda. Para estes parâmetros, obteve-se concentrações finais médias de 3,48 mg/L, 27,87 mg/L e 6,96 mg/L respectivamente, comprovando que o sistema de tratamento é ineficaz nas remoções e que suas altas concentrações na saída do tratamento podem vir a afetar ainda mais o arroio.

Já os valores de pH se mantiveram na faixa de neutralidade e de acordo com as legislações vigentes.

Avalia-se necessário um estudo mais aprofundado do corpo receptor visando levantar a biota aquática e as consequências que os elevados teores dos parâmetros de surfactantes, nitrogênio amoniacal e fósforo total possam vir a acarretar à vida aquática no Arroio Ronda.

REFERÊNCIAS

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000,192p.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o Tratamento de Esgoto Sanitário. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, João Pessoa, 2001. **Anais...** Rio de Janeiro, ABES, 2001.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Indicadores de qualidade**: índice de qualidade das águas, 2014. Disponível em <http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndiceQA.aspx#_ftn7>. Acesso em 06 jan. 2014.

APHA, AWWA, WEF.; **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington, 1995.

_____. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington, 1998.

ARCHELA, E.; CARRARO, A.; FERNANDES, F.; BARROS, O. N. F.; ARCHELA, R. S. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, Londrina (PR), v. 12, n. 1, p. 517-526, jan./jun. 2003.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2ª Ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BARROS, R. T. V.; CASTRO, A. A.; CHERNICHARO, C. A. L.; VON SPERLING, E.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**: saneamento. 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRAGA, E. D. A. S.; AQUINO, M. D.; MALVEIRA, J. Q.; NETO, J. C.; ALEXANDRINO, C. D. Avaliação da biodegradabilidade das águas de lavagem provenientes da etapa de purificação do biodiesel produzido com óleo extraído das vísceras de tilápia. **REGA**, Porto Alegre (RS), v. 9, n. 2, p.35-45, jul./dez. 2012.

CONAMA. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 17 de março de 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 15 novembro. 2013a.

_____ **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Diário Oficial da União, 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 novembro. 2014a.

CAVALCANTI, F. F. P. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. de L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP, 2001. Cap. 3, p. 105-170.

_____ **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical region**. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 2003. Cap. 4, p. 45-84.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. Apêndice A. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2008. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em 05 jan. 2014.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguasinteriores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/carbono_organico_dissolvido_e_carbono_organico_total.pdf>. Acesso em 10 out. 2014.

_____ Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/surfactantes.pdf>. Acesso em 17 jan. 2014.

_____ Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/fosforo_total.pdf>. Acesso em 23 jun. 2014.

_____Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/demanda_bioquimica_de_oxigenio.pdf> . Acesso em 29 out, 2014.

_____Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/demanda_quimica_de_oxigenio.pdf>. Acesso em 15 nov. 2014.

_____Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/serie_de_nitrogenio.pdf>. Acesso em 01 nov. 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5).

CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. C. VAN; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Introdução. p.19-34. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB**, 2001. 544p.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 245 p.,1997.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Influência da alteração e da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB no tratando esgoto doméstico. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 159-166, abr./jun. 2009.

CURBELO, F. D. S. **Recuperação avançada de petróleo utilizando tensoativos**. 2006. 169 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2006.

DROUCHE, M. et al. A compact process for the treatment of olive mill wastewater by combining UF and UV/H₂O₂ techniques. *Desalination*, 169:81-88, 2004. Environmental Canada; Priority Substances List – Assessment Report – Ammonia in The Aquatic Environment – May 2000, Canadá, 2000.

FREITAS, M.B.; BRILHANTE, O.M.; ALMEIDA, L.M. Importância da análise de água

para a saúde pública em duas regiões do estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro (RJ), v. 17, n. 3, p. 651-60, 2001.

GAZETA DO POVO. Policia Federal classifica a SANEPAR como empresa de fachada. Disponível em <<http://www.gazetadopovo.com.br/vidaecidadania/conteudo.phtml?id=1299334&tit=Policia-Federal-classifica-Sanepar-como-empresa-de-fachada>>. Acesso em 15 dez. 2013.

GERBER, W. Mercado de tratamento de efluentes industriais no Brasil. **Consultoria Ecocell Ltda.** 2003.

GLEICK, P. H. **The world's water 2004-2005**: the biennial report on freshwater resources. 2. ed. Washington: Island Press, 2004.

GREEN-CT. **Sewage treatment plants**. Disponível em: <<http://www.green-ct.org/SEWAGE~1.htm>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

GONZALEZ, C. et al. **Validation procedure for existing and emerging screening methods**. **Trends in Analytical Chemistry**, 26 (4):315-322, 2007.

HAANDEL A. V.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos** - um manual para regiões de clima quente. Campina Grande; Guerreiro e Catunda, 1994.

IAP. Instituto Ambiental do Paraná. Disponível em <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Portaria_256_2011.pdf>. Acesso em 22 dez. 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Esgotamento sanitário, tabela 56**: Municípios, total e com rede coletora de esgoto, por existência e tipo de tratamento do esgoto coletado, segundo as Grandes Regiões e as Unidades d Federação. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/tabela_s_pdf/tab056.pdf>. Acesso em 04 jan. 2014.

IBGE. Departamento de População e Indicadores Sociais. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008**. Rio de Janeiro, 2008.

Instituto Trata Brasil. Disponível em <www.tratabrasil.org.br>. Acesso em 15 out.

2013.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

JÜRGENSEN, D.; RICHTER, C. A. Tratamento de esgotos por digestão anaeróbia: coagulação e flotação. SANARE, Curitiba, v.1, n.1, p. 19-20, jul./set. 1994.

LETTINGA, G; HULSHOFF POL L.W. Anaerobic wastewater treatment technology with emphasis to upflow anaerobic sludge bed (UASB) reactor Systems. In **INTERNACIONAL COURSE ON ANAEROBIC TREATMENT, 1995**, Wageningen. Trabalho apresentado em curso. Department of Water Pollution Control, Agricultural University of Wageningen, Bomenweg 17-28 jul. 1995. Cap. 03, p. 23-41.

LIMA, U. A. et al. **Biotecnologia Industrial**: processos fermentativos e enzimáticos. São Paulo: Edgard Blücher, 2001, vol. 3.

LIMBERGER, L.; CORRÊA, G. T. Diagnóstico ambiental do Ribeirão Lindóia (Londrina-PR): aspectos físico-químico e bacteriológico. **Revista Eletrônica AGB/TL**, Três Lagoas (MS), v. 2, p. 43-66, 2005.

LINS, G. A. **Impactos ambientais em estações de tratamento de esgotos (ETEs)**. 2010. 236 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em <<http://dissertacoes.poli.ufrj.br/dissertacoes/dissertpoli491.pdf>>. Acesso em 10 jan. 2014.

MARINOVIC, D. et al. **Purification of waters and elimination of organochloric insecticides by means of active coal**. J. Serb. Chem. Soc., 75 (4): 575-586, 2010.

McNEELY. R.N., NEIMANIS, V.P., DWYER. L. Water Quality Sourcebook. A Guide to Water Quality Parameters. Ottawa: Environment Canada, 1979. 90 p.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3 ed. New York, McGraw - Hill Book, 1991. 1334 p.

_____. **Wastewater engineering. treatment and reuse**. 4 ed. New York, McGraw - Hill Book, 2003. 1819 p.

MEYSTRE, Josué de A. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para**

tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira. 2007. 128f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia da Energia), Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur/_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf>. Acesso em 22 dez. 2013.

MORAES, S. F.; FERREIRA, O. M. **Tratamento anaeróbio: avaliação do conjunto reator e filtro biológico – Estudo de caso CEASA/GO.** Disponível em: <<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/TRATAMENTO%20ANAEER%C3%93BICO%20%20AVALIA%C3%87%C3%83O%20DO%20CONJUNTO%20REATOR%20E%20FILTRO%20BIOL%C3%93GICO.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

MORENO-CASILLAS, H. A.; COCKE, D. L.; GOMES, J. A.; MORKOVSKY, P.; MOUNTEER, Ann H. et al. **Avaliação ecotoxicológica de águas residuárias e seus respectivos corpos receptores.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2 a 7 de setembro de 2007.

NASCIMENTO, N. O; HELLER, L. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro (RJ), v. 10, n. 1, p. 36-48, 2005.

NAVAL, L. P; COUTO, T. C. **Remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas anaeróbios.** In: AIDIS Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Del Ambiente. 2005, Assunción. Avanzando hacia lós objetivos del milênio em el marco de la ingeneri sanitária ambiental. Congreso Regional. Disponível em <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/paraguay5/IIAS01.pdf>>. Acesso em 30 jun. 2014.

NITSCHKE, M; PASTORE, G. M. Biossurfactantes: propriedades e aplicações. **Química Nova**, Campinas (SP), v. 25, n. 5, p. 772-776, 2002.

OKADA, D. Y.; ESTEVES, A. D. S.; HIRASAWA, J. S.; ADORNO, M. A.; DUARTE, I. C.; VARESCHE, M. B. Degradação de alquilbenzeno linear sulfonado em reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente. In VI CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DA AUGM. 2009, São Carlos. **Anais...** São Carlos: USP-SP, 2009. p. 1-15. Disponível em <<http://www.ambiente-augm.ufscar.br/uploads/A2-042.pdf>>. Acesso em 10 set. 2014.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, Marcos. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2: Influência dos fatores de projeto e operação. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p.

358-368, out./dez. 2005b.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Water Sanitation Health: burden of disease and cost-effectiveness estimates**. 2004. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/burden/en/index.html>. Acesso em 04 jan. 2014.

PARANÁ. Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREHMA). Portaria n. 003, de 21 de março de 1991. Bacia Rio Tibagi. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Paraná, 21 mar. 1991, p. 1-2.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico**. 2004. 131f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
PROSAB. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. Disponível em <<http://www.finep.gov.br/prosab/UASB.swf>>. Acesso em 07 dez. 2013.

PONTES, P; CHERNICHARO, Carlos A. de L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa em reatores UASB tratando esgoto sanitário. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 223-234, abr./jun. 2009.

RAINHO, J. **Pós-tratamento de ETE composta por Ralf & Lagoa de Polimento, empregando reservatório profundo de estabilização, visando a fertirrigação: Estudo de caso**. 226f. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Departamento de Pós-Graduação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

REBOUÇAS, A. C. Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez. **Bahia Análise & Dados**, Salvador (BA), v. 13, n. especial, p. 341-345, 2003.

RIBEIRO, W. C. **Geografia política da água**. São Paulo: Annablume, 2008.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 1. ed. Porto Alegre: Bookman, 2004.

RODRIGUES, M. X. **Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto urbano da ETE – Rio Verde localizada na cidade de Ponta Grossa – PR**. 2010. 52f. Monografia (Especialização em Processos Biotecnológicos), Departamento de Pós-Graduação, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2010.

ROSEN, M. J.; KUNJAPPU, J. T. **Surfactants and interfacial phenomena**. 4. ed. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2012.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), 2012. Disponível em <<http://site.sanepar.com.br/a-sanepar/sanepar-em-numeros>>. Acesso em 05 jan. 2014.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), 2013. Dados internos.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), 2014. Dados internos.

SANEPAR, (Companhia de Saneamento do Paraná), 2014. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/a-sanepar/memoria>>. Acesso em 05 jan. 2014.

_____ Disponível em <<http://site.sanepar.com.br/a-sanepar/servicos/esgoto>> . Acesso em 01 nov. 2014.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná). Operação de Estação de Tratamento de Esgoto, Tratamento biológico anaeróbio; **Manual de Treinamento**. Curitiba, 2005.

SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do Desempenho de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo no Tratamento de Efluentes da Suinocultura. Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal, v. 4, p. 005-023, jan/jun 2007.

SECOMAM. **Equipamento Pastel UV**. Disponível em: <www.secomam.fr/detail_article.php?id_article=7>. Acesso em 25 jul. 2014.

SEMA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº. 021/09 – SEMA**. Disponível em: <www.iap.pr.gov.br/.../RESOLUCAO_SEMA_21_2009_LICENCIAMENTO_PADROES_AMBIENTAIS_SANEAMENTO.pdf>. Acesso em 18 nov. 2013.

SUREHMA. Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Bacia do Rio Tibagi. PORTARIA SUREHMA N°003/91 DE 21 DE MARÇO DE 1991. Disponível em <<http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/enquadramento-b-tibagi.pdf>>. Acesso em 20 set. 2014.

SILVA, A. L. **Variabilidade dos componentes do balanço hídrico**: um estudo de caso em uma cultura do cafeeiro (*Coffea arabica* L.) no Brasil. 73 f. Tese (Doutorado em Agronomia, área de concentração: Irrigação e Drenagem). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVA, M. E. R. et al. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 28, n. 2, p. 178-190, dez. 2007.

SILVEIRA, C et al. **Impacto do nitrogênio liberado pela ETE do município de Medianeira na qualidade das águas do Rio Alegria**. Disponível em: <www.sbqsul.furg.br/cdrom/submissoes/QI827.pdf>. Acesso em 15 ago. 2014.

TAFFAREL, S. R.; GOMES, C. S.; RUBIO, J. Remoção de surfactante aniônico de soluções aquosas por organo-zeólita. In: XVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA. 2010, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS-RS, 2010. p. 1903-1912. Disponível em <http://www.ufrgs.br/ltm/attachments/380_COBEQ%20Surfactante.pdf>. Acesso em 14 jan. 2014.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos avançados**, São Paulo (SP), v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

TUCCI, C. E.M.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. de M. C. A gestão da água no Brasil: uma primeira avaliação da situação atual e das perspectivas para 2025. **Brasília: Agência Nacional da Água**, 2000.

U.S.EPA. **Planning and evaluation**: Benefits and feasibility of effluent trading between point sources: An analysis in support of clean water act reauthorization. Washington, Office of Water and Office Police, 1992.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 240 p., 1995.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. London UK: IWA Publishing e Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005, v.1, 810 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2009. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

YANEZ, F. **Lagunas de estabilización**. Lima, PERU: Ed. CEPIS, 1993. 379 p.

ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The Role of Anaerobic Digestion of Domestic Sewage in Closing The Water and Nutrient Cycle at Community Level. **Water Science Technologic**, v. 39, n. 5, p. 187- 194, 1999.

ANEXOS

ANEXO A – ETE Ronda: Valores médios das concentrações dos padrões físico-químicos analisados

Efluente Bruto									
Coleta	Vazão	pH	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	COT (mg/L)	NO ³⁻ (mg/L)	SUR (mg/L)	Fósforo (mg/L)
07/04	84,80	7,26	348,30	745,00	175,30	195,30	< 0,5	11,30	6,50
21/04	88,60	7,08	365,20	722,00	183,10	177,00	< 0,5	8,70	5,10
07/05	86,00	7,11	386,70	840,00	174,00	206,70	< 0,5	5,60	3,28
21/05	67,80	7,15	243,33	421,00	53,20	96,10	< 0,5	5,33	3,12
07/06	140,20	6,94	245,33	326,67	123,67	115,67	< 0,5	4,57	2,78
25/06	76,00	7,05	349,60	611,20	166,33	188,33	< 0,5	6,85	5,82
Média	90,57	7,10	323,08	610,98	145,93	163,18	< 0,5	7,06	4,43

Efluente Tratado									
Coleta	Vazão	pH	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	COT (mg/L)	NO ³⁻ (mg/L)	SUR (mg/L)	Fósforo (mg/L)
07/04	84,80	6,50	97,30	184,00	76,00	55,70	< 0,5	7,50	3,50
21/04	88,60	6,95	56,30	145,00	72,30	45,30	< 0,5	7,30	3,40
07/05	86,00	6,97	68,70	150,00	79,33	63,00	< 0,5	7,00	3,86
21/05	67,80	6,89	119,67	155,33	35,00	26,00	< 0,5	8,23	4,82
07/06	140,20	6,80	50,33	115,67	32,50	32,33	< 0,5	2,47	1,78
25/06	76,00	6,87	72,46	161,22	49,60	39,12	< 0,5	9,23	3,50
Média	90,57	6,83	77,46	151,87	57,46	43,58	< 0,5	6,96	3,48