

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
APLICADA E SUSTENTABILIDADE – CAMPUS RIO VERDE

ANÁLISE COMPARATIVA DO TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO E CUSTO-BENEFÍCIO DA TECNOLOGIA DO
LODO GRANULAR AERÓBIO EM RELAÇÃO AO SISTEMA
DE UASB SEGUIDO DE LODOS ATIVADOS

Autor: Pedro Henrique Gobbo
Orientador: Prof. Dr. Igor Cardoso Pescara
Coorientador: Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro

RIO VERDE-GO
Setembro - 2019

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
APLICADA E SUSTENTABILIDADE – CAMPUS RIO VERDE

ANÁLISE COMPARATIVA DO TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO E CUSTO-BENEFÍCIO DA TECNOLOGIA DO
LODO GRANULAR AERÓBIO EM RELAÇÃO AO SISTEMA
DE UASB SEGUIDO DE LODOS ATIVADOS

Autor: Pedro Henrique Gobbo
Orientador: Prof. Dr. Igor Cardoso Pescara
Coorientador: Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Rio Verde - Área de concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade

RIO VERDE-GO
Setembro - 2019

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

GG574a Gobbo, Pedro Henrique
Análise comparativa do tratamento de esgoto doméstico e custo-benefício da tecnologia do lodo granular aeróbio em relação ao sistema de UASB seguido de lodos ativados / Pedro Henrique Gobbo; orientador Igor Cardoso Pescara ; co-orientador Carlos Frederico de Souza Castro. -- Rio Verde, 2019.
94 p.

Dissertação (em Mestrado em engenharia aplicada e sustentabilidade) -- Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2019.

1. Tratamento de esgoto. 2. UASB seguido de lodos ativados. 3. Tecnologia granular aeróbia. I. Pescara, Igor Cardoso, orient. II. Castro, Carlos Frederico de Souza, co-orient. III. Título.



INSTITUTO FEDERAL
Goiano

Repositório Institucional do IF Goiano - RIIF Goiano
Sistema Integrado de Bibliotecas

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese | <input type="checkbox"/> Artigo Científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia - Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional | Tipo: |

Nome Completo do Autor: Pedro Henrique Gobbo

Matrícula: 2017202331440080

Título do Trabalho: análise comparativa do tratamento de esgoto doméstico e custo-benefício da tecnologia do lodo granular aeróbio em relação ao sistema de UASB seguido de lodos ativados

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 27/11/2019

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não
O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais incluídos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

RIO VERDE 18/11/19
Local Data

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

Assinatura do(a) orientador(a)


INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE
DIRETORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO, PESQUISA E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA E
SUSTENTABILIDADE


ANÁLISE COMPARATIVA DO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO E CUSTO-BENEFÍCIO DA
TECNOLOGIA DE LODO GRANULAR AERÓBIO EM
RELAÇÃO AO SISTEMA DE UASB SEGUIDO DE LODOS
ATIVADOS


Autor: Pedro Henrique Gobbo
Orientador: Igor Cardoso Pescara

TITULAÇÃO: Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade –
Área de concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

APROVADA em 26 de setembro de 2019.


Prof. Dr. Bruno Botelho Saleh
Avaliador interno
IF Goiano / Rio Verde


Prof.^a Dr.^a Rúbia Cristina Arantes
Marques
Avaliadora externa
IF Goiano / Rio Verde


Prof. Dr. Igor Cardoso Pescara
Presidente da Banca
IFPR / Curitiba

DEDICATÓRIA

*A Regina Antônia Bellussi Gobbo e
Marcos Afonso Gobbo, que sempre me
mostraram o estudo como um caminho a ser
trilhado e me incentivam constantemente em
minhas conquistas.*

*A Ana Carolina Gobbo,
por sempre me ouvir, apoiar e aconselhar nos
momentos de decisões e dificuldades.*

*A Rogério Nogueira Porto,
pela paciência em cada dia e apoio
em cada momento difícil.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela dádiva da vida e saúde para enfrentar os desafios e conquistar os objetivos traçados.

Ao meu orientador Igor Cardoso Pescara, pela compreensão e sintonia para realização deste trabalho dentro das demais atribuições e mudanças ocorridas no período...

À BRK Ambiental, pela liberação para assistir às aulas, incentivo e apoio ao longo de todo o trabalho e pelo intercâmbio tecnológico na Holanda, com vistas a aprimorar o conhecimento do assunto estudado nesta pesquisa, destacando os meus líderes Marcos Henrique de Souza Filho e Thadeu Antonio Almeida de Oliveira Pinto, que não mediram esforços para que eu conseguisse desenvolver este trabalho em meio às demais atribuições na empresa.

Ao coordenador de operações da BRK Ambiental da unidade de Rio Claro, Vagner Pancini, que desde o início apoiou com todo o tipo de informação, coleta e análise de dados, fundamentais a este trabalho

A toda a equipe da Royal HaskoningDHV, que me recebeu de portas abertas em Amersfoort, Holanda, contribuindo de forma significativa para ganho de conhecimento, e apoiou no trabalho.

Ao Instituto Federal Goiano, pela oportunidade de realizar esta pesquisa e possibilitar mais conhecimento na minha área de atuação.

Agradeço às minhas colegas de mestrado Luciane e Clarissa, que sempre estavam presentes nas maiores dificuldades,

E agradeço a todas as pessoas que, de algum modo, fizeram ou fazem parte da minha vida, agradeço a todas elas de coração.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Pedro Henrique Gobbo, filho de Marcos Afonso Gobbo e Regina Antonia Bellussi Gobbo, nasceu na cidade de Laranjal Paulista, interior do estado de São Paulo, em 19 de junho de 1987. Cresceu e fez o ensino médio na cidade de São Paulo

Em julho de 2004, concluiu o Curso Técnico de Edificações na Escola Técnica Estadual de São Paulo - ETESP.

Em março de 2005, mudou-se para a cidade de São Carlos, interior do estado de São Paulo, para cursar graduação em Engenharia Civil, na Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR, onde se graduou em dezembro de 2009. Durante a graduação, foi bolsista da FAPESP por dois anos consecutivos, tendo desenvolvido duas pesquisas de iniciação científica, intituladas: *O processo de implantação do Selo ABCIC para os pré-fabricados de concreto* e *Aplicação da Lean Construction na indústria de pré-fabricados de concreto como estratégia de certificação*.

Em julho de 2010, entrou como engenheiro na empresa BRK Ambiental, através do processo de *Trainee*, atuando na operação do sistema de esgotamento sanitário do município de Mauá, onde ficou por três anos e dois meses. Em 2013, mudou-se para a cidade de Jataí, interior do estado de Goiás, para assumir a função de coordenador de operação da unidade da BRK Ambiental no município, ficando responsável pela gestão da operação do sistema público de esgotamento sanitário.

Em 2014, fez a pós-graduação *Master in Business Administration* – MBA em Gestão Empresarial, na Fundação Getúlio Vargas, concluída em 2016.

Em setembro de 2017, ingressou na pós-graduação *stricto sensu* em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus de Rio Verde - GO, tendo defendido a dissertação em setembro de 2019 para a obtenção do diploma de Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

ÍNDICE DE GERAL

	Página
ÍNDICE DE GERAL	V
ÍNDICE DE TABELAS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IX
LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES	XI
RESUMO	X
1. INTRODUÇÃO GERAL	17
1.1. COMPOSIÇÃO DOS ESGOTOS	19
1.2. PROCESSOS DE REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	20
1.3. ETAPAS DE REMOÇÃO DO NITROGÊNIO	21
1.4. ETAPAS DE REMOÇÃO DO FÓSFORO	22
1.5. NÍVEIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO	23
1.6. SISTEMA DE LODOS ATIVADOS	25
<i>1.6.1. Caracterização do sistema de lodos ativados</i>	<i>25</i>
<i>1.6.2. Valores típicos de projeto e parâmetros de acompanhamento operacional do sistema de lodos ativados.</i>	<i>26</i>
<i>1.6.3. Nitrificação / desnitrificação e remoção de fósforo em sistemas de lodos ativados</i>	<i>30</i>
1.7. SISTEMA DE UASB, SEGUIDO DE LODOS ATIVADOS	32
1.8. SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS COM FLUXO INTERMITENTE	34
1.9. TECNOLOGIA GRANULAR AERÓBIA.....	36
1.10. ANÁLISE E SELEÇÃO DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO	41
<i>1.10.1. Avaliação econômica pelo método do Valor Presente Líquido – VPL.....</i>	<i>44</i>
2. OBJETIVOS.....	45
2.1. OBJETIVO GERAL.....	45
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	45
3. METODOLOGIA	46
3.1. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DA TECNOLOGIA GRANULAR AERÓBIA	46

3.1.1.	<i>Caracterização da ETE Jardim Novo e ETE Conduta.....</i>	49
3.1.2.	<i>Acompanhamento do período de Startup ETE Jardim Novo</i>	54
3.1.3.	<i>Caracterização do efluente bruto das ETEs Jardim Novo e Conduta.....</i>	57
3.1.4.	<i>Qualidade do efluente tratado das ETEs Jardim Novo e Conduta.....</i>	59
3.1.5.	<i>Levantamento das variáveis econômicas.....</i>	62
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	64
4.1.	ESGOTO BRUTO AFLUENTE	64
4.2.	STARTUP ETE JARDIM NOVO.....	68
4.3.	COMPARATIVO DA QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO.....	73
4.4.	ANÁLISE ECONÔMICA COMPARATIVA	80
5.	CONCLUSÃO GERAL	86
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 1 – Porcentagem de remoção de poluentes, em função do nível de tratamento utilizado.....	25
Tabela 2 – Relação entre IVL e sedimentabilidade do lodo.....	30
Tabela 3 – Controles de projeto e operacionais para cada etapa do processo.....	39
Tabela 4 – Variáveis definidas para avaliar o comportamento da tecnologia granular aeróbia para tratamento do esgoto doméstico	46
Tabela 5 – Estruturas projetadas para a ETE Jardim Novo nos sistemas de UASB, seguido de lodos ativados e tecnologia granular aeróbia.....	49
Tabela 6 – Vazões e unidades previstas para a ETE Conduta.....	52
Tabela 7 – Etapas e parâmetros operacionais do período de startup da ETE Jardim Novo (Royal Haskoning DHV, 2011).....	55
Tabela 8 – Parâmetros de projeto e legislativos para o efluente tratado e qualidade do corpo receptor.....	60
Tabela 9 – Teste estatístico para determinação do grau de confiança, considerando o número de amostras por parâmetro. Elaborado pelo autor.....	65
Tabela 10 – Teste estatístico para determinação do grau de confiança, considerando o número de amostras por parâmetro do efluente bruto da ETE Jardim Novo. Elaborado pelo autor	66
Tabela 11 – Teste estatístico de hipótese nula para verificar a semelhança do esgoto bruto das ETE Conduta e Jardim Novo.....	67
Tabela 12 – Correlações entre parâmetros do esgoto afluente das ETEs Conduta e Jardim Novo.....	68
Tabela 13 – Verificação do número e grau de confiança das amostras de efluente tratado da ETE Jardim Novo.....	73
Tabela 14 – Verificação do número e grau de confiança das amostras de efluente tratado da ETE Conduta.....	74
Tabela 15 – Aplicação do teste de hipótese nos parâmetros de DBO, FT, pH e SST do efluente tratado das ETEs Jardim Novo e Conduta.....	75
Tabela 16 – Aplicação do teste de hipótese nos parâmetros de NT, NTK, NH ₄ -N, NO ₃ -N e NO ₂ -N do efluente tratado das ETEs Jardim Novo e Conduta	77
Tabela 17 – Custos operacionais unitários, por volume de esgoto tratado nas ETEs Jardim Novo e Conduta	81

Tabela 18 – Custos operacionais unitários, por volume de esgoto tratado nas ETEs Jardim Novo e Conduto, considerando aplicação de cloreto férrico nesta última para atingir concentração de 1mg.L^{-1} de fósforo total no efluente tratado.	82
Tabela 19 – Determinação do VPL para o sistema granular aeróbio e UASB, seguido de lodos ativados	84

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1 – Esquema do processo de lodos ativados (NETO, 2014)	26
Figura 2 – Arranjo do sistema de lodos ativados com câmara anóxica para remoção de nitrogênio (FERRAZ, 2014).....	31
Figura 3 – Esquema interno de um reator UABS (CRUZ, 2013).....	33
Figura 4 – Esquema de sistema composto por UASB, seguido de lodos ativados, com remoção de nitrogênio, adaptado de Ferraz (2014).	34
Figura 5 – Princípio de funcionamento de um Reator por Batelada Sequencial (COSTA, 2005).	35
Figura 6 – Estrutura do floco de lodos ativados (esquerda) e grânulo aeróbio (direita) (DE KREUK, 2008).	37
Figura 7 – Foto microscópica dos flocos de lodos ativados (esquerda) e grânulo aeróbio (direita) (KELLER & GIESEN, 2010).....	37
Figura 8 – Ciclo NEREDA. Adaptado de Bates (2017).	39
Figura 9 – Localização do município de Rio Claro/SP. Fonte: Wikipédia (2019).....	48
Figura 10 – Localização e bacias de contribuição ETE Conduta (Bacias 08, 09, 10, 13 e 14) e ETE Jardim Novo (Bacias 06, 07 e 11). Fonte o autor.	48
Figura 11 –Concepção inicial de projeto da ETE Jardim Novo no sistema de UASB, seguido de lodos ativados. Fonte do autor.	50
Figura 12 –Concepção atual da ETE Jardim Novo no sistema granular aeróbio. Fonte o autor	50
Figura 13 –Concepção atual e unidades futuras da ETE Conduta. Fonte do autor.	54
Figura 14 – Teste de normalidade para DBO – ETE Conduta. (Elaborado pelo autor)	64
Figura 15 – Teste de normalidade para DQO – ETE Conduta. (Elaborado pelo autor)	64
Figura 16 – Teste de normalidade para NTK – ETE Conduta. (Elaborado pelo autor)	64
Figura 17 – Teste de normalidade para FT – ETE Conduta. (Elaborado pelo autor).....	64
Figura 18 – Teste de normalidade para DBO – ETE Jardim Novo. (Elaborado pelo autor)	65
Figura 19 – Teste de normalidade para DQO – ETE Jardim Novo. (Elaborado pelo autor)	65
Figura 20 – Teste de normalidade para NTK – ETE Jardim Novo. (Elaborado pelo autor).....	66
Figura 21 – Teste de normalidade para FT– ETE Jardim Novo. (Elaborado pelo autor)....	66
Figura 22 – Concentração da biomassa na ETE Jardim Novo ao longo do tempo.	69

Figura 23 – Granulação média dos reatores granulares aeróbios da ETE Jardim Novo ao longo do tempo.	69
Figura 24 – IVL_5 e IVL_{30} nos reatores da ETE Jardim Novo ao longo do período do estudo.	70
Figura 25. Concentrações de DBO no efluente tratado da ETE Jardim Novo nas etapas 01 e 02.....	71
Figura 26. Concentrações de FT no efluente tratado da ETE Jardim Novo nas etapas 01 e 02.....	71
Figura 27. Concentrações de NTK no efluente tratado da ETE Jardim Novo nas etapas 01 e 02.....	72
Figura 28. Concentrações de NH_4-N no efluente tratado da ETE Jardim Novo nas etapas 01 e 02.....	72

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES

Símbolo/ Sigla	Significado	Unidade de Medida
%	Porcentagem	-
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L-1
DQO	Demanda Química de Oxigênio	mg.L-1
FT	Fósforo Total	mg.L-1
IGP-M	Índice Geral de Preços do Mercado	%
INCC	Índice Nacional do Custo da Construção	%
IPCA	Índice de Preços ao Consumidor Amplo	%
NH4N	Nitrogênio Amoniacal	mg.L-1
NO2N	Nitrogênio como nitrito	mg.L-1
NO3N	Nitrogênio como nitrato	mg.L-1
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L-1
PHB	Poli-hidroxibutirato	-
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i>	-
SST	Sólidos em Suspensão Totais	mg.L-1
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis	mg.L-1
SSVTA	Sólidos em Suspensão Voláteis no Tanque de Aeração	mg.L-1
TMA	Taxa Mínima de Atratividade	%
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>	-
VPL	Valor Presente Líquido	-

RESUMO

GOBBO, PEDRO HENRIQUE. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano- Campus Rio Verde, setembro de 2019. **Análise comparativa do tratamento de esgoto doméstico e custo-benefício da tecnologia de lodo granular aeróbio em relação ao sistema de UASB, seguido de lodos ativados.** Orientador: Dr. Igor Cardoso Pescara. Coorientador: Dr. Carlos Frederico de Souza Castro.

Muito se debate, hoje em dia, sobre os baixos índices de atendimento da população brasileira com tratamento de seu esgoto doméstico, que beiram 45%. Um dos fatores que comprometem o avanço deste índice é o investimento necessário para construção e operação de estações de tratamento com sistemas eficientes, no que diz respeito à remoção de matéria orgânica e nutrientes. Na década de 90, a empresa Holandesa *Royal-HaskoningDHV* iniciou, em conjunto com a Universidade de Delft, o desenvolvimento da tecnologia granular aeróbia, a qual já foi implantada em 17 países do mundo, como Reino Unido, Irlanda, Holanda, Portugal, África do Sul, entre outros, com 71 projetos de estações, sendo mais de 30 em operação. No Brasil, a tecnologia foi trazida pela BRK Ambiental em 2016 como alternativa aos sistemas convencionais de lodos ativados. Neste estudo, as vantagens da adoção desta tecnologia para tratamento do esgoto doméstico dentro do cenário brasileiro foram avaliadas por meio de um estudo comparativo com sistema de UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), seguido de lodos ativados. Foram utilizadas estações de tratamento em escala real, situadas no município de Rio Claro, estado de São Paulo. Os resultados mostraram que, em onze meses, a partir do início da operação da estação que adotou a tecnologia granular aeróbia, 54% dos grânulos aeróbios formados em seus reatores estavam com diâmetros superiores a 0,2 mm, o que permitiu que as concentrações de fósforo total e nitrogênio total obtidas nas análises do efluente tratado desta estação fossem 41% e 64,7% inferiores, respectivamente, às concentrações encontradas no efluente tratado da

estação operante no sistema de UASB, seguido de lodos ativados. A análise comparativa econômica, que considerou custos unitários operacionais e de construção de cada sistema, evidenciou acréscimo de U\$ 4,16 milhões no Valor Presente Líquido do projeto de trinta anos que adotasse a tecnologia granular aeróbia, mostrando que, dentro do cenário brasileiro, esta tecnologia pode encontrar seu espaço para tratamento do esgoto doméstico.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de esgoto, UASB, seguido de lodos ativados, Tecnologia Granular Aeróbia

ABSTRACT

GOBBO, PEDRO HENRIQUE. Federal Institute of Education, Science and Technology Goiano - Rio Verde Campus, September 2019. **Comparative analysis of domestic wastewater treatment and cost-benefit of aerobic granular sludge technology in relation to UASB system followed by activated sludge.** Advisor: Dr. Igor Cardoso Pescara. Co-advisor: Dr. Carlos Frederico de Souza Castro.

Nowadays, the low rates of the Brazilian population served with domestic sewage treatment systems are being hotly debated. The current number is 45%. One of the causes that compromises the progress of this index is the investment required for the construction and operation of efficient treatment plants about concerning the removal of organic matter and nutrients. In the 1990s, the Dutch company Royal-HaskoningDHV began jointly with the University of Delft the development of aerobic granular technology, which has already been deployed in 17 countries worldwide, such as the United Kingdom, Ireland, the Netherlands, Portugal, and South Africa, with 71 plant projects, 30 of them in operation. In Brazil, the technology was brought by BRK Ambiental in 2016, as an alternative to conventional activated sludge systems. In this study, the advantages of adopting this technology for the treatment of domestic sewage within the Brazilian scenario were evaluated through a comparative study with the UASB system followed by activated sludge. It was used full-scale treatment plants located within the municipality of Rio Claro, in the state of São Paulo. The results showed that after eleven months from the startup period, the plant that adopted the aerobic granular technology, presented 54% of the aerobic granules formed in its reactors with diameters greater than 0.2 mm, which allowed total phosphorus and total nitrogen concentrations in the treated effluent to be 41% and 64,7% lower, respectively, than the concentrations found in the treated effluent of the UASB system followed by activated sludge plant. The comparative economic analysis, which considered unit operating and construction costs of each plant, showed an increase of US\$ 4,16 million in the Net Present Value of a 30 years project that adopted the aerobic granular technology, showing that within the Brazilian scenario, aerobic granular technology can find its space for domestic sewage treatment.

KEYWORDS: Basic sanitation, environmental degradation, preservation of water resources.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Por décadas se debate sobre o saneamento básico no Brasil. Este assunto se tornou prioridade em função dos baixos índices de atendimento e vem sendo discutido com bastante ênfase por parte do governo federal. De acordo com o Instituto Trata Brasil (2017), apenas 51,9% da população brasileira, o equivalente a 105 milhões de pessoas, tem acesso a um sistema de coleta de esgoto. Apenas 44,92% da população tem esgoto tratado, representando o número significativo de 119 milhões de brasileiros. Estes dados podem ser interpretados como reflexo dos baixos investimentos no setor nos últimos anos.

A principal causa dos baixos índices de atendimento com coleta e tratamento de esgoto no Brasil se dá pelo alto investimento necessário para a realização das obras. O Instituto Trata Brasil (2016) estima que o valor necessário para que toda a população brasileira tenha acesso a um sistema de saneamento básico seja da ordem de 300 bilhões de reais. Em termos comparativos, este investimento corresponderia a, aproximadamente, 17% do PIB do Brasil em 2018.

De acordo com o Atlas Esgoto, publicado em 2013 pela ANA - Agência Nacional das Águas, dos 5.570 municípios brasileiros que contribuíram com informações referentes a seus processos de tratamento de esgoto, apenas 1.291 afirmaram ter estações de tratamento de esgoto com sistemas capazes de remover a matéria orgânica com eficiência igual ou superior a 80%, o que equivale a 23,2% do total de municípios.

Com relação à remoção de nutrientes, em destaque para nitrogênio e fósforo, apenas 528 municípios, o que equivale a 9,5%, afirmaram remover ou prever sua remoção simultânea. Isto quer dizer que grande parte das estações de tratamento de esgoto dos municípios brasileiros apresenta dificuldade em atender os parâmetros de legislação.

Cabe ressaltar que o lançamento de esgoto em corpos d'água sem prévio tratamento adequado ocasiona a degradação dos recursos hídricos, os quais estão cada vez mais deteriorados. Neste contexto, percebe-se a necessidade imediata de identificar sistemas de tratamento de esgoto com tecnologias mais sofisticadas que as convencionalmente

utilizadas, que possam ser implantadas para satisfazer as condições técnicas da legislação vigente, garantir a preservação dos recursos naturais e, ao mesmo tempo, ser viável do ponto de vista econômico.

Atualmente, em âmbito nacional, a Resolução CONAMA nº 430/2011 traça as diretrizes nacionais para preservação dos recursos hídricos, dispositivo legal que complementa a Resolução CONAMA nº 357/2005. Nesta resolução, são impostos parâmetros de qualidade para os efluentes das estações de tratamento de esgoto. Entretanto, cada estado também pode adotar seus próprios decretos para definir os parâmetros de lançamento.

A lei federal nº 11.445/2007 dispõe sobre as diretrizes nacionais e a política federal para o setor e estipula que é de responsabilidade municipal elaborar o Plano Municipal de Saneamento Básico, que estabelece as medidas de políticas públicas de saneamento básico, que compreendem o programa de investimentos para garantir a universalização da coleta e tratamento do esgoto no município, entre outros.

Para estimular os municípios a criar o plano, foi publicado o Decreto nº 9.254/2017, que determina que, a partir de 31 de dezembro de 2019, o acesso a recursos da união, quando destinados a serviços de saneamento básico, estará condicionado à existência de um plano de saneamento. Diante disso, são esperados grandes investimentos em saneamento para os próximos anos.

Os grandes impasses para a adoção de sistemas de tratamento de esgoto que garantam eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes, entre eles os compostos nitrogenados e fosfatados, são os elevados custos de construção das estações de tratamento e de suas operações, que, em sua maioria, exigem grandes estruturas e envolvem processos operacionais complexos.

A necessidade de solucionar essa demanda faz com que muitas empresas de tecnologia desenvolvam e apresentem ao mercado novas soluções de tratamento de esgoto que possam atender os padrões de eficiência regulamentados e, ao mesmo tempo, ser economicamente viáveis.

Na década de 90, a empresa Holandesa *Royal-HaskoningDHV* iniciou, em conjunto com a Universidade de Delft, uma série de pesquisas referentes à utilização de grânulos aeróbios dentro de reatores de batelada sequencial para tratamento de esgoto. Patentada pela empresa como NEREDA[®], a tecnologia permite a utilização de grânulos aeróbios dentro de reatores e teve sua primeira planta em escala real construída em 2005 para tratamento de esgoto industrial e em 2009 para tratamento municipal de esgoto doméstico. Desde então, a

tecnologia já foi implantada em 17 países do mundo, como Reino Unido, Irlanda, Holanda, Portugal, África do Sul, entre outros, com 71 projetos de estações, sendo mais de 30 em operação. No Brasil, a tecnologia foi trazida pela BRK Ambiental em 2016 como alternativa aos sistemas convencionais de lodos ativados, tendo atualmente duas estações com este sistema.

Nesta pesquisa, foi investigado o custo-benefício da tecnologia NEREDA® quando comparada a um sistema de UASB, seguido de lodos ativados, para tratar efluente doméstico com as mesmas características e com a mesma janela operacional de projeto, considerando o cenário brasileiro e as legislações ambientais vigentes. Este estudo poderá contribuir para tomadas de decisões no planejamento de novas estações de tratamento de esgoto ou na adequação daquelas já existentes.

1.1. Composição dos esgotos

Estudo desenvolvido por Jordão e Pessôa (2005) classifica os esgotos em dois principais grupos: sanitários e os industriais. Estes últimos, extremamente diversos em função da tipologia da indústria geradora, provêm da utilização da água para fins industriais e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado.

Já os esgotos sanitários são constituídos basicamente por despejos domésticos, alguma parcela de água pluvial e de infiltração e, eventualmente, de uma parcela não significativa de efluentes industriais, tendo uma característica bem definida.

Os esgotos domésticos provêm principalmente das residências, edifícios comerciais e outras instalações que têm banheiros, lavanderias, cozinhas ou outros dispositivos que utilizem água para fins domésticos. Essencialmente, são compostos pela água de banhos, fezes, urina, restos de comida, detergentes e águas de lavagem.

A matéria sólida presente no esgoto doméstico, apesar de corresponder a, aproximadamente, 0,1% de sua constituição, sendo os demais 99,9% água, é a característica física de maior importância, uma vez que sua remoção é feita por uma série de operações nos sistemas de tratamento (JORDÃO E PESSÔA, 2005). As diferentes tipologias de tratamento existentes são responsáveis, cada uma dentro de suas limitações e janelas operacionais de projeto, por garantir a remoção desta matéria sólida.

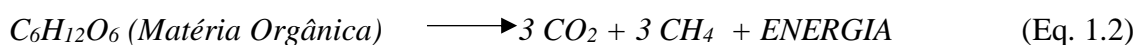
De acordo com as características químicas do esgoto, os sólidos presentes podem ser classificados em orgânicos ou inorgânicos, sendo os primeiros compostos por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%) e lipídios (8 a 12%) (VON SPERLING, 2007),

representando mais de 70% dos sólidos presentes no esgoto doméstico. Já os inorgânicos são basicamente constituídos por areia e substâncias minerais dissolvidas.

1.2. Processos de remoção da matéria orgânica

Nos sistemas de tratamento, parte da matéria orgânica pode ser removida por processo físico, que ocorre por meio de decantação ou flotação. A parte dissolvida é removida pela ação de microrganismos, que fazem a decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). Este processo pode ocorrer com ou sem a presença de oxigênio no meio. No primeiro caso, o processo é denominado de aeróbio, sendo feito por microrganismos que utilizam oxigênio no processo; no segundo, é denominado de anaeróbio, sendo feito por microrganismos capazes de metabolizar a matéria orgânica sem a utilização do oxigênio no meio.

A seguir, estão apresentadas as equações de decomposição da matéria orgânica pelos processos aeróbio (Equação 1.1) e anaeróbio (Equação 1.2), utilizando a glicose como exemplo de matéria orgânica (VON SPERLING, 2007).



Um estudo anterior indica que um sistema de tratamento anaeróbio é capaz de remover de 60 a 75% da matéria orgânica do esgoto bruto, enquanto processos aeróbios podem atingir números mais elevados, dependendo da quantidade de aeração aplicada. Além disso, na decomposição anaeróbia, ocorre a formação do gás metano e sulfídrico, que precisam ser posteriormente tratados (VON SPERLING, 2005).

Nos sistemas de tratamento, o processo aeróbio é garantido pela injeção de ar no sistema, com a utilização de sopradores e difusores. O sistema anaeróbio geralmente é utilizado precedendo o sistema aeróbio, de forma a remover a maior parte da matéria orgânica sem necessidade de injeção de ar no sistema para que seu efluente seja depurado nas etapas subsequentes. Isto será explorado com mais detalhes no item 1.5.

O parâmetro mais usual para determinar a quantidade de matéria orgânica no esgoto é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), também utilizada como parâmetro de dimensionamento dos sistemas de tratamento. Medida indireta, representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente em uma

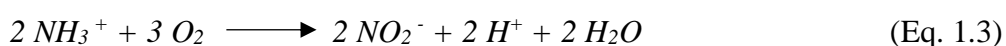
amostra após um tempo (tomado para efeito de comparação em 5 dias) e a uma temperatura padrão (20 °C, para efeito de comparação) (JORDÃO E PESSÔA, 2005). Quanto maior a DBO do esgoto, maior a quantidade de matéria orgânica presente.

1.3. Etapas de remoção do nitrogênio

Jordão e Pessôa (2005) indicam que o nitrogênio está presente nos esgotos na forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato ou gás nitrogênio. No processo de oxidação biológica, primeiramente as bactérias transformam o nitrogênio presente no esgoto em amônia, depois em nitritos e nitratos. A concentração de cada uma destas formas de nitrogênio pode indicar a idade do esgoto ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio.

Concentrações elevadas de compostos nitrogenados podem prejudicar a qualidade dos corpos d'água e causar eutrofização. Além disso, o consumo de água com elevados índices de nitrato pode causar problemas à saúde humana, por exemplo, a síndrome do bebê azul. Tendo isso como referência, as legislações ambientais estabelecem limites para estes compostos no efluente após o tratamento.

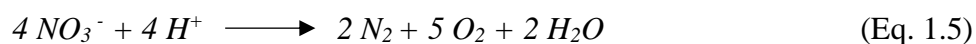
O nitrogênio orgânico é convertido em amônia por meio de reações redutoras dentro do próprio sistema. Neste momento, a quantidade de nitrogênio total permanece a mesma. A etapa seguinte do processo é a nitrificação, em que amônia é convertida em nitrito e, posteriormente, em nitrato na presença de oxigênio (Equações 1.3 e 1.4).



Para Von Sperling (2007), somente processos controlados são capazes de fazer uma nitrificação eficiente, uma vez que é necessário garantir concentrações suficientes de bactérias nitrificantes dentro do sistema. Jordão e Pessôa (2005) complementam que a manutenção das bactérias nitrificantes no sistema depende da relação entre matéria orgânica, expressa em DBO, e nitrogênio, expresso em Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

De acordo com os autores, se a relação entre eles for superior a 5, a quantidade de bactérias diminui no sistema. Da mesma forma, concentrações de oxigênio dissolvido dentro do tanque inferiores a 0,5 mg.L⁻¹ e pH abaixo de 6,3 impedem a nitrificação.

Cabe ressaltar que a conversão do nitrogênio de um estado reduzido para um estado oxidado não faz a sua remoção do meio, processo que ocorre na etapa de desnitrificação. Nesta etapa, a remoção do nitrogênio total acontecerá apenas após a desnitrificação, quando o nitrato é convertido em gás nitrogênio (N_2) sob condições anóxicas, ou seja, na ausência de oxigênio e na presença de nitrato (Equação 1.5). Assim, a carga de nitrogênio só diminui porque o nitrogênio dissolvido foi convertido a um gás, que sai da fase aquosa e vai para a fase gasosa (atmosfera).



Jordão e Pessôa (2005), em seu trabalho, afirmam que, para a desnitrificação ocorra, são necessárias a presença de nitratos, resultado do processo de nitrificação, e uma fonte de carbono, que é requerida pelos microrganismos desnitrificantes. Esta fonte pode ser aproveitada do próprio esgoto ou adicionada, como o metanol, por exemplo.

1.4. Etapas de remoção do fósforo

O fósforo também é um dos nutrientes presentes no esgoto doméstico que precisa ser removido no todo ou em parte para se adequar às concentrações definidas pelas legislações vigentes, de forma a garantir a qualidade do corpo receptor do efluente tratado. Sua concentração é identificada na forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Sua remoção pode ocorrer por processo físico-químico, pela coagulação e floculação, com adição de produtos químicos como cloreto férrico ou sulfato de alumínio, ou por via biológica.

A remoção biológica de fósforo ocorre em etapa anaeróbia, seguida de uma etapa aeróbia. Na primeira etapa, sem a presença de oxigênio e nitrato, as bactérias poli-P metabolizam certos compostos orgânicos do meio e os armazenam em suas paredes celulares na forma de poli-hidroxiacetato (PHA). Ao mesmo tempo, as bactérias liberam para o meio o fósforo que estava presente na estrutura orgânica, na forma de ortofosfato (JORDÃO e PESSÔA, 2005). O substrato absorvido é armazenado no interior das células bacterianas até que possa ser utilizado nas condições aeróbias.

Sequencialmente, no processo aeróbio ocorre uma absorção rápida dos ortofostatos pelas bactérias, que utilizam o PHB como fonte de carbono e energia. Deste modo, é estabelecido um lodo rico em fósforo, cuja remoção do sistema se dá por meio do descarte da biomassa que o incorporou. A capacidade de as bactérias adquirirem mais fosfato do que liberam é o que Henrique (2010) chama de “*Luxury uptake*”.

Outra pontuação de Henrique (2010) é que alguns fatores devem ser controlados para que ocorra a remoção biológica do fósforo, entre eles:

- pH: Deve estar entre 7,5 e 8,0. As bactérias poli-P não toleram valores superiores a 9,5 e inferiores a 5,2;
- Concentração de oxigênio dissolvido e nitrato: A presença do oxigênio pode impedir a liberação do fosfato para assimilar o substrato disponível; e
- Condições anaeróbias: O fator mais importante é criar a sequência anaeróbia – aeróbia. Recomenda-se evitar longos períodos na zona anaeróbia para que não ocorra a liberação de fósforo sem armazenamento de carbono suficiente na célula, o qual é necessário para a absorção do fósforo na zona aerada.

1.5. Níveis de tratamento de esgoto

O tratamento do esgoto pode ser dividido em níveis, de acordo com o grau de remoção de poluentes desejados. A seguir, os níveis serão descritos tendo como referência trabalhos de Jordão e Pessoa (2005) e Von Sperling e Chernicharo (2005).

- **Tratamento preliminar:** Nesta etapa, inicialmente é feita a remoção de sólidos grosseiros do esgoto, tais como objetos sólidos, trapos, materiais plásticos, papéis, entre outros, através de grades e peneiras. Também ocorre no tratamento preliminar a remoção de areia pelo processo de sedimentação. O objetivo é evitar que estes materiais entrem em contato com as etapas subsequentes do sistema, de forma a evitar quebra de bombas e contaminação do corpo receptor após o tratamento.
- **Tratamento primário:** O objetivo do tratamento primário é a remoção de sólidos suspensos sedimentáveis e sólidos flutuantes (óleos e graxas). Uma parcela significativa dos sólidos em suspensão é formada por matéria orgânica, que pode ser removida nesta etapa pela utilização de tanques de sedimentação. Os sólidos acumulados no fundo destes tanques são denominados de lodo primário. O material flutuante geralmente é removido destes tanques pela parte de cima.

A eficiência da remoção de matéria orgânica neste processo primário pode ser acelerada com a utilização de coagulantes, processo conhecido como *Tratamento Quimicamente Assistido* ou *Tratamento Primário Avançado*. Nem sempre as tipologias de tratamento têm a decantação primária. Muitas

delas vão diretamente do tratamento preliminar para o tratamento secundário.

- **Tratamento secundário:** O objetivo desta etapa é a remoção da matéria orgânica dissolvida, que não pode ser removida via processos físicos, e da matéria orgânica em suspensão, quando não há sedimentação primária ou seu complemento. O processo secundário é concebido de forma a acelerar os mecanismos de decomposição que ocorreriam de forma natural nos corpos hídricos.

Assim, as condições dos reatores na maioria dos casos são controladas, o que mantém uma alta atividade microbiana, reduzindo, conseqüentemente, o tempo de remoção da matéria orgânica. Sendo assim, o processo é biológico, não físico como nos anteriores. Microrganismos utilizam a matéria orgânica como alimento para desenvolver suas atividades. As reações podem ocorrer com ou sem a presença de oxigênio no meio, como descrito no item 1.2.

Entre as principais tipologias de tratamento, podem-se citar as lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, sendo o mais conhecido o UASB - *Upflow anaerobic sludge blanket*, reatores aeróbios com biofilme e lodos ativados.

Dependendo do processo de tratamento utilizado, a remoção biológica de parte do nitrogênio, fósforo e patógenos poderá ocorrer na etapa secundária, porém sua remoção a níveis mais restritos ocorrerá apenas na etapa do tratamento terciário.

- **Tratamento terciário:** O objetivo do tratamento terciário é a remoção de poluentes específicos (geralmente tóxicos ou componentes inorgânicos) ou a remoção complementar daqueles que não puderam ser totalmente removidos no processo secundário, como o nitrogênio e o fósforo, por exemplo.

Esta etapa é utilizada quando se pretende tratar esgotos provenientes de indústria ou quando é necessário remover nutrientes a uma concentração que não é possível atingir apenas com o processo secundário.

A Tabela 1 apresenta os valores aproximados de remoção de DBO, nitrogênio e fósforo para cada nível de tratamento:

Tabela 1 – Porcentagem de remoção de poluentes, em função do nível de tratamento utilizado.

Nível de Tratamento	DBO	Nitrogênio	Fósforo
Primário - convencional	25 -40%	-	-
Secundário	60 – 99%	25 – 80%	20- 80%
Terciário	>98%	> 80%	> 80%

Fonte: Adaptada de Jordão e Pessôa (2005) e Von Sperling e Chernicharo (2005).

1.6. Sistema de lodos ativados

1.6.1. Caracterização do sistema de lodos ativados;

Até o final do século 19, as bases científicas dos processos de tratamento de esgoto estavam focadas nos processos de filtração, o que incluía filtros percoladores aerados, filtros percoladores intermitentes, leitos percoladores e tanques sépticos. Contudo, estes processos não apresentavam grandes melhorias na qualidade do efluente, sobretudo nos quesitos visuais.

Porém, no início do século 20, foi divulgado um novo processo, denominado de “*Lodos Ativados*”, que era capaz de produzir um efluente límpido, sem odor e com alta remoção de poluentes. Em 1914, houve a primeira apresentação técnica do assunto na Inglaterra, em que os pesquisadores Andern e Lockett defenderam o princípio de que parte do “humus” gerado no tanque de aeração deveria ser preservada e não descartada.

No mesmo ano, foi construída uma estação com o processo de lodos ativados em Salford, Inglaterra e, desde então, foram surgindo outras estações tanto na Inglaterra, como nos EUA, até que o processo se consolidou no mundo todo (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

O sistema de lodos ativados consiste em um processo biológico no qual o esgoto afluente é introduzido em um tanque aerado, onde uma cultura de bactérias é mantida em suspensão, sob determinadas condições, de forma a degradar a matéria orgânica.

Após um determinado período, a mistura é encaminhada para um decantador secundário, onde o lodo é separado do esgoto tratado. Uma parte do lodo decantado retorna ao tanque de aeração para manter a concentração de microrganismos, e o excedente é descartado, conforme Figura 1, adaptada de Neto (2014).

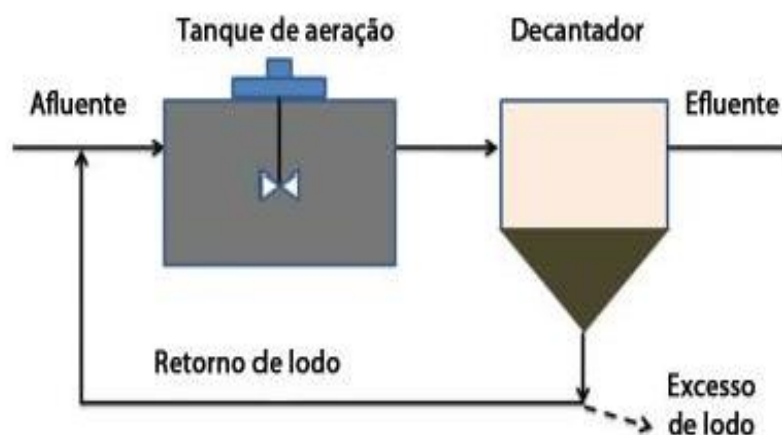


Figura 1 – Esquema do processo de lodos ativados (NETO, 2014).

O tempo de detenção do esgoto dentro do tanque de aeração no processo de lodos ativados convencional varia entre seis e oito horas, fazendo com que o volume do tanque seja relativamente pequeno.

A recirculação de lodo para o tanque de aeração aumenta a concentração da biomassa e, com isso, favorece o consumo de matéria orgânica do esgoto, melhorando a eficiência do tratamento quando comparado a lagoas de estabilização ou a filtros percoladores. De acordo com Von Sperling e Chernicharo (2005), a concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração de lodos ativados é aproximadamente dez vezes maior que em uma lagoa aerada de mistura completa.

Os flocos formados de biomassa têm maiores dimensões e melhores condições de sedimentação, o que garante um efluente final mais límpido e com melhor qualidade, uma vez que a biomassa se alimenta da matéria orgânica e se sedimenta. Além disso, maior sedimentação do lodo permite menor volume de tanque quando comparado a lagoas aeradas.

1.6.2. Valores típicos de projeto e parâmetros de acompanhamento operacional do sistema de lodos ativados.

A seguir, serão apresentados os principais valores típicos de parâmetros de projeto e acompanhamento operacional do sistema de lodos ativados.

Tempo de detenção hidráulica:

De acordo com Jordão e Pessoa (2005), o tempo de detenção dentro do tanque de aeração varia entre:

- 4 e 8 horas no sistema convencional de lodos ativados; e
- 16 e 36 horas no sistema de lodos ativados com aeração prolongada ¹.

Sólidos em suspensão totais e voláteis:

Ter o controle dos sólidos dentro do tanque de aeração é extremamente importante, uma vez que é nesta unidade que se formam e se desenvolvem os microrganismos responsáveis pela remoção da matéria orgânica do esgoto. Além disso, a relação entre sólidos voláteis (SSV) e sólidos totais (SST) dentro do tanque de aeração é comumente utilizada para avaliar a atividade do lodo (SALIBA, 2016).

Von Sperling (2012) afirma que a concentração de sólidos totais no reator de aeração do sistema de lodos ativados não ultrapassa 4,5 a 5,0 g.L⁻¹. Segundo Jordão e Pessôa (2005), os valores ficam entre 1,5 e 4,0 g L⁻¹. A NBR 12.209 recomenda que os valores estejam entre 1,5 e 4,5g L⁻¹.

A carga de matéria orgânica em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) do afluente e a idade de lodo podem influenciar na relação entre SSV e SST, sendo que menores cargas de DQO e maiores idades de lodo correspondem a menores razões entre SSV/SST. Em estações de tratamento de esgoto doméstico, a razão geralmente é de 0,75 (SALIBA, 2016).

Von Sperling (2012) apresenta alguns valores típicos de SSV e SSV/SST em sistema de lodos ativados:

SSV:

- 1,5 a 3,5 g.L⁻¹ de SSV para sistema convencional de lodos ativados; e
- 2,5 a 4,0 g. L⁻¹ de SVV para sistema de lodos ativados com aeração prolongada.

SSV/SST:

- 0,70 a 0,80 para sistema convencional de lodos ativados; e
- 0,60 a 0,75 para sistema de lodos ativados com aeração prolongada.

¹ Sistema de lodos ativados em que a estabilização do lodo ocorre dentro do próprio tanque de aeração. O maior tempo de residência do lodo, com a mesma carga orgânica de entrada no tanque de aeração, faz com que as bactérias utilizem a matéria orgânica presente em seu material celular em seus processos metabólicos. Neste caso, os tanques de aeração são maiores, porém não é necessário um posterior tanque de digestão do lodo (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005)

Relação alimento/microrganismo (A/M):

A relação alimento/microrganismo (A/M) é um parâmetro importante para dimensionamento e acompanhamento operacional do processo de lodos ativados, que relaciona o alimento presente no esgoto afluente, ou substrato, e os microrganismos no tanque de aeração, expressos em Sólidos em Suspensão Voláteis no Tanque de Aeração (SSVTA) (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Seu cálculo é feito segundo a Equação 1.6.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X_v} \quad (\text{Eq. 1.6})$$

Em que:

- **A/M**= Relação alimento/microrganismo (kgDBO.kgSSVTA⁻¹ dia⁻¹);
- **Q** = Vazão afluente média (m³.dia⁻¹);
- **S₀** = Concentração de DBO afluente (kg m⁻³);
- **V** = Volume do reator (m³); e
- **X_v** = Concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV ou SSVTA) no reator (kg.m⁻³).
- A NRB 12.209 recomenda que o fator A/M, nos dimensionamentos dos tanques de aeração de lodos ativados, deve ficar entre 0,20 e 0,70 kgDBO.kgSSVTA⁻¹ dia⁻¹ para sistemas convencionais e menor ou igual a 0,15 kgDBO.kgSSVTA⁻¹ dia⁻¹ para sistemas de lodo ativado com aeração prolongada.

São valores típicos do fator A/M para lodos ativados (JORDÃO e PESSÔA, 2005):

- 0,20 a 0,40 kgDBO.kgSSVTA⁻¹ dia⁻¹ para sistemas de lodo ativado convencional;
- 0,05 a 0,15 kgDBO.kgSSVTA⁻¹ dia⁻¹ para sistemas de lodo ativado com aeração prolongada

Tendo como referência estudos apresentados em Saliba (2016), maiores valores dessa relação podem promover flocos de lodos ativados maiores, assim como aumentar também a taxa de formação de flocos.

Idade do lodo:

A idade do lodo representa o tempo médio em que uma partícula em suspensão permanece sob aeração. Também é conhecida como o tempo médio de residência dos

organismos e numericamente corresponde à relação entre a massa de SSVTA e a massa de SSV descartada por dia (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Os autores ainda afirmam que, para o processo de lodos ativados, a idade do lodo deve estar entre 4 e 15 dias, sendo que valores inferiores a 4 dias conduzem à formação de flocos com baixa capacidade de sedimentação, o que irá influenciar diretamente na qualidade do efluente final.

A NBR 12.209 recomenda as seguintes idades de lodo:

- 4 a 15 dias para sistemas de lodos ativados convencionais; e
- Acima de 18 dias para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada.

Em seu trabalho, Von Sperling e Chernicharo (2005) sugerem que a idade de lodo esteja entre:

- 4 e 10 dias para sistemas de lodos ativados convencionais; e
- 18 e 30 dias para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada.

O controle desse parâmetro é importante, pois ele influencia as características dos microrganismos no sistema, bem como sua sedimentabilidade, e pode ser feito por meio de uma descarga adequada do lodo em excesso (SALIBA, 2016).

Índice Volumétrico de Lodo (IVL):

O acompanhamento do IVL é uma importante ferramenta operacional que controla o processo de sedimentabilidade do lodo, de forma a medir o comportamento da fase biológica. Também conhecido como *Índice de Mohlman*, o IVL pode ser definido como o volume, em mililitros, ocupado por um grama de lodo, após um determinado período de sedimentação. É calculado pela Equação 1.7

$$IVL = \frac{SD_t}{SSVTA} \times 1.000. \quad (Eq.1.7)$$

Em que:

- **IVL**= Índice Volumétrico de Lodo (mL g⁻¹);
- **SD**= Volume ocupado por grama de lodo (mL L⁻¹);
- **t**= Tempo de sedimentação (minutos); e
- **SSVTA** = Concentração de sólidos voláteis no tanque de aeração (mg L⁻¹).

Quanto maior o IVL, maior o volume ocupado pelo lodo, ou seja, pior a sedimentabilidade. Isto poderá se refletir na qualidade do efluente tratado. Um IVL elevado pode significar que os flocos de lodos ativados não estão suficientemente densos para garantir a sedimentação necessária dos sólidos e, assim, removê-los do efluente final. O IVL é influenciado por características do lodo como tamanho do floco, quantidade de sólidos e presença de organismos filamentosos e, por estar relacionado com a velocidade de sedimentação e a concentração de sólidos, pode ser utilizado para estimar a capacidade de adensamento no decantador secundário (SALIBA, 2016).

Para o sistema de lodos ativados, é usual que o tempo de sedimentação a ser considerado seja de 30 minutos, conforme apresentado por Von Sperling (2012). A Tabela 2 apresenta a relação entre o IVL_{30} e a sedimentabilidade do lodo, de acordo com o autor.

Tabela 2 – Relação entre IVL e sedimentabilidade do lodo.

Sedimentabilidade do lodo	Faixa de valores de IVL_{30} (mL g⁻¹)
Ótima	0 - 50
Boa	50 - 100
Média	100 - 200
Ruim	200 - 300
Péssima	300 - 400

Fonte: Von Sperling (2012), adaptado por Gobbo (2019).

1.6.3. Nitrificação / desnitrificação e remoção de fósforo em sistemas de lodos ativados

De acordo com Giesen et al. (2013), o sistema convencional de lodos ativados tornou-se um padrão para o tratamento de esgoto doméstico. Isto se deve pelo fato de permitir flexibilidade operacional, sendo capaz de remover a matéria orgânica com grande eficiência, podendo também abranger etapas para remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, quando devidamente adaptado.

Neste quesito, Von Sperling e Chernicharo (2005) afirmam que o processo de nitrificação pode ocorrer com facilidade dentro do tanque de aeração de lodos ativados, desde que a taxa de oxigênio aplicada seja devidamente dimensionada. Jordão e Pessoa (2005) afirmam que a massa fornecida deve ser:

- 2,5 vezes a carga média de DBO_5 aplicada no tanque de aeração;

- 4 vezes a carga média de DBO_5 aplicada no tanque de aeração, quando se pretende alimentar o tanque de aeração com efluente de reatores anaeróbios do tipo UASB.

Entretanto, o processo de nitrificação não remove o nitrogênio total do sistema, apenas converte a amônia em nitrito e nitrato. Para que estes últimos possam ser convertidos em nitrogênio gasoso para posterior transferência para a atmosfera, são necessárias modificações no processo, de forma a criar ambientes anóxicos, ou seja, sem a presença de oxigênio dissolvido, porém com nitratos. Nestas condições, ocorrerá a desnitrificação (VON SPERLING E CHERNICHARO , 2005).

A adaptação do sistema deverá prever a implantação de tanque anóxico e bombas de recirculação, de forma a garantir que o efluente nitrificado tenha contato com o ambiente sem oxigênio e com presença de bactérias desnitrificantes. O arranjo mais usual atualmente, Figura 2, é o composto por um conjunto único, com câmara anóxica seguida de um reator aerado e o decantador final. A fonte de carbono necessária para o processo de desnitrificação é o próprio esgoto afluente (JORDÃO E PESSÔA , 2005)

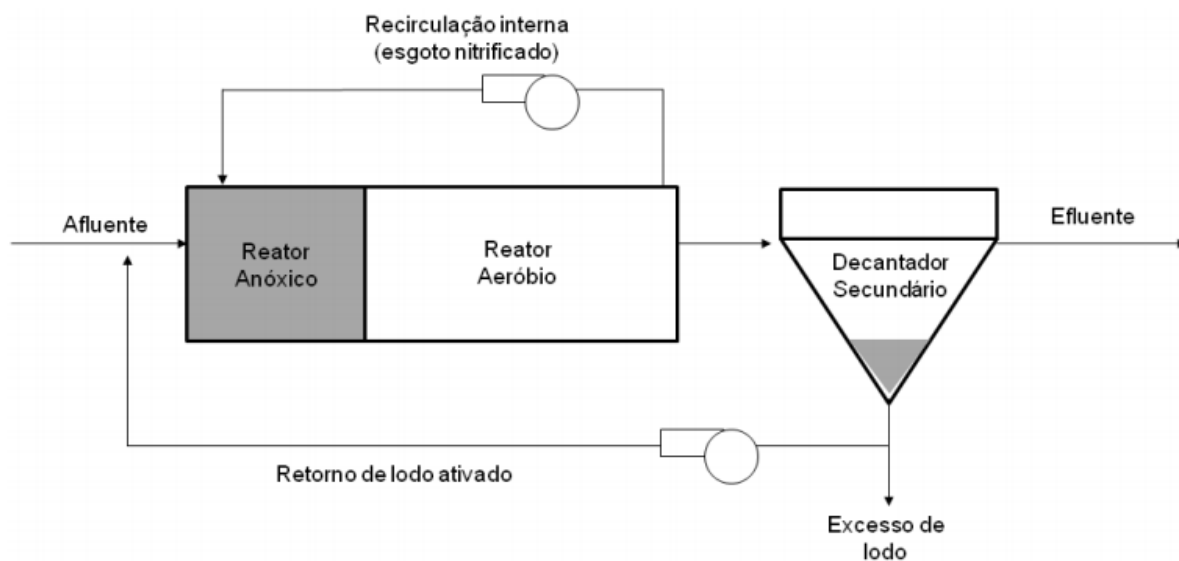


Figura 2 – Arranjo do sistema de lodos ativados com câmara anóxica para remoção de nitrogênio (FERRAZ, 2014).

A remoção do fósforo em sistema de lodos ativados é possível quando devidamente dimensionado para tal. É necessária a criação de um ambiente anaeróbio inicial, em que os organismos assimiladores de fósforo assimilam o substrato prioritariamente em relação aos demais microrganismos. A biomassa formada no tanque de aeração posterior conterá elevado teor de fósforo, que irá se sedimentar no decantador secundário, e o nutriente será retirado como lodo em excesso (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Além do processo biológico para remoção do fósforo, ou como forma de complementar este processo, dependendo da exigência do projeto ou legislação vigente, o fósforo pode ser removido do sistema por precipitação química, utilização de sais de alumínio, ferro e cálcio, sendo os dois primeiros mais utilizados.

1.7. Sistema de UASB seguido de lodos ativados

Os autores Kassab et al. (2010) afirmam que a consolidação e a padronização dos sistemas exclusivamente aeróbios para tratamento do esgoto doméstico impuseram restrições financeiras para expansão dos serviços sanitários no Brasil. Concluíram, com base em suas pesquisas, que uma concepção mista, através de uma sequência entre sistema aeróbio e anaeróbio, é uma alternativa viável, uma vez que pode reduzir custos com energia e tratamento do lodo em excesso.

O tratamento anaeróbio com reatores UASB tem sido uma tecnologia de tratamento de esgoto doméstico muito utilizada, principalmente em países tropicais como Brasil, Colômbia e Índia. Fatores climáticos, econômicos e operacionais, aliados à menor produção de lodo e consumo de energia elétrica, colocam esta tecnologia como uma vantagem para o tratamento do esgoto (SALIBA, 2016).

Nos reatores UASB, a biomassa cresce dispersa no líquido, podendo formar pequenos grânulos, resultado da aglutinação de vários microrganismos. Estes grânulos tendem a servir de suporte para outros microrganismos, aumentando a eficiência do sistema. Como a concentração da biomassa dentro do reator é elevada, seu volume pode ser reduzido quando comparado a outros sistemas de tratamento (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005).

O processo se inicia com o afluente entrando pelo fundo do reator, onde encontra o manto de lodo, levando à absorção da matéria orgânica pela biomassa. Esta região é chamada de câmara de digestão. O fluxo é para cima, garantido pelo controle da velocidade ascensional, definida em dimensionamento. Por se tratar de um processo anaeróbio, são formados gases como metano e dióxido de carbono.

Na parte superior reator, existe um separador de fases, geralmente de formato de cone invertido ou pirâmide, que separa as fases sólida (da câmara de digestão), da líquida, e gasosa, mantendo a biomassa dentro do sistema (JORDÃO e PESSÔA, 2005). A Figura 3 mostra o esquema do processo de funcionamento de um reator UASB.

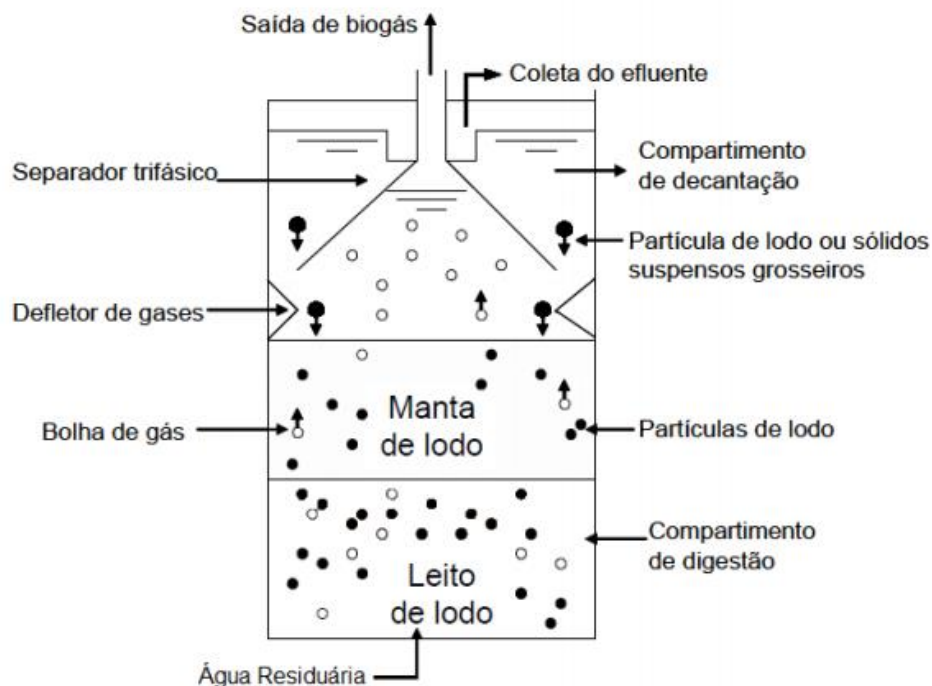


Figura 3 – Esquema interno de um reator UABS (CRUZ, 2013).

Entretanto, uma das características do processo é sua limitação com relação à remoção de DBO, que fica em cerca de 70% (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005). De acordo com os autores, para alcançar a eficiência desejada, é necessária alguma forma de pós-tratamento. A vantagem de utilizar este arranjo é que o pós-tratamento poderá ser mais compacto, uma vez que a maior parte da matéria orgânica já foi removida na etapa anaeróbia.

Além disso, no caso de pós-tratamento por processos que incorporam a aeração, o consumo de energia é menor por força da carga orgânica inferior influente para o tanque arejado. A produção global de lodos também será menor, consistindo numa vantagem econômica. Kassab et al. (2010) constataram que um sistema de UASB, seguido de lodos ativados, permitiu redução de 40% na energia consumida na aeração e redução de 60% no lodo gerado, quando comparado a um sistema convencional de lodos ativados.

Sendo assim, é comum a utilização de reator UASB, seguido de um pós-tratamento com a finalidade de adequar o efluente aos padrões requeridos pela legislação ambiental e proteger os corpos receptores (SALIBA, 2016).

De acordo com Von Sperling (2002), é possível utilizar o sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes anaeróbios, porém se deve tomar cuidado quando se pretende remover o nitrogênio, já que parte da matéria orgânica necessária aos organismos que fazem a desnitrificação foi removida no reator UASB. Assim, uma forma de fornecer

matéria orgânica necessária nesses casos é através de um *by-pass*, injetando esgoto bruto diretamente na zona anóxica do tanque de aeração.

A Figura 04 representa a composição mais usual de UASB, seguido de lodos ativados, quando se pretende remover o nitrogênio.

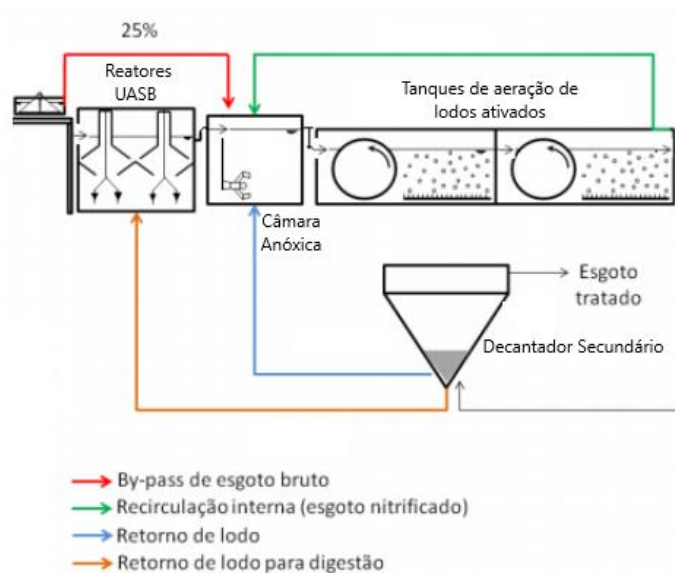


Figura 4 – Esquema de sistema composto por UASB, seguido de lodos ativados, com remoção de nitrogênio, Ferraz (2014), adaptado por Gobbo (2019).

1.8. Sistemas de lodos ativados com fluxo intermitente

Variações do sistema convencional de lodos ativados surgiram ao longo das últimas décadas, sendo uma delas a operação intermitente, que utiliza reatores em bateladas sequenciais. O termo veio do inglês *SBR – Sequencing Batch Reactor*. O conceito desta modalidade está em reunir os processos do lodo ativado convencional (sedimentação primária, oxidação secundária e bombeamento de lodo) em um único tanque em sequências programadas (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Desta forma, a biomassa permanece dentro do reator, eliminando a necessidade de recirculação de lodo. A Figura 5 ilustra o esquema de funcionamento de um reator por batelada sequencial.

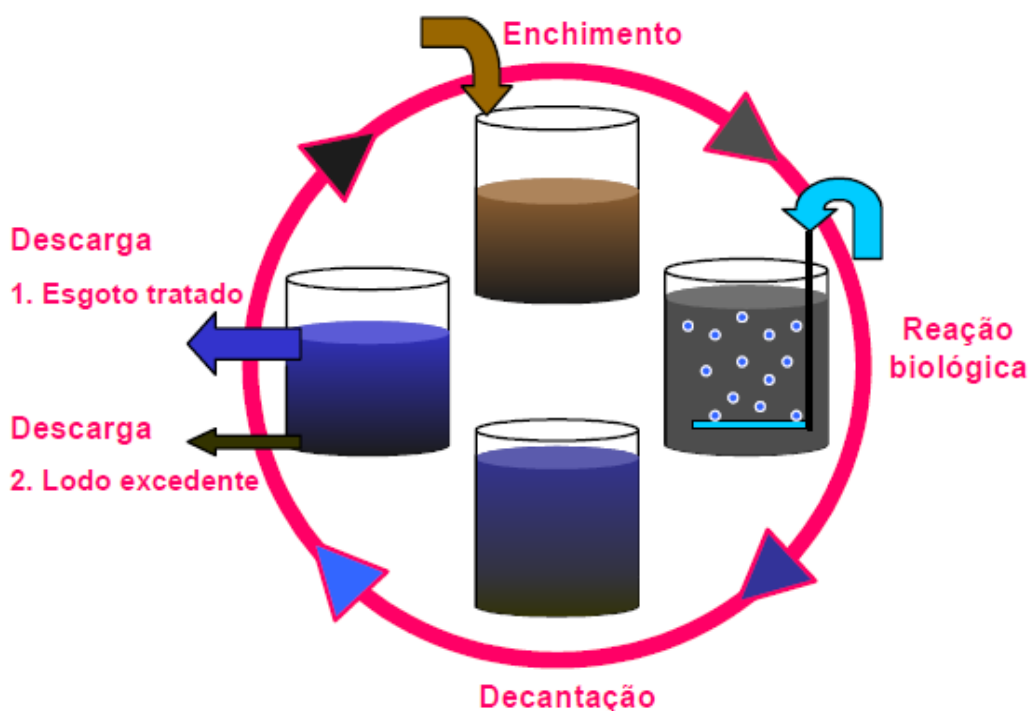


Figura 5 – Princípio de funcionamento de um Reator por Batelada Sequencial (COSTA, 2005).

O sistema de tratamento de esgoto do tipo SBR consiste basicamente em um único tanque, o qual serve como reator biológico e como decantador. Segundo Von Sperling (2002), utilizando tanque único, os processos e operações associados ao tratamento de esgotos passam a ser simplesmente sequências no tempo, não necessitando de unidades separadas, como ocorre no processo de lodos ativados convencionais. Assim, todas as etapas do tratamento ocorrem em um ou mais reatores de mistura completa pelo estabelecimento de ciclos de operação que apresentam durações definidas.

Wagner (2011) exemplifica as fases de operação do Sistema RBS, que compreendem:

1. Enchimento: Adição do esgoto bruto no reator. Nesta fase, o reator já tem biomassa que permaneceu do ciclo anterior, que irá interagir com o esgoto durante o enchimento. A forma como é feito o enchimento, que pode ser com aeração e agitação, irá interferir na eficiência do sistema.
2. Reação: Remoção do substrato. Etapa realizada em mistura completa, podendo apresentar alternância entre as fases aeróbias, anaeróbias e anóxicas, dependendo do objetivo do tratamento. A alternância de ligação dos aeradores fornece condições para nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo. A maior parte da remoção da matéria orgânica é feita nessa fase.

3. Sedimentação: Fase em que ocorre a separação sólido/líquido. Por não haver interferência de entrada e saída de líquido, como no processo contínuo, a eficiência neste processo é maior.
4. Retirada: Nessa etapa é feito o descarte do efluente tratado sobrenadante do reator. Devem ser tomados cuidados necessários para prevenir que algum material suspenso saia juntamente com o efluente tratado.
5. Repouso: Fase em que a biomassa fica em repouso até a próxima fase de enchimento. A remoção do lodo excedente pode ser feita nesta fase.

1.9. Tecnologia Granular Aeróbia

O desenvolvimento dos grânulos aeróbios foi reportado primeiramente por Mishima e Nakamura (1991) em um reator aeróbio de fluxo ascendente. Posteriormente, Morgenroth et al. (1997) reportaram a formação dos grânulos em reatores SBR. Esta última forma é adotada atualmente para o processo de formação e estabilização dos grânulos pela flexibilidade operacional e possibilidade de controle dos parâmetros necessários.

Os grânulos aeróbios consistem em um conjunto de biomassa com estrutura regular mais densa que os flocos de lodos ativados. Apresentam grande capacidade de sedimentação e capacidade de retenção da biomassa. Em razão da sua estrutura compacta, a resistência à transferência de massa, especialmente a de oxigênio, é maior que nos flocos de lodos ativados (WAGNER et al., 2013).

Em função da baixa difusão do oxigênio no grânulo, observa-se um gradiente de concentração de oxigênio ao longo da estrutura, podendo coexistir as zonas anaeróbias, aeróbias e anóxicas de forma simultânea. Isto favorece condições ambientais para o crescimento de bactérias facultativas e aeróbias, capazes de remover simultaneamente carga orgânica, nitrogênio e fósforo (HE et al., 2016).

De Kreuk et al. (2005) definem os grânulos aeróbios como agregados de origem microbiana, de estrutura compacta, com tamanho variando entre 0,5 e 2,0 mm, que coagulam sob efeito de condições hidrodinâmicas elevadas de estresse, que se sedimentam significativamente de modo mais rápido que os flocos de lodos ativados. Ainda em comparação com os flocos, os grânulos têm uma estrutura física forte, regular e densa, elevada retenção de biomassa, excelente capacidade de sedimentação, elevada atividade, capacidade de tratar esgotos de alta concentração e de suportar cargas de choque.

Assim, é perceptível a diferença entre a estrutura de um floco de lodos ativados e de um grânulo aeróbio. A Figura 6 apresenta a diferença entre a estrutura de um floco de lodos ativados convencional e de um grânulo aeróbio.

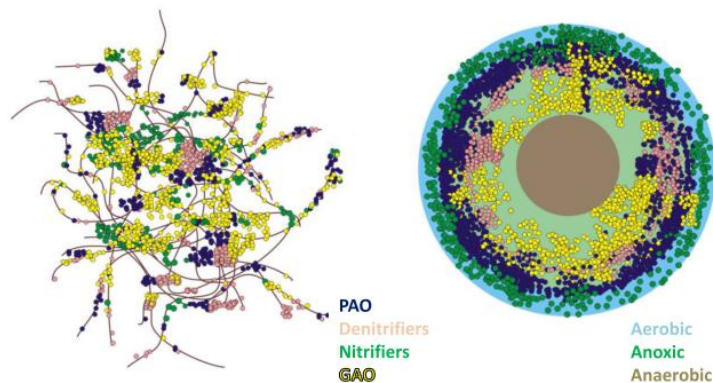


Figura 6– Estrutura do floco de lodos ativados (esquerda) e grânulo aeróbio (direita) (DE KREUK, 2008).

A Figura 7 mostra uma análise microscópica dos flocos de lodos ativados em comparação com um grânulo aeróbio.

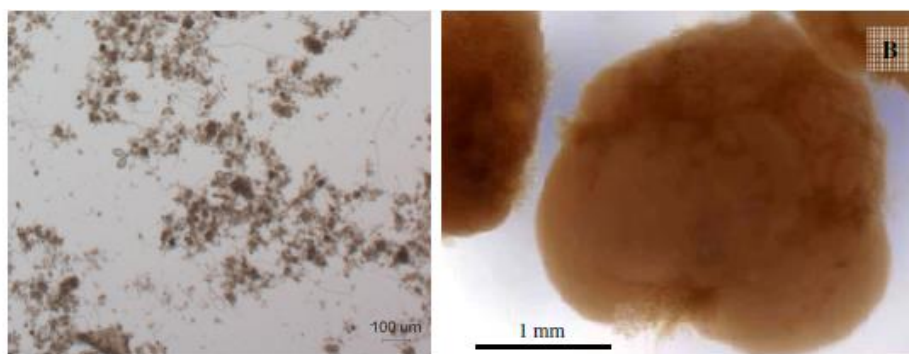


Figura 7– Foto microscópica dos flocos de lodos ativados (esquerda) e grânulo aeróbio (direita) (KELLER & GIESEN, 2010).

O mecanismo de remoção de nutrientes pelos grânulos aeróbios é semelhante ao utilizado nos sistemas de lodos ativados, porém, ao invés da utilização de diversos tanques, as zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas são criadas dentro do próprio grânulo.

De Kreuk (2005) reforça que a utilização da tecnologia granular aeróbia para tratamento de esgoto pode reduzir a área e o volume de tanques construídos nas estações de tratamento, em função da elevada capacidade de sedimentabilidade do lodo, o que exige menores volumes para decantação.

Diversos estudos em laboratório a respeito do uso da tecnologia granular aeróbia para tratamento do esgoto doméstico foram desenvolvidos nos últimos anos. He et al. (2016) reportaram remoção de 95% de DQO, 97% de amônia e 98% de fósforo total após experimento de 50 dias em um reator aeróbio, com formação dos grânulos.

Liu et al. (2015), após avaliarem em laboratório a performance da utilização de grânulos aeróbios para tratamento de água residuária de um frigorífico, chegaram a valores de remoção de 95, 99 e 84% de DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo, respectivamente.

Nancharaiah & Reddy (2017) reuniram diversos estudos conduzidos a respeito da utilização de grânulos aeróbios para tratamento de esgoto doméstico. Os autores chegaram à conclusão de que o lodo granular aeróbio apresenta características de sedimentabilidade superiores aos flocos de lodos ativados, além de maior capacidade de remoção biológica de nutrientes. Os autores também constataram que a formação do grânulo aeróbio, a partir dos flocos de lodos ativados em reatores SRB, é um processo confiável, desde que o sistema seja operado sob uma gama de condições controladas, tais como:

- Relação altura/diâmetro do reator;
- Taxa de troca volumétrica (Exchange Ratio);
- Tempo de sedimentação;
- Taxa de aeração; e
- Controle das etapas anaeróbias – aeróbias no reator.

A tecnologia granular aeróbia é aplicada atualmente pela empresa holandesa de consultoria Royal-Haskoning DHV, sob o nome de Tecnologia NEREDA[®]. O processo se dá em reatores RBS, com ciclos definidos de alimentação, aeração e sedimentação. O descarte do efluente tratado ocorre no mesmo período da alimentação. A seguir, segue a descrição de cada etapa:

- Alimentação/Descarte: Nesta etapa, o afluente entra no reator. A disponibilidade de carbono e o elevado fator A/M permitem as condições anaeróbias, ocorrendo a liberação de fósforo e remoção de DQO. Ao mesmo tempo em que o reator é alimentado, o efluente tratado é descartado pela região superior;
- Aeração: Durante o período de aeração, ocorrem nitrificação e desnitrificação simultâneas, através de condições anaeróbias e anóxicas. Os nitratos são transferidos por difusão para o interior dos grânulos (região anóxica). Nesta etapa, ocorre o processo de absorção do fósforo (*Fósforo*

Uptake), o que faz com que o efluente seja posteriormente liberado com baixos teores de nitrogênio e fósforo.

- Sedimentação: Nesta etapa, os grânulos são separados do efluente tratado, em razão da sua elevada capacidade de sedimentação. O lodo em excesso é descartado, e os melhores grânulos são mantidos dentro do sistema.

Na Figura 8, está representado o ciclo anteriormente descrito.

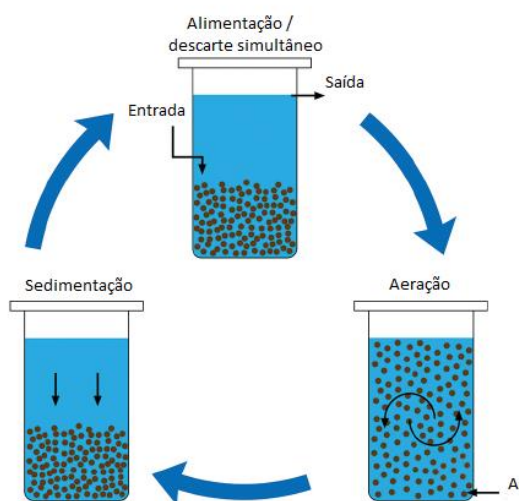


Figura 8 – Ciclo NEREDA. Bates (2017), adaptado por Gobbo (2019).

Na Tabela 3 constam os controles de projeto operacionais existentes em cada uma das fases, o que pode garantir uma melhor performance operacional.

Tabela 3 – Controles de projeto e operacionais para cada etapa do processo.

Alimentação /Descarte	Aeração	Sedimentação
Tempo de duração (min)	Fator A/M (kgDQO.kgSSVTA ⁻¹ .d ⁻¹)	Tempo de duração (min)
Profundidade do reator (m)	Tempo de duração (min)	Pressão de seleção (m h ⁻¹)
Velocidade de alimentação ascensional (m h ⁻¹)	Taxas de nitrificação / desnitrificação (mg L ⁻¹)	
Taxa de troca (%)	Concentração de OD (mg L ⁻¹)	

Fonte: Bates (2017), adaptado por GOBO (2019)

Com base nos bons resultados obtidos em escala laboratorial, a empresa desenvolveu a primeira instalação piloto na estação de tratamento de esgoto de Ede, na Holanda, cuja operação foi iniciada em outubro de 2003. Neste primeiro piloto, cuja vazão da instalação era de 5 m³ h⁻¹ e as características do esgoto bruto eram de 560 mg L⁻¹ de DQO, 225 mg L⁻¹

de SST, 58,4 mg L⁻¹ de NTK e 10 mg L⁻¹ de Fósforo Total, foi verificado que a remoção biológica do fósforo e a nitrificação do efluente só foram possíveis após a estabilização do processo de granulação.

Isto ocorreu após um período aproximado de nove meses, quando cerca de 80% a 90% da concentração total de sólidos consistia de grânulos com diâmetros mínimos de 0,2 mm. O IVL, após 30 minutos de sedimentação, ficou entre 52 e 65 mg L⁻¹, e as concentrações de DQO, nitrogênio amoniacal, nitratos e de fósforo foram de 45 mg L⁻¹, 9,2 mg L⁻¹, 8,9 mg L⁻¹ e 0,9 mg L⁻¹, respectivamente (DOUTOR, 2008).

Neste piloto, ficou constatado que uma boa granulação depende da pressão de seleção, ou seja, de forma a manter dentro do sistema os grânulos mais concentrados e descartar os menores.

A primeira planta em escala real para o tratamento de esgoto doméstico foi construída em 2008 na África do Sul. Os resultados mostraram eficiências de remoção de carga orgânica, nitrogênio e fósforo, da ordem de 97, 89 e 82%, respectivamente (KELLER e GIESEN, 2010). Em 2011, foi instalada a primeira planta com a tecnologia NEREDA[®] na Holanda, na cidade de Epe, para tratamento do esgoto municipal. A vazão média da instalação era de 9.500 m³ por dia. O processo de granulação ocorreu após 6 meses. A remoção de DBO, SST e Fósforo Total foram de 99,0; 98,5 e de 96,3%, respectivamente. Os valores de nitrogênio total no efluente final ficaram abaixo de 4 mg L⁻¹.

Estudo feito em escala real por Pronk et al (2015), em uma Estação de Tratamento Municipal de Garmerwolde, Holanda, concluiu que a utilização de grânulos aeróbios para tratamento de esgoto doméstico trouxe economia de 40% da energia consumida para aeração e redução de 33% no volume construído, em comparação com um sistema convencional de lodos ativados.

Além disso, o IVL, após cinco minutos de decantação, foi de 45 mg L⁻¹, o que comprova a teoria apresentada em De Kreuk (2005). Ainda sobre o estudo feito por Pronk et al (2015), foi constatado que as exigências de tratamento, no que diz respeito à remoção de DQO, nitrogênio e de fósforo, foram atingidas antes do período de granulação (três meses). O período necessário para atingir a concentração da biomassa de 8 g L⁻¹, que era a intenção, foi de, aproximadamente, nove meses.

Doutor (2008) fez um estudo referente à utilização da Tecnologia NEREDA[®] para a ampliação da ETE municipal de Frielas, Portugal, concluindo que a área necessária para o tratamento biológico da estação baseada num sistema clássico de lodos ativados corresponderia a quatro vezes a área necessária para uma solução baseada na tecnologia

NEREDA[®]. Além disso, a autora concluiu que, para um horizonte de 30 anos, haveria redução de 30% nos custos de implantação e operação se na ampliação da ETE fosse adotada a tecnologia NEREDA[®], ao invés de sistema convencional de lodos ativados.

De acordo com Keller & Giesen (2010), um dos grandes desafios na utilização da tecnologia NEREDA[®] é o processo de formação dos grânulos durante o período de *startup*, que irá depender de uma gama de fatores, tais como:

- Composição do afluente e variações de carga: A carga orgânica é um importante parâmetro operacional que pode afetar o processo de granulação pela seleção e enriquecimento de diferentes espécies de bactérias e influenciar no tamanho, na sedimentação e na atividade microbiana dos grânulos;
- Forças hidrodinâmicas: Ao projetar o reator, deve-se procurar garantir altas tensões hidrodinâmicas de modo a formar grânulos mais unidos; e
- Redução gradativa do tempo de sedimentação: Seleção para manter no reator a biomassa mais densa. A intenção é selecionar os grânulos e eliminar os flocos.

O início das operações das estações pode ser feito pela utilização de grânulos aeróbios maduros, cuja concentração de sólidos irá depender dos objetivos e condicionantes desta etapa, que podem variar de estação para estação.

Entretanto, é necessário verificar se existe disponibilidade em outras estações, que possam exportar o material. Neste caso, o período de estabilização é consideravelmente reduzido.

A maioria das estações, até o momento, foi inoculada com flocos de lodos ativados, com concentrações variando entre 2,5 e 4,0 g L⁻¹. Em outros casos, todo o processo de formação dos grânulos foi iniciado do zero.

Nestas situações, o período de pré-operação será maior. A decisão caberá ao operador da estação, dependendo do nível de exigência e dos prazos estabelecidos com os órgãos ambientais.

1.10. Análise e seleção de processos de tratamento de esgoto

A decisão do melhor processo de tratamento de esgoto a ser adotado deve levar em conta um balanceamento entre critérios técnicos e econômicos de cada processo, verificando os aspectos qualitativos e quantitativos. De acordo com Von Sperling e Chernicharo (2005), não existe uma fórmula pronta para esta definição, porém fatores e níveis de importância

devem ser atribuídos a cada variável econômica e técnica, até que o melhor resultado seja obtido para cada situação e cenário. Ainda segundo os autores, os principais fatores que devem ser observados são:

- **Características do esgoto a ser tratado:** A composição do esgoto pode afetar o tipo de processo a ser utilizado. Por conta disso, é extremamente importante saber os componentes presentes no esgoto que será tratado, a fim de verificar se o processo avaliado é capaz de fazer o devido tratamento.
- **Condições climáticas:** A temperatura afeta as taxas de reações da maioria dos processos químicos e biológicos, podendo também afetar a operação física das unidades e estimular a geração de odores.
- **Performance operacional:** Normalmente é medida em termos da qualidade do efluente tratado, que deve estar de acordo com as exigências legais e intenções do projeto.
- **Resíduos do tratamento:** Deverão ser conhecidos os quantitativos de resíduos líquidos, sólidos e gasosos gerados no processo de tratamento, avaliando os impactos qualitativos e quantitativos que podem causar.
- **Processamento do lodo gerado:** Deverá ser verificado se existem limitações que inviabilizem o tratamento e a disposição do lodo. A seleção do sistema do processamento do lodo deve ser feita em paralelo com a seleção dos processos do tratamento líquido, uma vez que este processo influencia no processo de tratamento e disposição do lodo (alguns processos geram mais lodos que outros).
- **Impactos no entorno da estação:** Deve ser avaliada a proximidade da estação das comunidades, além da direção principal do vento, no sentido de reduzir transtornos e reclamações com relação a odores e barulhos.
- **Produtos químicos necessários:** Avaliar a disponibilidade, a logística e os custos dos produtos químicos a serem utilizados.
- **Energia elétrica necessária:** Devem ser projetados os custos de energia para operação do sistema.
- **Mão de Obra:** Verificar a qualificação necessária para a mão de obra para uma perfeita operação do sistema escolhido.
- **Requisitos de operação e manutenção:** Levar em conta na análise os custos de manutenção e reposição de peças/equipamentos, logística de entrega,

existência de fornecedores e empresas de prestação de serviços de manutenção.

- **Confiabilidade:** Um dos principais fatores a ser avaliado. A análise deve verificar se o processo é capaz de absorver choques de cargas, se pode apresentar problema frequentes que possam interromper o processo e comprometer qualidade do efluente tratado.
- **Modernização (Retrofit):** Verificar se o sistema adotado permite ampliações futuras de maneira mais simples ou se serão necessários grandes investimentos futuros. Também deve ser analisado se permite acoplar processos pós-tratamento, no caso de outras exigências de qualidade para o efluente tratado.
- **Disponibilidade de área:** Analisar se a área disponível é suficiente para a construção e ampliações futuras, além de permitir projetos paisagísticos que reduzam os impactos ambientais e estéticos da estação.

Oliveira (2006) faz um apanhado de diversos estudos feitos para avaliar a performance econômica de processos de tratamento de esgoto, sendo que os principais fatores levados em conta nos estudos foram:

- Custos de construção da planta;
- Custos operacionais;
- Grau de tratamento e qualidade do efluente; e
- Partida da estação de tratamento.

Nesta revisão, reforça-se que, em sistemas aeróbios, o consumo de energia elétrica e a geração de lodos são elevados, o que aumenta os custos operacionais com energia e tratamento/disposição de lodo. Assim, a melhor qualidade do efluente tratado poderá gerar maiores custos operacionais, que devem ser avaliados.

Quando uma estação de tratamento de esgoto é projetada, deve ser considerado o aumento de vazão ao longo dos anos, em função do crescimento populacional para projeção dos custos operacionais. Eles devem ser projetados ao longo dos anos até o período para o qual a estação foi projetada. Assim sendo, a avaliação econômica se estende também a longo prazo.

É usual que as empresas prestadoras de serviços de saneamento celebrem contratos de programa de longo prazo com os municípios, geralmente de 30 anos, que permitem a recuperação de seus investimentos ao longo do tempo de vigência do contrato. Este tipo de

método de financiamento surgiu na década de 1970 e é denominado de *Project Finance* (BOURDEAUX-REGO, 2010).

Para a avaliação econômica de longo prazo, existem alguns métodos que podem ser utilizados, os quais serão descritos a seguir.

1.10.1. Avaliação econômica pelo método do Valor Presente Líquido – VPL

O método do valor presente líquido faz uma comparação do investimento feito com o valor presente dos fluxos de caixa gerados por um projeto ao longo de um determinado período. Guimarães (2012) reforça que esta técnica desconta os fluxos de caixa do projeto a uma taxa especificada. Essa taxa se refere ao retorno mínimo que deve ser obtido no projeto, de forma a manter inalterado o valor de mercado da empresa. As taxas utilizadas podem ser chamadas de taxa de desconto, custo de oportunidade ou custo de capital. A equação 1.8, apresentada por Bordeaux-Rêgo (2010), mostra a forma teórica de obtenção do VPL.

$$VPL = \sum_{t=0}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} \quad (Eq.1.8)$$

Em que:

- **VPL**= Valor presente líquido (R\$);
- **t**= período (meses ou anos);
- **n**= tempo total do projeto (meses ou anos);
- **i** = Taxa Mínima de Atratividade (TMA), definida pelo empreendedor (%); e
- **FC**= Fluxo de caixa por período (\$).

A decisão do investimento com base no VPL pode ser resumida da seguinte forma:

- $VPL > 0$, o projeto é viável e pode ser aceito;
- $VPL = 0$ significa que a taxa de retorno sobre o investimento será exatamente a TMA, sem valores positivos no fluxo de caixa; e
- $VPL < 0$, o projeto deve ser rejeitado, uma vez que a taxa de retorno será inferior à desejada.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estudar as vantagens e os custos da tecnologia NEREDA® no cenário brasileiro, para contribuir para tomadas de decisões no planejamento de novas estações de tratamento de esgoto ou na adequação de estações já existentes.

2.2. Objetivos Específicos

- Acompanhar o processo de partida da ETE Jardim Novo, de forma a verificar o processo de granulação aeróbia e o tempo necessário para garantir a qualidade e a confiabilidade no processo de tratamento;
- Comparar a qualidade do efluente tratado pela ETE Jardim Novo, construída com a tecnologia granular aeróbia, com a ETE Conduta, construída em sistema de UASB, seguido de lodos ativados;
- Comparar os custos operacionais entre as duas tecnologias; e
- Fazer estudo de viabilidade da adoção da tecnologia granular aeróbia versus sistema de UASB, seguido de lodos ativados, aliando aspectos econômicos e técnicos.

3. METODOLOGIA

3.1. Metodologia de avaliação técnica e econômica da Tecnologia Granular Aeróbia

O comportamento da tecnologia granular aeróbia aplicada para o tratamento de esgoto doméstico no cenário brasileiro foi estudado tendo como referência o método quantitativo-descritivo, tendo sido utilizadas as etapas de observação, hipótese, experimentação e constatação da hipótese levantada. Esta metodologia permite que as análises e constatações obtidas no estudo possam ser utilizadas e aplicadas a novos projetos de estações de tratamento de esgoto e adaptações nas estações existentes, visando a obter a melhor performance operacional possível e retorno sobre o investimento.

Tendo em conta pesquisas na literatura, experiência do autor e entrevistas com a empresa BRK Ambiental S.A., pioneira na implantação da tecnologia granular aeróbia no Brasil para tratamento de esgoto doméstico, foram definidas quais variáveis seriam estudadas para verificar o comportamento da tecnologia. Essas variáveis estão contidas na Tabela 4, separadas por variáveis técnicas e econômicas.

Tabela 4 – Variáveis definidas para avaliar o comportamento da tecnologia granular aeróbia para tratamento do esgoto doméstico

Variáveis Técnicas	Variáveis econômicas
Partida da estação	Custos de construção
Qualidade do efluente tratado	Custos operacionais
Requisitos e controles operacionais	Análise econômica - VPL
Área necessária para unidades do sistema	
Confiabilidade do sistema	

Fonte: Gobbo (2019).

Atualmente existem duas estações de tratamento de esgoto que utilizam a tecnologia granular aeróbia no Brasil, ambas operadas pela empresa BRK Ambiental S.A. A primeira foi implantada em 2016, no Bairro de Deodoro, Zona Oeste do município do Rio de Janeiro,

substituindo o sistema previsto de UASB, seguido de lodos ativados, para uma vazão de final de plano de 1.000 L s^{-1} . Os estudos na fase de projeto previram que a mudança da tecnologia iria reduzir em 26% o volume de construção da planta.

A segunda estação, ETE Jardim Novo, foi inaugurada em novembro de 2017, no município de Rio Claro, interior do estado de São Paulo, também em substituição ao sistema de UASB, seguido de lodos ativados, para tratar uma vazão média de final de plano de 280 L s^{-1} . Durante a fase de dimensionamento e projeto, foi identificado que a mudança da tecnologia traria uma redução de 63% no volume de construção. Por não haver, no estado de Goiás, outras estações operando com a tecnologia granular aeróbia, a estação Jardim Novo foi utilizada, neste estudo, o que possibilitou também o acompanhamento da etapa de partida, fundamental para a análise da performance da tecnologia

As duas estações que atualmente operam com a tecnologia granular aeróbia no Brasil tiveram seus projetos iniciais em sistemas de UASB, seguido de lodos ativados, substituídos. Este cenário incentivou o presente estudo, o qual foi idealizado para fazer uma comparação, com base em dados obtidos em escala real, entre a performance destas duas tipologias de tratamento. Portanto, foram eleitas a ETE Jardim Novo, que atualmente opera com a tecnologia granular aeróbia, e a ETE Conduta, também localizada no município de Rio Claro, que opera desde 2014 no sistema de UASB, seguido de lodos ativados, e foi projetada para uma vazão média de final de plano de 213 L s^{-1} .

Como o esgoto afluyente de ambas as estações apresentaram características semelhantes e os custos unitários de energia, produtos químicos, mão de obra, entre outros são próximos, os sistemas puderam ser comparados do ponto de vista técnico e econômico.

Na Figura 9, consta a localização do município de Rio Claro, e na Figura 10, são apontadas as localizações das duas estações e de suas respectivas bacias de contribuição.



Figura 9– Localização do município de Rio Claro/SP. **Fonte:** Wikipédia (2019)

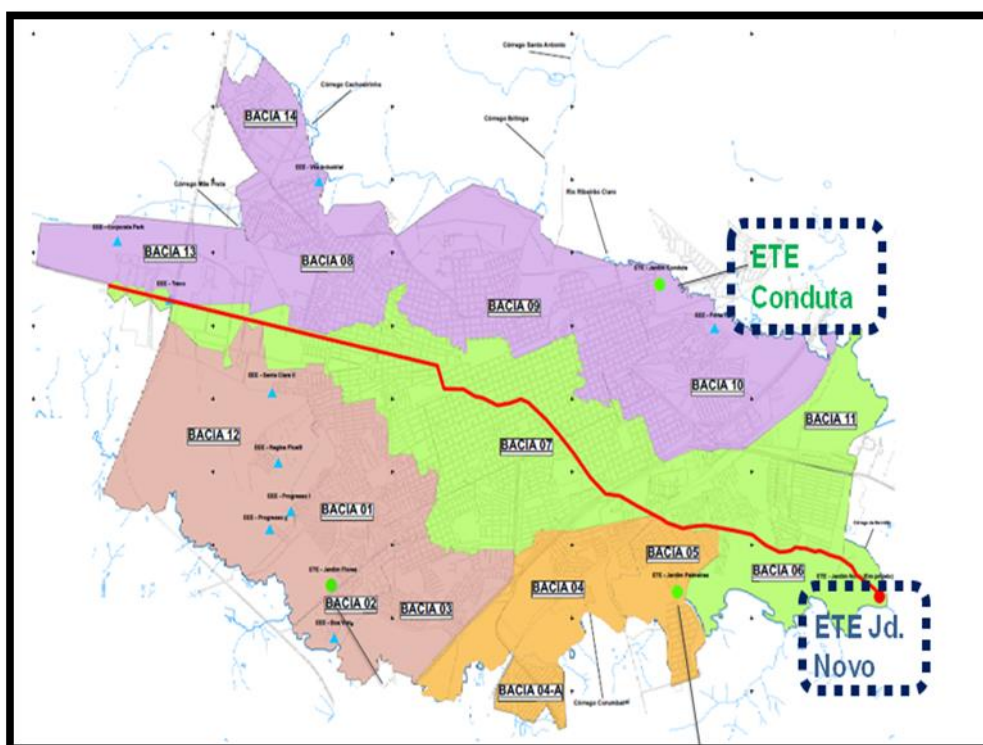


Figura 10– Localização e bacias de contribuição ETE Condução (Bacias 08, 09, 10, 13 e 14) e ETE Jardim novo (Bacias 06, 07 e 11). Gobbo (2019).

3.1.1. Caracterização da ETE Jardim Novo e ETE Conduta

A ETE Jardim Novo fica situada no município de Rio Claro, próxima ao bairro Parque São Conrado. Foi projetada para atender uma população total aproximada de 136.258 habitantes em fim de plano, sendo que atualmente são atendidos aproximadamente 109.334 habitantes.

Inicialmente, a ETE Jardim Novo havia sido projetada em sistema de UASB, seguido de lodos ativados, adaptado para remoção de nitrogênio, pela construção de câmaras anóxicas. A mudança da tipologia de tratamento para a tecnologia granular aeróbia reduziu o sistema a três reatores NEREDA®. Com isso, a remoção de nitrogênio e fósforo ocorre dentro dos reatores, sem necessidade de estruturas adicionais. A Tabela 5 apresenta os dados de vazão e as estruturas previstas em projeto para a ETE Jardim Novo, no sistema de UASB, seguido de lodos ativados, e tecnologia granular aeróbia.

Tabela 5 – Estruturas projetadas para a ETE Jardim Novo nos sistemas de UASB, seguido de lodos ativados, e tecnologia granular aeróbia

	UASB + Lodos Ativados	Tecnologia Granular Aeróbia
População Atendida	136.258	136.258
Vazão Média (L s ⁻¹)	271,8	271,8
Número de reatores UASB	8	-
Número de tanques de lodos ativados com câmara anóxica	4	-
Número de decantadores	4	-
Número de reatores NEREDA	-	3
Número de tanques de equalização de lodo		2
Volume Total das unidades (m³)	31.362	11.610

Fonte: (BRK, 2010a); (BRK,2014a).

De acordo com o projeto, a adoção da tecnologia granular aeróbia reduziu em 63% o volume construído para a partida da estação. Nas Figuras 11 e 12, estão esquematizadas as unidades previstas para a estação no sistema de UASB, seguido de lodos ativados, e as unidades implantadas após a mudança da tipologia para a tecnologia granular aeróbia.

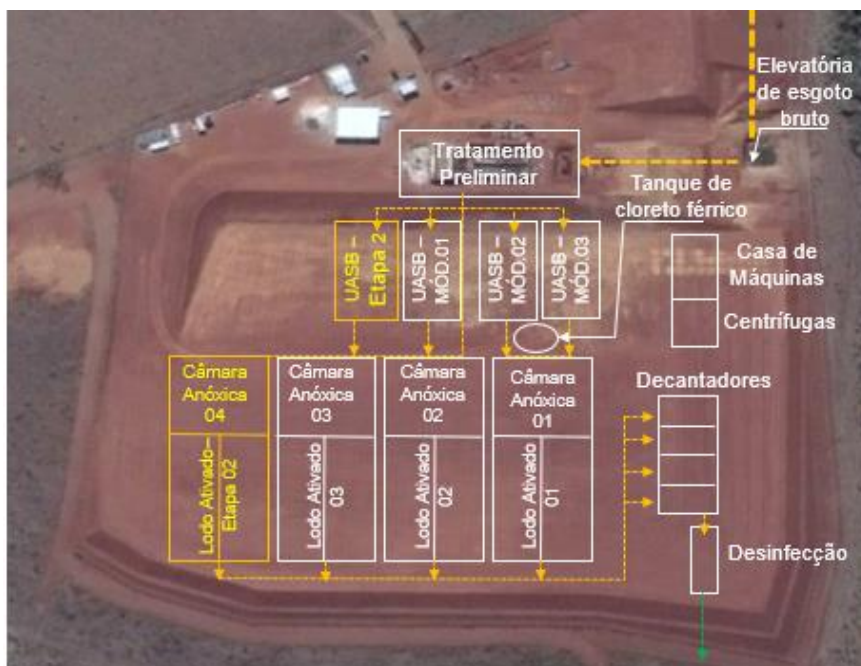


Figura 11–Concepção inicial de projeto da ETE Jardim Novo no sistema de UASB, seguido de lodos ativados. GOBBO (2019).

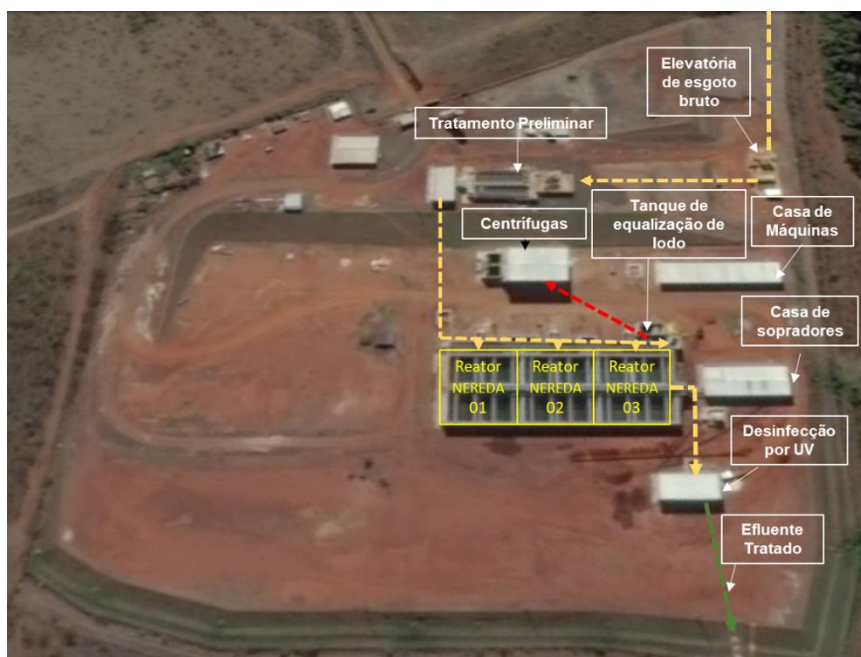


Figura 12–Concepção atual da ETE Jardim Novo no sistema granular aeróbio. GOBBO (2019)

Atualmente, a estação opera com as seguintes unidades:

- **Tratamento preliminar:**
 - Peneiramento autolimpante com espaçamento de 3,0 mm;

- Desarenação/remoção de gordura através de duas caixas de areia longitudinais aeradas, de fluxo helicoidal. O material orgânico é mantido em suspensão pela turbulência introduzida através do sistema de aeração, enquanto a flotação dos óleos e graxas é favorecida pelo movimento rotacional na área transversal, que tende a suspendê-los na região de calma, de onde serão removidos.

A areia depositada no fundo é removida mecanicamente mediante uma ponte rolante de movimento alternado, munida de raspador de fundo, que, por sua vez, encaminha o material depositado à zona de acúmulo, próxima à região de ingresso do afluente. O material acumulado é removido, juntamente com uma elevada vazão de água, mediante dispositivos de extração adequados às características abrasivas da areia (bomba com rotor antiabrasivo). Analogamente, os óleos e graxas são encaminhados, através de um raspador de superfície presente na ponte rolante, e posicionados em correspondência do nível hídrico.

- **Reatores NEREDA®:** O efluente do tratamento preliminar é distribuído entre os três reatores, de maneira alternada, onde é submetido a ciclos de enchimento/descarte, aeração e sedimentação dentro de um período de, aproximadamente, três horas. Na fase de enchimento, em função da distribuição, ocorrem a remoção de DBO e a liberação de fósforo. No período de aeração, ocorrem a complementação de remoção de DBO, a remoção do fósforo do sistema e os processos de nitrificação e desnitrificação. Após o período de sedimentação, o lodo em excesso é descartado de maneira a manter os maiores grânulos dentro dos reatores.
- **Desinfecção por UV:** Após sair do reator, já com redução de carga orgânica e de nutrientes, o efluente é direcionado para desinfecção final, feita por radiação ultravioleta, antes de ser lançado no corpo receptor.
- **Tanques de equalização de lodo:** O lodo em excesso dos reatores é distribuído em dois tanques de equalização, sendo que a parte líquida retorna ao sistema e a parte sólida é enviada para um tanque de armazenamento para seguir ao processo de desaguamento.

- **Sistema de desaguamento:** Após sair do tanque de armazenamento, o lodo é desidratado em centrífugas, mediante aplicação de polímero catiônico. O material é disposto em aterro sanitário.

A ETE Conduta também fica situada no município de Rio Claro, entre os bairros Cidade Jardim e Jardim do Horto. Foi construída no sistema de UASB, seguido de lodos ativados, com adaptação para remoção de nitrogênio. Projetada para atender uma população total no final de plano de 106.831 habitantes, iniciou a operação em 2014 e atualmente atende a cerca de 78 mil habitantes. Para que possa atender à demanda futura de projeto, precisará passar por ampliações de suas unidades existentes. Na Tabela 6 constam as vazões médias de tratamento e as estruturas construídas e projetadas para atendimento da primeira e segunda etapas.

Tabela 6 – Vazões e unidades previstas para a ETE Conduta

	Etapa 01	Etapa 02
População Atendida	78.228	106.831
Vazão Média (L s ⁻¹)	160,7	213,1
Número de reatores UASB	6	8
Número de tanques de lodos ativados com câmara anóxica	2	4
Número de decantadores	3	4
Volume Total das unidades (m³)	10.342	17.382

Fonte: (BRK, 2011a)

Atualmente, a estação opera com as seguintes unidades:

- **Tratamento preliminar:** composto por um sistema de gradeamento médio e peneiramento fino automatizado. Foram previstas duas grades médias (25 mm) na estação elevatória de esgoto bruto e uma peneira (abertura 3 mm), não sendo previstas unidades complementares na Etapa 02. Atualmente é aplicado produto químico por dispersão neste local para remoção de odores, uma vez que a estação se situa próximo a um conjunto habitacional. A desarenação é feita em duas caixas de areia retangular com raspador de fundo circular para encaminhamento da areia às respectivas roscas inclinadas e, posteriormente, a recipientes de acúmulo (containers).

A remoção de óleos e graxas se dá em dois tanques com septo de inversão da direção do fluxo, para propiciar o acúmulo de gorduras na superfície hídrica. A extração dos óleos e graxas retidos é manual, sendo encaminhados para uma caixa na superfície do terreno para adicional separação do excesso de água, e a gordura poderá finalmente ser destinada corretamente a aterros sanitários. Ainda nesta etapa, é aplicado um alcalinizante para manter o pH do efluente superior a 7,0 para entrada nos reatores UASB.

Um quarto do efluente do tratamento preliminar segue diretamente para as câmaras anóxicas do sistema de lodos ativados para fornecer fonte de carbono para o processo de desnitrificação.

- **Reatores UASB:** O efluente do preliminar, que não vai direto para as câmaras anóxicas, segue em direção aos três módulos duplos de UASB, onde ocorre parte da remoção de DBO. Os reatores também recebem o lodo em excesso dos decantadores para a digestão e posterior desaguamento. Os gases gerados nos reatores são queimados.
- **Sistema de lodos ativados com remoção de nitrogênio:** O sistema de lodos ativados da estação é composto por dois módulos de tratamento terciário, que têm uma câmara anóxica e um tanque de aeração com recirculação interna. Os tanques de aeração são do tipo mistura completa, equipados com difusores de membrana de bolhas finas.

No tanque de aeração, ocorrem a complementação de remoção de DBO e a nitrificação, enquanto na câmara anóxica ocorre a desnitrificação pela recirculação interna do efluente nitrificado no tanque de aeração. Após passar pelo sistema, o liquor misto é conduzido e distribuído entre três decantadores para sedimentação retangular do tipo lamelar. O lodo acumulado abaixo da zona das lamelas é succionado, mediante tubulações perfuradas, e encaminhado à câmara anóxica para a ativação da desnitrificação. O lodo em excesso é direcionado para os reatores UASB, onde é feita a digestão.

A Figura 13 mostra a configuração das unidades existentes da ETE Conduta, com o fluxo do tratamento, assim como as unidades futuras previstas.

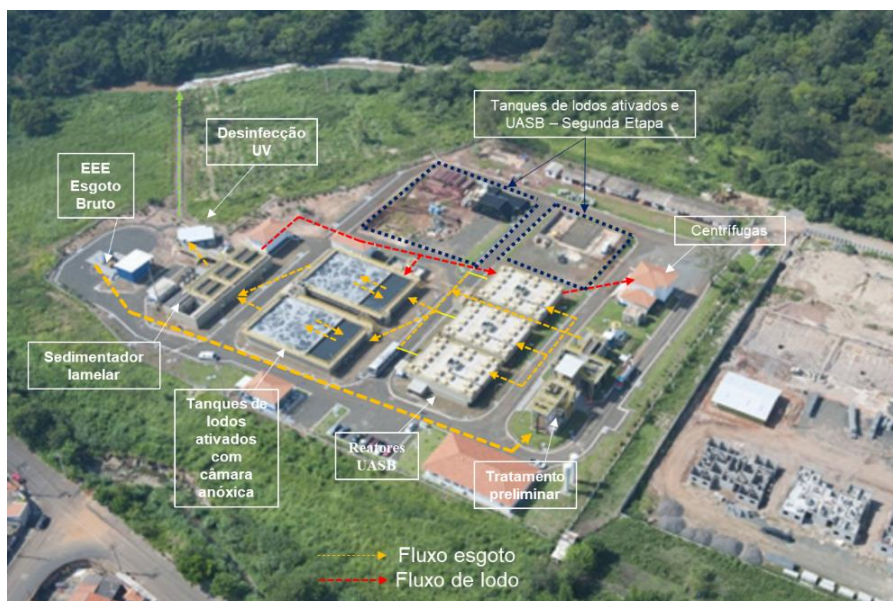


Figura 13–Concepção atual e unidades futuras da ETEs Conduto. GOBBO (2019).

3.1.2. Acompanhamento do período de *Startup* ETE Jardim Novo

Em novembro de 2017 (início de operação), a concentração da biomassa em suspensão dentro dos reatores da estação era de, aproximadamente, 4 g. L^{-1} . Não houve inoculação com grânulos aeróbios maduros, uma vez que não estavam disponíveis no Brasil. Em fevereiro de 2017, o esgoto afluyente, que até então era lançado *in natura* no corpo receptor, foi desviado para dentro do sistema recém-construído.

Os reatores operaram como SBR convencionais até que fosse atingida a concentração anteriormente mencionada. Coma et al. (2012) e Su et al. (2012) apresentaram estudos em que flocos de lodos ativados foram trazidos de outras estações para inocular os reatores NEREDA[®]. Porém, no caso da ETE Jardim Novo, foi pactuado com o órgão ambiental que a formação da biomassa iria se iniciar do zero.

O período inicial de *startup* da ETE foi destinado à remoção de matéria orgânica. Neste período também ocorreu a formação dos grânulos aeróbios. Após este período inicial, foram promovidos a nitrificação e os ajustes no processo, identificando os melhores tempos de cada ciclo (enchimento/descarte, aeração e sedimentação) para selecionar e manter os melhores grânulos dentro do sistema e possibilitar a remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Os parâmetros de cada etapa do período de *startup* estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Etapas e parâmetros operacionais do período de startup da ETE Jardim Novo (Royal HaskoningDHV, 2011)

Parâmetro	Unidade	Etapa 01		Etapa 02
		Reatores 1 e 2	Reator 3	Reatores 1,2 e 3
Concentração da biomassa em suspensão	(g. L ⁻¹)	4,0 → 6,0	4,0 → 6,0	6,0 → 8,0
Fator A/M	(kgDQO . (kgSSTA.d) ⁻¹)	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,4
Tempo total de ciclo	Minutos	180	180	180
Tempo de sedimentação	Minutos	50,0 → 30,0	50,0 → 20,0	20,0
Remoção de Matéria Orgânica	-	sim	sim	sim
Remoção de Nitrogênio	-	não	não	sim
Remoção de Fósforo	-	não	não	sim

Fonte: Royal Haskoning DHV (2011).

O estabelecimento dos parâmetros de projeto e o dimensionamento dos reatores são feitos pela empresa Royal HaskoningDHV, detentora da tecnologia NEREDA[®], com base em valores de referência da bibliografia e na experiência da empresa no dimensionamento desta tipologia de tratamento de esgoto, desenvolvida em parceria com a Universidade de Delft, na Holanda.

O acompanhamento desta etapa de *startup* possibilitou acompanhar ao longo do tempo o processo de crescimento dos grânulos e o aumento do grau de sedimentabilidade do lodo granular até que o sistema pudesse garantir a qualidade requerida do efluente tratado, no intuito de verificar o tempo necessário. Para que essa avaliação fosse possível, foram feitas as seguintes análises do lodo:

- **Acompanhamento do IVL e concentração dos sólidos em suspensão:**

De acordo com Pronk et al. (2015), a performance do processo de formação dos grânulos aeróbios está relacionada com a redução da relação entre o IVL obtido para um tempo de sedimentação de 5 minutos e 30 minutos, respectivamente (IVL₅/IVL₃₀), para a mesma amostra. Ainda conforme os autores, quando a relação estiver próxima a 1,0, pode-se dizer que a granulação aeróbia está estabelecida nos reatores.

Seguindo a estratégia definida para o processo de *startup*, o sistema só iria iniciar a remoção de nutrientes quando a concentração de sólidos nos reatores fosse superior a 6 mg.L⁻¹

¹. Daí a importância de acompanhar este parâmetro ao longo do tempo, com vistas a saber qual o tempo necessário para que isto ocorresse de fato.

O acompanhamento destes parâmetros foi feito no período compreendido entre janeiro de 2018 e abril de 2019. A seguir, a descrição dos materiais e métodos para obtenção dos parâmetros.

- As amostras foram coletadas duas vezes por semana, de janeiro de 2018 a abril de 2019, em cada um dos reatores NEREDA[®], durante a etapa de aeração, com a utilização de uma garrafa de *Van Dorn* de Inox, com capacidade de dois litros. Foram obtidas 125 amostras de cada reator neste período, totalizando 375 amostras. As três amostras eram retiradas no mesmo momento.
- Dentro do laboratório da própria estação, 1000 mL do material coletado em cada garrafa eram colocados numa proveta graduada para sedimentação, com tempos de 5 minutos e 30 minutos, respectivamente. As alturas do material que sedimentou dentro da proveta eram registradas em formulário específico.
- Aproximadamente 50 mL do material coletado eram pesados, passados por um filtro de papel e enviados para estufa por 24 horas, a uma temperatura de 105°C. No dia seguinte, o material era pesado para determinação da concentração de sólidos.
- Os valores de IVL₅, IVL₃₀ foram calculados conforme equação 1.7. Os dados foram lançados em planilha de Excel para serem trabalhados. Foram gerados gráficos do IVL₅, IVL₃₀, da relação IVL₅/IVL₃₀ e da concentração de sólidos em suspensão ao longo do tempo. Para fins de acompanhamento, foram utilizados os valores médios entre as amostras coletadas simultaneamente dos três reatores.

- **Acompanhamento da granulação nos reatores**

De acordo com o que apresentam Doutor (2008) e Pronk et al (2015), o processo de granulação aeróbia pode ser considerado estável quando, aproximadamente, 80% dos grânulos das amostras retiradas dos reatores estiverem com diâmetros superiores a 0,2 mm.

Para verificar este processo no *startup* da ETE Jardim Novo, foram utilizadas as mesmas amostras retiradas para o ensaio de IVL e concentração de sólidos em suspensão, porém as análises eram feitas uma vez ao mês.

- O ensaio de granulometria também foi feito dentro do laboratório da própria ETE. Para este ensaio, 500 mL da amostra foram passados por peneiras de diâmetros de 2,0; 1,4; 0,6; 0,4; 0,2 e 0,125 mm, sendo que em cada peneira ficam retidos os grânulos superiores ao diâmetro da malha. Posteriormente, o material retido em cada uma delas era lavado, colocado em cadinho de porcelana e secado em estufa por 24 horas, a temperatura de 105° C. No dia seguinte, o material seco era pesado.
- Os resultados foram registrados em planilha de Excel. Foram gerados gráficos mostrando a porcentagem de grânulos de cada diâmetro.

Com base nestas análises, foi possível identificar a porcentagem de grânulos com diâmetros superiores a 0,2mm quando a concentração da biomassa em suspensão atingiu os 6 mg. L⁻¹ desejados.

3.1.3. Caracterização do efluente bruto das ETE Jardim Novo e Conduta

Para verificar a semelhança entre o esgoto afluente das ETE Jardim Novo e ETE Conduta, foram analisadas as concentrações de DQO, DBO, Nitrogênio Total Kjeldahl e Fósforo Total no efluente bruto de cada estação. Foram disponibilizadas pela BRK Ambiental análises mensais do efluente bruto das estações do período compreendido entre novembro de 2017 e abril de 2019, totalizando 18 amostras de cada estação.

Os pontos de coleta se situaram na elevatória de esgoto bruto de cada estação. As amostras eram compostas, sendo que a cada quatro horas eram coletados, aproximadamente, 166 mL de efluente, até compor uma amostra de 1.000 mL, a qual era acondicionada sob temperatura adequada até ser enviada para laboratório externo acreditado no dia seguinte da coleta, que era feita com a utilização de coletor manual, com auxílio de uma corda.

O laboratório para onde foram enviadas as amostras (Eurofins ASL) fica situado no município de Rio Claro, sendo acreditado pela ABNT NBR ISO/IEC 17.025. As normas utilizadas no laboratório para realização dos ensaios estão apresentadas na tabela do Anexo I.

Os resultados foram submetidos ao teste estatístico de normalidade, com utilização do *software* Minitab, versão 19.2.0.0, para que, posteriormente, pudessem ser submetidos aos testes descritos a seguir:

- **Grau de confiança das amostras através da distribuição de t de Student**

Para que o número de amostras disponibilizadas garantisse um elevado grau de confiança para análise, elas foram submetidas ao teste do valor crítico da distribuição de t de Student para um dado nível de confiança, desvio padrão geral e nível de incerteza aceitável, conforme equação 3.1.

$$n = \left(\frac{t \times S}{U} \right)^2 \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Em que:

- **n**= número de amostras;
- **t**= distribuição de t de Student segundo valor α ;
- **S**= Desvio padrão; e
- **U**= Nível de incerteza aceitável. Os valores de U adotados foram $S.2^{-1}$.

Para aplicação do teste e trabalho dos dados, foi utilizado o *software* Excel.

- **Teste estatístico da hipótese nula para comprovar ou descartar similaridade**

Após garantir o grau de confiança das amostras, e considerando o objetivo de concluir a respeito da similaridade ou não dos valores dos parâmetros do efluente bruto de cada estação, ou seja, de dois conjuntos de dados, eles foram submetidos ao teste estatístico da hipótese nula, que foi aplicada calculando o de valor t crítico (t_c), definido conforme equação 3.2, levando em conta as duas séries de dados (parâmetros da ETE Conduta e da ETE Jardim Novo), assumindo a hipótese de similaridade dos esgotos de ambas, ou seja, que os valores médios e desvios de cada série seriam próximas.

$$t_c = \frac{[(X)_1 - X_2]}{S \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}} \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Em que:

- **t_c**= t crítico;
- **X₁**= Média da série de dados 1;
- **X₂** = Média da série de dados 2;
- **N₁** = Graus de liberdade da série de dados 1;
- **N₂** = Graus de liberdade da série de dados 2; e

- S= Desvio padrão, calculado conforme equação 3.3.

$$S^2 = \frac{(n_1 - 1)S_1^2 + (n_2 - 1)S_2^2}{(n_1 + n_2 - 2)} \quad (\text{Eq. 3.3})$$

Em que:

- S^2 = Variância;
- S_1^2 = Variância da série de dados 1;
- S_2^2 = Variância da série de dados 2;
- N_1 = Graus de liberdade da série de dados 1; e
- N_2 = Graus de liberdade da série de dados 2.

Para o valor de $t_c < t$ de Student, a hipótese nula é aceita e pode-se concluir pela similaridade das duas séries de dados.

3.1.4. Qualidade do efluente tratado das ETE Jardim Novo e Conduta

A qualidade do efluente tratado das estações também foi monitorada no período compreendido entre novembro de 2017 e abril de 2019. Os resultados foram comparados entre si, com a legislação vigente e com os parâmetros de projeto, conforme detalhado a seguir.

Os parâmetros acompanhados foram:

- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio;
- SST – Sólidos em Suspensão Totais;
- FT – Fósforo Total;
- $\text{NO}_3\text{-N}$ – Nitrato;
- $\text{NO}_2\text{-N}$ – Nitrito;
- $\text{NH}_4\text{-N}$ – Nitrogênio Amoniaco;
- NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl = $N_{\text{orgânico}} + \text{NH}_4\text{-N}$;
- NT – Nitrogênio Total = $\text{NTK} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$; e
- pH.

Os sistemas de tratamento de esgoto no município de Rio Claro devem garantir a qualidade do efluente tratado de forma a respeitar os limites das seguintes legislações:

- Resolução Federal do CONAMA 430 de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluente tratado
- Decreto Estadual nº 8.468 de 1975, que dispõe sobre a prevenção e o controle de poluição e do meio ambiente do Estado de São Paulo.

A Tabela 8 apresenta os valores exigidos pelas legislações e os requisitos de projeto utilizados para o dimensionamento das estações.

Tabela 8 – Parâmetros de projeto e legislativos para o efluente tratado e qualidade do corpo receptor.

Parâmetro	Unidade	Parâmetro de projeto - Esgoto após tratamento		Legislação Esgoto Tratado	
		ETE Conduta	ETE Jardim Novo	Decreto Estadual 8.468/76	Resolução CONAMA 430/11
DBO	mg.L ⁻¹	10,0	9,0	60,0 ou 80% de remoção	120,0 ou 60% de remoção
SST	mg.L ⁻¹	20,0	20,0	-	-
NTK	mg.L ⁻¹	12,0	10,0	-	-
NH ₄ -N	mg.L ⁻¹	-	-	-	20,0
NO ₃ -N	mg.L ⁻¹	10,0	10,0	-	-
FT	mg.L ⁻¹	1,0	1,0	-	-

Fonte: Gobbo (2019).

Os parâmetros Nitrogênio Total, Nitrito, pH e temperatura não têm requisitos legais para atendimento e também não são parâmetros de projeto. Entretanto, são importantes para fins de comparação de performance do sistema. A ETE deverá respeitar a legislação mais restritiva para cada parâmetro.

A seguir, serão descritas as metodologias de coleta de amostras e análises para cada estação:

- **ETE Jardim Novo**

As amostras foram coletadas na calha de saída do efluente tratado, antes da sua liberação no corpo receptor. A metodologia de coleta foi a mesma utilizada para coletar o efluente bruto, conforme item 3.1.3.

As coletas foram feitas duas vezes na semana, no período de novembro de 2017 a abril de 2019. Durante o período todo, foram coletadas 98 amostras do efluente tratado. As análises foram feitas no laboratório da própria estação, no mesmo dia de cada coleta, pelos equipamentos descritos a seguir, separados por parâmetro:

- DBO: Equipamento OxiTop® Control S6 / S12 com Controlador de OC 110;
- NTK, NT, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N e FT: Espectrofotômetro HACH DR3900;
- pH: pHmetro de bancada; e
- SST: Aproximadamente 50 mL do material coletado na calha parshall de saída da ETE, antes do lançamento no corpo receptor, eram pesados, passados por um filtro de papel e enviados para estufa por 24 horas, a uma temperatura de 105°C. No dia seguinte, o material era pesado para determinação da concentração de sólidos.

Como citado, a ETE Jardim Novo passou por duas etapas durante o período da pesquisa, sendo a primeira considerada como *startup*. Nesta fase, ajustes foram sendo feitos no sistema, o que ocasionou certa oscilação dos resultados. Apenas na segunda etapa, a remoção de nitrogênio do sistema foi estimulada, momento em que os grânulos aeróbios estavam suficientemente maduros para tal. Assim, para fins de comparação com o efluente da ETE Conduta, foram consideradas apenas as análises feitas durante a segunda etapa.

Para garantir o grau de confiabilidade das amostras, as análises obtidas na segunda etapa (após período de *startup*) foram submetidas ao mesmo teste estatístico aplicado no item 3.1.3 para verificação da quantidade de amostras necessárias através do valor crítico da distribuição de t de Student bicaudal para um dado nível de confiança, desvio padrão geral e nível de incerteza aceitável.

- **ETE Conduta**

O plano de amostragem da ETE Conduta é diferente da ETE Jardim Novo, restringindo-se a uma análise mensal de cada parâmetro, sendo cada amostra coletada e analisada pelo mesmo laboratório Eurofins ASL, seguindo a mesma metodologia informada no item 3.1.3 para o efluente bruto. Assim, no período de novembro de 2017 a abril de 2019, foram coletadas 18 amostras, as quais também foram submetidas ao teste estatístico para

determinar o grau de confiabilidade, assim como foi feito para os dados da ETE Jardim Novo.

Para comparação da qualidade do efluente tratado das estações, também foi aplicado o teste da hipótese nula para os resultados, nos mesmos moldes do item 3.1.3.

3.1.5. Levantamento das variáveis econômicas

Para avaliação econômica das tipologias de tratamento, foram levantados mensalmente os principais custos unitários operacionais de cada ETE, os quais estão descritos a seguir. Os valores foram extraídos em reais (R\$) por metro cúbico de esgoto tratado, porém foram convertidos para moeda americana dólar (U\$) por metro cúbico de esgoto tratado. O fator de conversão utilizado foi de $1 \text{ U\$} = 4,05 \text{ R\$}$

- **Custo com energia elétrica:** Obtido pela multiplicação do consumo de energia total em cada ETE, em kWh m⁻³ de esgoto tratado, pelo custo unitário médio de energia praticado para o município, expresso em U\$ kWh⁻¹. Considerando a similaridade entre os sistemas preliminares, desidratação de lodo e desinfecção, e diante de impossibilidade de obter os custos de energia separados por etapa, considerou-se adequado adotar o custo de energia de toda a estação para fins de comparação.
- **Custo com produtos químicos:** Soma de todos os produtos químicos utilizados no processo de tratamento de esgoto em cada ETE. A depender da tipologia de tratamento, um ou mais produtos químicos são empregados, conforme descrito a seguir:
 - ETE Jardim Novo: Polímero catiônico aplicado no lodo em excesso para desidratação.
 - ETE Conduta: Polímero catiônico aplicado no lodo em excesso para desidratação; alcalinizante aplicado antes dos reatores UASB para manter o pH do esgoto em torno de 7, conforme recomendação de projeto dos reatores, e neutralizador de odores aplicado por dispersão no tratamento preliminar.
- **Custo com transporte e disposição de lodo:** Custo despendido com transporte e disposição de lodo.
- **Custo com pessoal:** Custo com pessoal envolvido para operar cada um dos sistemas.

- **Outros custos:** Em outros custos, entram manutenção civil e conservação das unidades, manutenção e substituição de equipamentos e instrumentações, vigilância, entre outros.

O levantamento dos custos unitários da ETE Jardim Novo foi estudado separadamente nas etapas 1 (*startup*) e 2. Apenas os dados obtidos na etapa 2 foram comparados com os custos unitários da ETE Conduta, no mesmo período.

O estudo de viabilidade econômica da adoção da tecnologia granular aeróbia foi feito pelo confronto entre os custos operacionais gerados e os investimentos realizados. O método do VPL foi aplicado para realização de duas modelagens de projeto da ETE Jardim Novo, uma utilizando a tecnologia granular aeróbia e a outra, o sistema de UASB, seguido de lodos ativados. Foram utilizadas planilhas em Excel para obtenção dos valores, considerando as seguintes premissas:

- Período de projeto de 30 anos;
- Taxa Mínima de Atratividade - TMA de 14%;
- Depreciação dos investimentos (implantação da ETE) em quatro anos;
- A projeção de inflação ao longo dos anos adotada para os custos foi a praticada pela empresa BRK Ambiental, considerando os índices IPCA, IGP-M e INCC;
- Para a determinação do VPL, foram utilizados apenas os valores de custos, não sendo utilizada a receita por questão de confidencialidade. Assim, a modelagem que apresentar o valor menos negativo de VPL, será a mais atrativa.
- **Modelagem 01: Tecnologia Granular Aeróbia:** Os custos reais de construção da ETE Jardim Novo foram obtidos de dados reais da BRK Ambiental. Os custos operacionais ao longo dos anos foram projetados segundo valores obtidos durante o período do estudo, levando em conta o aumento do volume de esgoto tratado previsto em projeto; e
- **Modelagem 02: Sistema de UASB, seguido de lodos ativados:** Os custos de construção foram levantados considerando os orçamentos feitos para a construção da ETE Jardim Novo no sistema de UASB, seguido de lodos ativados. Conforme projeto inicial, seriam construídos oito reatores UASB, quatro tanques de lodos ativados e três decantadores. Os custos operacionais

utilizados na modelagem ao longo dos anos foram projetados considerando os custos unitários coletados na ETE Conduta durante o período do estudo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Esgoto Bruto afluente

Para verificar se os dados obtidos pelas análises do efluente bruto seguiam a distribuição normal, eles foram submetidos ao teste de normalidade. Os gráficos apresentados nas Figuras 14 a 16 são referentes aos parâmetros do efluente bruto da ETE Conduta.

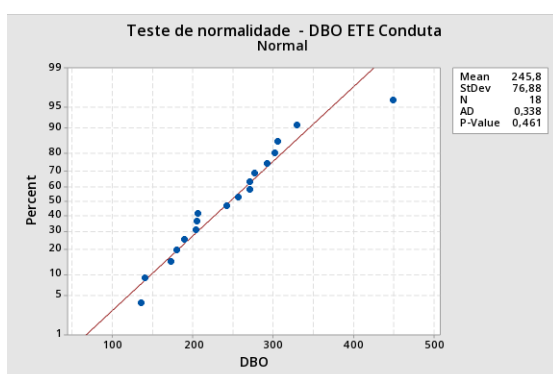


Figura 14– Teste de normalidade para DBO – ETE Conduta. Gobbo (2019)

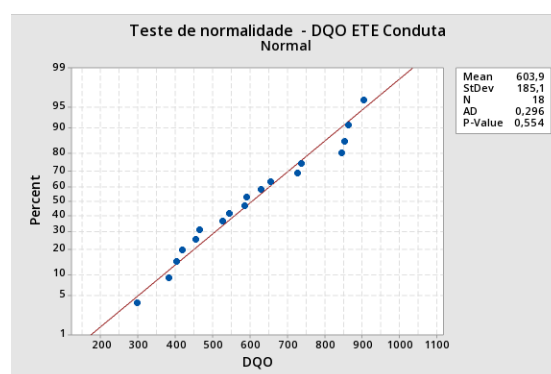


Figura 15– Teste de normalidade para DQO – ETE Conduta. Gobbo (2019)

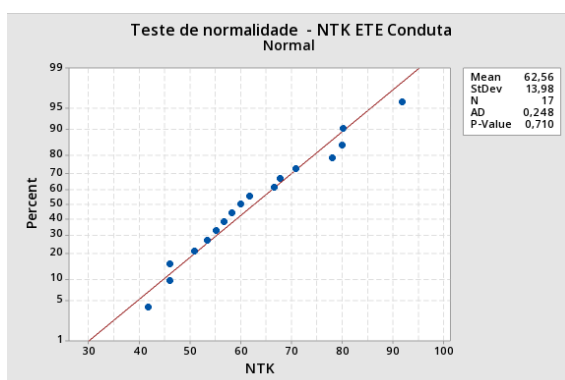


Figura 16– Teste de normalidade para NTK – ETE Conduta. Gobbo (2019)

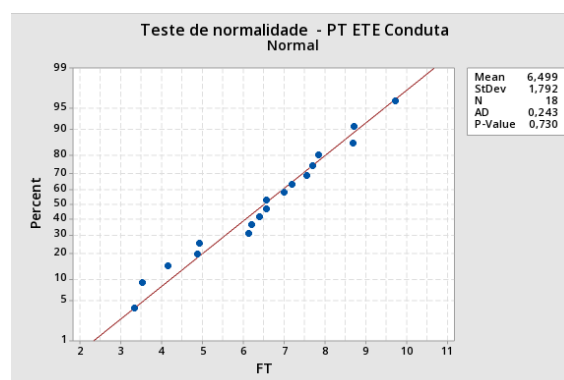


Figura 17– Teste de normalidade para FT – ETE Conduta. Gobbo (2019)

Como pode ser observado nos gráficos das Figuras 14 a 17, o teste de normalidade deu positivo para os quatro parâmetros. Assim, pode-se afirmar que eles seguem uma distribuição normal. Tendo em vista a quantidade de amostras disponibilizadas, foi

verificado o grau de confiança, considerando o grau de incerteza, média e desvio padrão. Os dados estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Teste estatístico para determinação do grau de confiança, segundo o número de amostras por parâmetro.

	Efluente bruto ETE Conduta			
	DBO	DQO	NTK	FT
Média	245,83	603,94	69,09	6,50
Desvio Padrão - S	76,88	185,06	30,83	1,79
Grau de incerteza - U	38,441	92,532	15,413	0,896
Grau de confiança das amostras	95%	95%	95%	95%
Graus de liberdade	17	17	17	17
Valor crítico t student bicaudal	2,11	2,11	2,11	2,11
Número mínimo de amostras	17,808	17,808	17,808	17,808
Número de amostras utilizadas	18	18	18	18

Fonte: Gobbo (2019).

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO = Demanda Química de Oxigênio

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

FT = Fósforo total

Tendo esses dados como referência, conclui-se que a quantidade de amostras é suficiente para garantir 95% de confiança, considerando a distribuição bicaudal de t de Student. O mesmo teste de normalidade foi aplicado aos mesmos quatro parâmetros do efluente bruto da ETE Jardim Novo. Os resultados estão expressos nos gráficos das Figuras 18 a 21.

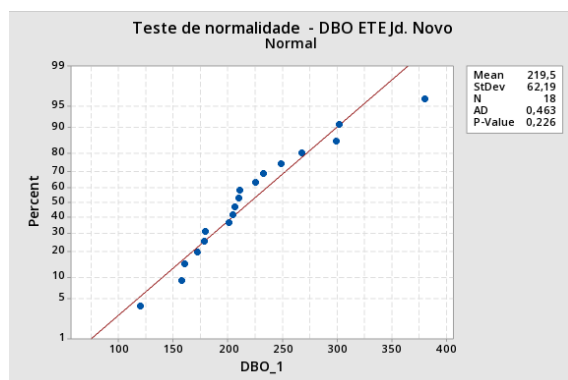


Figura 18– Teste de normalidade para DBO – ETE Jardim Novo. Gobbo (2019).

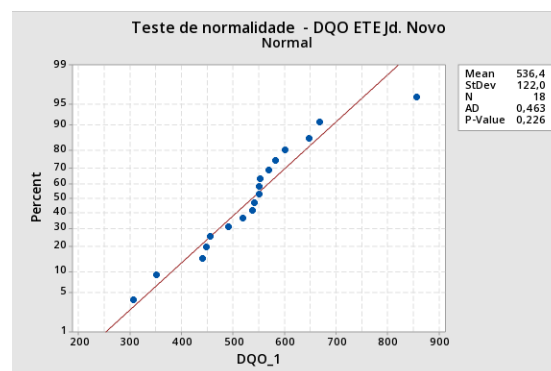


Figura 19– Teste de normalidade para DQO – ETE Jardim Novo. Gobbo (2019).

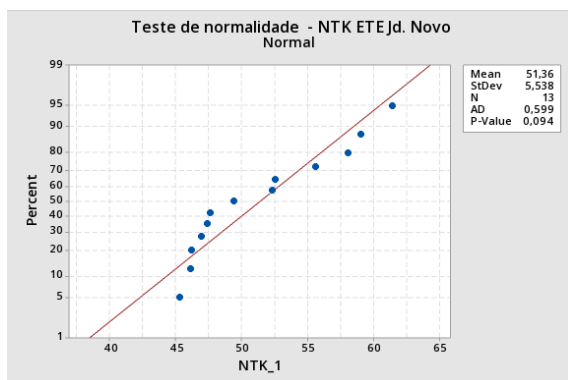


Figura 20– Teste de normalidade para NTK – ETE Jardim Novo. Gobbo (2019).

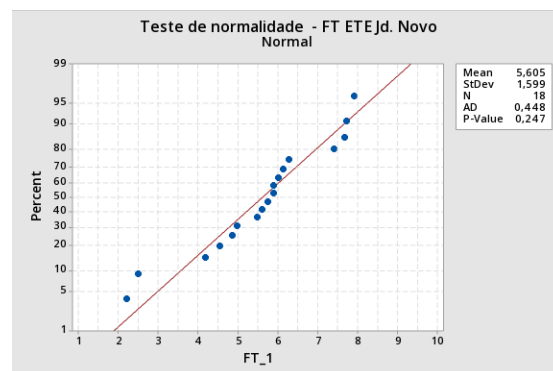


Figura 21– Teste de normalidade para FT– ETE Jardim Novo. Gobbo (2019).

Assim como nos resultados da ETE Conduta, o teste de normalidade deu positivo para os quatro parâmetros do efluente bruto da ETE Jardim Novo, também podendo-se afirmar que eles seguem uma distribuição normal.

A Tabela 10 apresenta o grau de confiança das amostras disponibilizadas.

Tabela 10 – Teste estatístico para determinação do grau de confiança, segundo o número de amostras por parâmetro do efluente bruto da ETE Jardim Novo. Elaborado pelo autor

	Efluente bruto ETE Jardim Novo			
	DBO	DQO	NTK	FT
Média	219,50	536,44	51,36	5,61
Desvio Padrão - S	62,19	122,02	5,54	1,60
Grau de incerteza - U	31,094	61,009	2,769	0,800
Grau de confiança das amostras	95%	95%	90%	95%
Graus de liberdade	16	16	12	16
Valor crítico t student bicaudal	2,11	2,11	1,71	2,11
Número mínimo de amostras	17,808	17,808	11,696	17,808
Número de amostras utilizadas	18	18	13	18

Fonte: Gobbo (2019).

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO = Demanda Química de Oxigênio

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

FT = Fósforo total

Tendo esses dados como referência, conclui-se que a quantidade de amostras é suficiente para garantir 95% de confiança nos parâmetros de DBO, DBO e FT, considerando a distribuição bicaudal de t de Student. No caso do parâmetro NTK, o grau de confiança ficou reduzido para 90%, em função da menor quantidade de amostras disponíveis. Apesar dessa diferença, o valor é elevado o suficiente para garantir a confiança dos dados.

Após verificação da normalidade dos dados e do grau de confiança das amostras, os parâmetros foram submetidos ao teste da hipótese nula, descrito na metodologia do trabalho, de forma a verificar se os esgotos brutos afluente das estações são semelhantes. A Tabela 11 apresenta o resultado do teste.

Tabela 11 – Teste estatístico de hipótese nula para verificar a semelhança do esgoto bruto das ETE Conduta e Jardim Novo

ESGOTO BRUTO								
	DQO		DBO		NTK		FT	
	ETE Condut a	ETE Jardi m Novo	ETE Condut a	ETE Jardim Novo	ETE Condut a	ETE Jardim Novo	ETE Condut a	ETE Jardim Novo
Média	603,94	536,44	245,83	219,50	69,09	51,36	6,50	7,17
Desvio Padrão	185,06	122,02	76,88	62,19	30,83	5,54	1,79	0,20
Variância	34248,76	14888,26	5910,80	3867,44	950,21	30,67	3,21	0,04
Número de amostras	18,00	18,00	18,00	18,00	18,00	13,00	18,00	18,00
Graus de Liberdade	17	17	17	17	17	12	17	17
Aplicação do teste da Hipótese Nula								
S^2	24568,511		4889,123		569,708		1,626	
S	156,743		69,922		23,869		1,275	
T_c	1,479		1,293		2,376		-1,813	
t student (p=0,01)	2,72		2,72		2,76		2,72	

Fonte: Gobbo (2019).

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO = Demanda Química de Oxigênio

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

FT = Fósforo total

S^2 = Variância das duas médias

S = Desvio padrão das duas médias

T_c = Valor de T crítico a ser comparado com o t da distribuição de t student biacudal.

Tendo como referência a Tabela 11, observa-se que o valor de T_c para todos os parâmetros foi inferior ao t de student, obtido da tabela, em função dos graus de liberdade, com p=0,01, ou seja, com 99% de confiança. Com isso, pode-se concluir que os esgotos brutos das estações são semelhantes no que diz respeito aos parâmetros testados, que representam suas características em termos de concentração de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, alvo desta pesquisa.

Ainda com relação aos parâmetros do efluente bruto, foram feitas algumas correlações (Tabela 12).

Tabela 12 – Correlações entre parâmetros do esgoto afluente das ETEs Conduta e Jardim Novo.

	Valor médio no período				Relações entre parâmetros		
	DQO	DBO	NTK	PT	DQO/ DBO	DBO / N	DBO / P
ETE Conduta	603,94	245,83	69,09	6,50	2,46	3,56	37,82
ETE Jardim Novo	536,44	215,50	51,26	5,61	2,49	4,20	38,41

Fonte: Gobbo (2019).

DQO = Demanda Química de Oxigênio

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

FT = Fósforo total

Na Tabela 12m observa-se que a relação entre a DQO e DBO foi de 2,46 e 2,49, para a ETE Conduta e Jardim Novo, respectivamente, o que representa um esgoto com alta fração de componentes biodegradáveis, significando boa indicação para o tratamento biológico (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). De acordo com os autores, se a relação for inferior a 2,50, a situação acima citada pode ser inferida.

A relação DBO/NTK próxima a 4,0 e a relação DBO/FT superior a 21,0 indicam que o nitrogênio e o fósforo presentes no esgoto podem ser removidos por via biológica (DOUTOR, 2008).

4.2. *Startup* ETE Jardim Novo

O início de operação da ETE Jardim Novo ocorreu em novembro de 2017. Na primeira fase, a de *startup*, o foco no processo foi para a remoção de matéria orgânica e a formação dos grânulos aeróbios. A nitrificação foi suprimida até que os objetivos desta etapa inicial fossem alcançados. Isto ocorreu em setembro de 2018. Assim, em outubro de 2018, onze meses após o início, a concentração da biomassa dentro dos reatores atingiu valores próximos 6 g L^{-1} , conforme previsto para esta etapa 1. O gráfico da Figura 22 mostra o acompanhamento da concentração da biomassa ao longo do tempo.

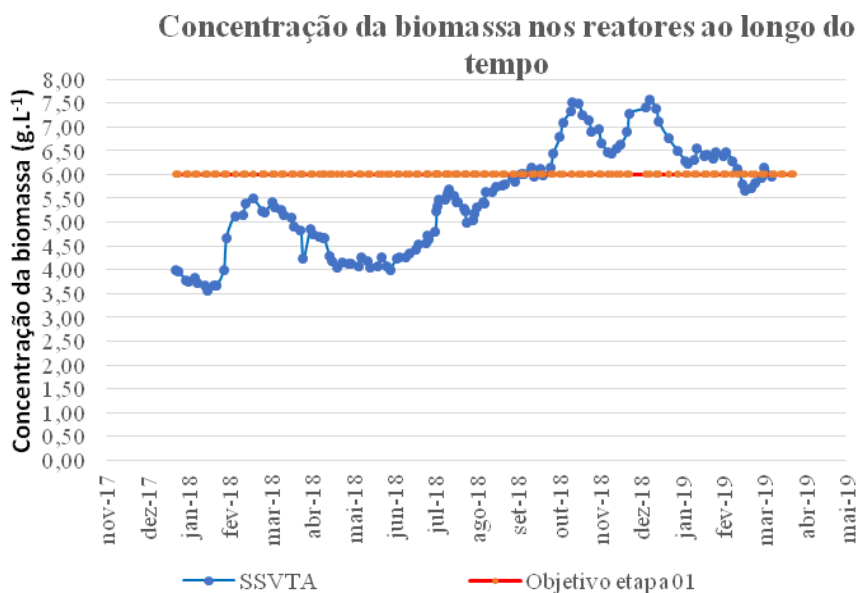


Figura 22– Concentração da biomassa na ETE Jardim Novo ao longo do tempo. Gobbo (2019).

Tendo o gráfico como referência, observa-se que, após setembro de 2018, a concentração de biomassa atingiu o objetivo de 6 mg.L^{-1} e após esta data manteve os valores acima. Isto era suficiente para garantir o tratamento terciário no sistema com confiabilidade. Nesta data, o sistema estava já composto por 54,23% de grânulos com diâmetros superiores a 0,2 mm, conforme o gráfico da Figura 23, que apresenta, por diâmetro, o processo de granulação dentro dos reatores da estação ao longo do tempo. .

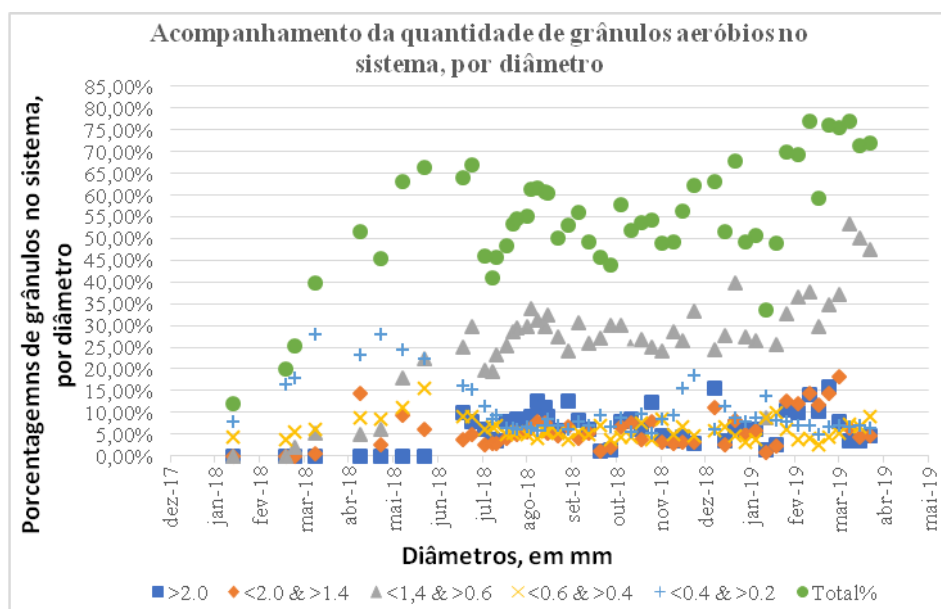


Figura 23– Granulação média dos reatores granulares aeróbios da ETE Jardim Novo, ao longo do tempo. Gobbo (2019).

No gráfico da Figura 23, a série “Total %” representa a porcentagem de grânulos aeróbios com diâmetro superior a 0,2mm no sistema, enquanto as demais séries representam a quantidade de grânulos retidos nas peneiras de 0,2; 0,4; 0,6; 1,4 e 2,0 mm. Conforme o esperado, a quantidade dos grânulos de maiores diâmetros aumentou com o tempo, enquanto a quantidade dos grânulos de menores diâmetros diminuiu.

Em outubro de 2018, quando a nitrificação passou a ser promovida, as porcentagens de grânulos aeróbios com diâmetros superiores a 0,2 mm estavam em 54,27%, 61,45% e 46,98%, nos reatores 1, 2 e 3, respectivamente, sendo a média de 54,23%. Em abril de 2019, o valor apontava para 72%.

De acordo com Pronk et al. (2015), a granulação pode ser considerada satisfatória quando 80% dos grânulos estão com diâmetros superiores a 0,2 mm. Entretanto, estudos realizados em estações em escala real por estes autores e por Doutor (2008) mostraram que a qualidade do efluente tratado pôde ser atingida com menor porcentagem, exatamente como ocorreu no caso da ETE Jardim Novo.

O aumento gradativo da granulação aeróbia teve como consequência o aumento da capacidade de sedimentação do lodo granular, como pode ser observado pelos resultados de IVL_5 e IVL_{30} no período em pauta (Figura 24).

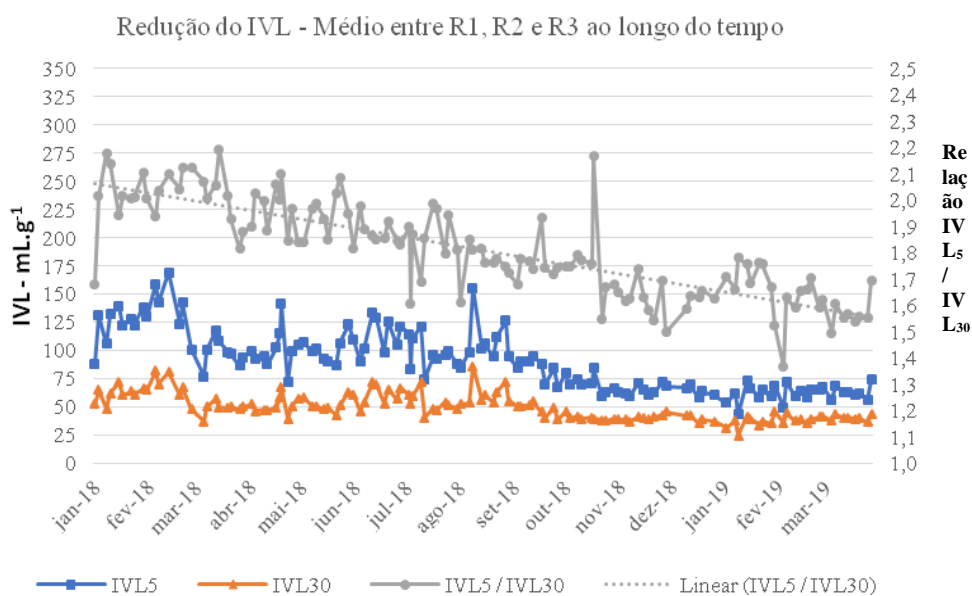


Figura 24– IVL_5 e IVL_{30} nos reatores da ETE Jardim Novo ao longo do período do estudo. Gobbo (2019).

Em janeiro de 2018, os valores de IVL_5 e IVL_{30} apontavam para 128 mL g^{-1} e 62 mL g^{-1} , respectivamente. A relação entre eles era de 2,05. Em abril de 2019, os valores

foram de 63 mL g^{-1} e 40 mL g^{-1} . A relação entre eles estava em 1,57. Analisando os dados, observa-se que o IVL_5 teve redução de 50,7%. A redução da relação entre IVL_5 e IVL_{30} evidenciou o ganho na capacidade de sedimentação do grânulo, o que impacta diretamente na qualidade do tratamento.

O valor do IVL_{30} atingido no final do período classifica o material como sendo de ótima sedimentabilidade, conforme classificação de Von Sperling (2012).

Considerando que, em outubro de 2018, os objetivos previstos para a etapa 01 do período de *startup* (apresentados na Tabela 7) foram atingidos, e que após este período a nitrificação foi promovida, a qualidade do efluente tratado pôde ser comparada com os resultados da ETE Conduta.

Os gráficos apresentados nas Figuras 25 a 28 mostram um acompanhamento da qualidade do efluente tratado da ETE Jardim Novo, nas etapas 01 (*startup*) e 02, considerando as análises de DBO, NTK, $\text{NH}_4\text{-N}$ e FT do efluente tratado ao longo dos meses.

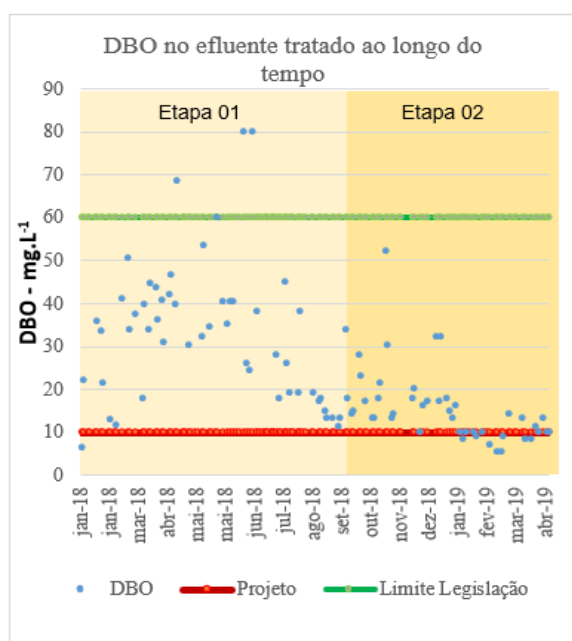


Figura 25. Concentrações de DBO no efluente tratado da ETE Jardim Novo nas etapas 01 e 02. Gobbo (2019).

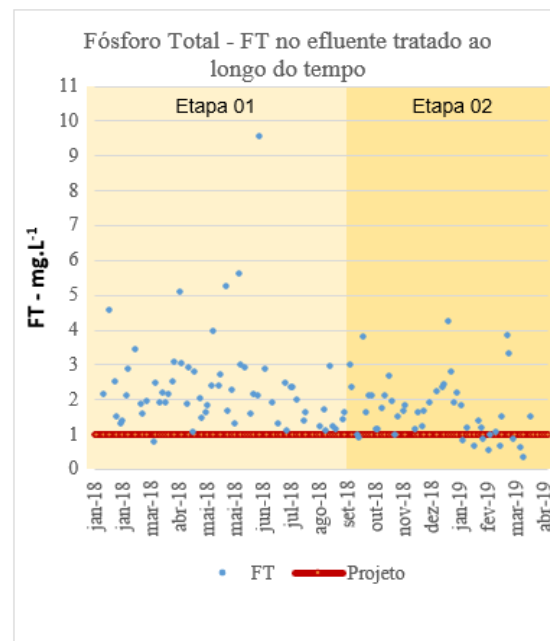


Figura 26. Concentrações de FT no efluente tratado da ETE Jardim Novo, nas etapas 01 e 02. Gobbo (2019).

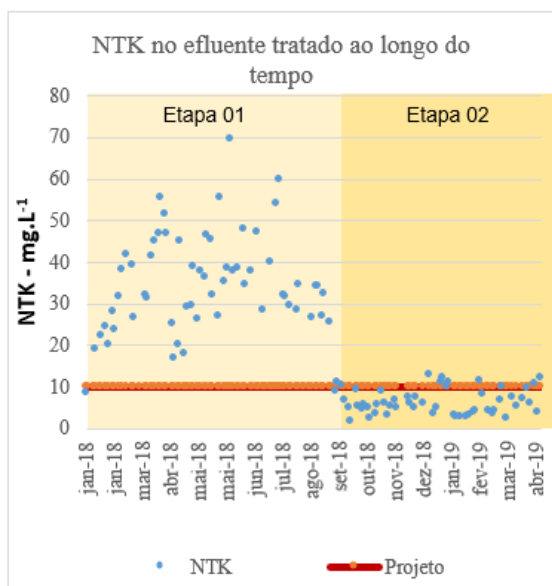


Figura 27. Concentrações de NTK no efluente tratado da ETE Jardim Novo nas etapas 01 e 02. Gobbo (2019).

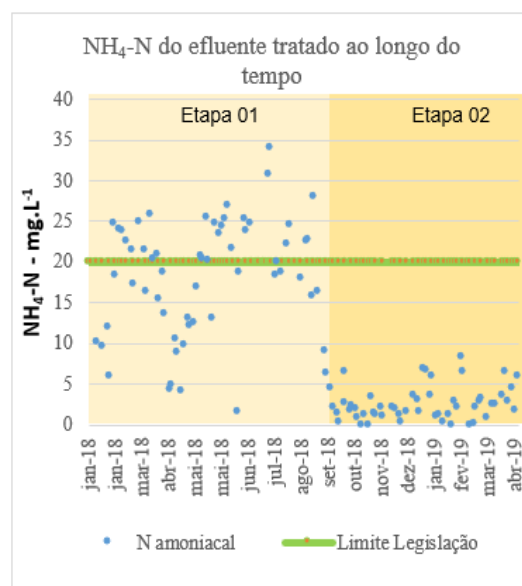


Figura 28. Concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$ no efluente tratado da ETE Jardim Novo, nas etapas 01 e 02. Gobbo (2019).

Os gráficos anteriores mostram o comportamento do sistema na remoção de matéria orgânica e nutrientes ao longo das etapas 01 e 02. Também apresentam os limites exigidos pela legislação e os valores idealizados em projeto, a depender de cada parâmetro.

No caso da DBO, Figura 25, após o início da segunda etapa, em 100% das análises realizadas os valores estavam inferiores ao exigido pela legislação, de 60 mg.L^{-1} . Além disso, os dados mostram que, ao longo do tempo, as concentrações no efluente tratado se aproximam do valor de projeto, de 10 mg.L^{-1} .

No caso do fósforo total, apresentado na Figura 26, na etapa 02 também pode ser notado o decréscimo da concentração deste elemento no efluente tratado, com 27% das amostras apresentando valores inferiores ao limite do projeto, de 1 mg.L^{-1} .

Com relação ao nitrogênio, nota-se que a partir do início da etapa 02, houve redução abrupta das concentrações de NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ no efluente tratado. Isto ocorreu devido ao fato de apenas em setembro de 2018 a concentração da biomassa nos reatores estar próxima a 6 mg.L^{-1} , momento em que a nitrificação foi estimulada. Com isso, percebe-se que os parâmetros exigidos pela legislação para $\text{NH}_4\text{-N}$ passaram a ser atendidos em 100% das análises, e os valores de NTK se aproximaram dos valores idealizados em projeto, de 10 mg.L^{-1} .

Em função das situações acima descritas, apenas as amostras da etapa 02 da ETE Jardim Novo foram comparadas com as amostras da ETE Conduta, uma vez que o sistema da primeira já estava com o processo terciário ativado e em condições de ser avaliado

comparativamente com o sistema de UASB, seguido de lodos ativados. A seguir, são apresentados os resultados desta comparação, seguindo a metodologia do item 3.1.4

4.3. Comparativo da qualidade do efluente tratado

As análises feitas na etapa 02 da ETE Jardim Novo foram comparadas aos resultados da ETE Conduta, conforme detalhado na metodologia, no item 3.1.4. Inicialmente foi feito o teste estatístico para garantir que o número de amostras fosse suficiente para garantir um grau de confiança adequado para as amostras. A Tabela 13 apresenta os dados referente às amostras da ETE Jardim Novo.

Tabela 13 – Verificação do número e grau de confiança das amostras de efluente tratado da ETE Jardim Novo.

	Efluente tratado ETE Jardim Novo								
	DBO	NT	NTK	FT	pH	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	SST
Média	15,80	7,60	6,28	1,72	6,85	2,64	0,57	0,97	23,98
Desvio Padrão - DP	8,91	2,97	2,95	0,89	0,11	2,08	0,32	0,89	20,30
Grau de incerteza - U	4,455	1,486	1,476	0,446	0,057	1,038	0,159	0,443	10,148
Grau de confiança - GC	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%
Graus de liberdade - Valor crítico t student	45	54	54	47	32	52	49	46	42
Número mínimo de amostras	28,966	28,494	28,516	28,944	29,987	28,730	28,730	28,944	28,944
Número de amostras utilizadas	46	55	55	48	33	53	50	47	43

Fonte: Gobbo (2019).

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

FT = Fósforo total

SST = Sólidos em Suspensão Totais

NH₄-N = Nitrogênio Amoniacal

NO₃-N = Nitrato

NO₂-N = Nitrito

NT = Nitrogênio Total

Como pode ser observado na Tabela 13, a quantidade de amostras utilizadas para caracterização do efluente tratado da ETE Jardim Novo foi consideravelmente superior ao mínimo necessário, de acordo com o valor de t crítico obtido para uma distribuição de t de student bicaudal, com grau de confiança de 99%.

A Tabela 14 apresenta os dados referente à quantidade de amostras da ETE Conduta e seu grau de confiança.

Tabela 14 – Verificação do número e grau de confiança das amostras de efluente tratado da ETE Conduta.

	Efluente Tratado ETE Conduta								
	DBO	NT	NTK	FT	pH	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	SST
Média	7,21	21,53	7,11	2,92	6,80	1,80	14,12	0,30	29,33
Desvio Padrão - DP	5,70	6,94	6,04	0,95	0,18	2,69	5,04	0,46	28,24
Grau de incerteza - U	2,848	3,468	3,022	0,475	0,091	1,346	2,522	0,228	14,118
Grau de confiança - GC	95%	95%	95%	95%	95%	95%	95%	95%	95%
Graus de liberdade -	17	17	17	17	17	17	17	17	17
Valor crítico t student	2,11	2,11	2,11	2,11	2,11	2,11	2,11	2,11	2,11
Número mínimo de amostras	17,808	17,808	17,808	17,808	17,808	17,808	17,808	17,808	17,808
Número de amostras utilizadas	18	18	18	18	18	18	18	18	18

Fonte: Gobbo (2019).

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

FT = Fósforo total

SST = Sólidos em Suspensão Totais

NH₄-N = Nitrogênio Amoniacal

NO₃-N = Nitrato

NO₂-N = Nitrito

NT = Nitrogênio Total

Como pode ser observado na Tabela 14, a quantidade de amostras utilizadas para caracterização do efluente tratado da ETE Conduta foi superior ao mínimo necessário, de acordo com o valor de t crítico obtido para uma distribuição de t de student bicaudal, com grau de confiança de 95%.

Após a verificação do nível de confiança das amostras, os efluentes foram comparados pela aplicação do teste da hipótese nula, afirmando, inicialmente, que os parâmetros são semelhantes. A Tabela 15 apresenta o resultado do teste para os parâmetros DBO, FT, pH e SST.

Tabela 15 – Aplicação do teste de hipótese nos parâmetros de DBO, FT, pH e SST do efluente tratado das ETE Jardim Novo e Conduta

Efluente Tratado								
	DBO		FT		pH		SST	
	ETE Conduta	ETE Jardim Novo	ETE Conduta	ETE Jardim Novo	ETE Conduta	ETE Jardim Novo	ETE Conduta	ETE Jardim Novo
Média	7,21	15,80	2,92	1,72	6,80	6,85	29,33	23,98
Desvio Padrão - S	5,70	8,91	0,95	0,89	0,18	0,11	28,24	20,30
Variância - S ²	32,45	79,41	0,90	0,80	0,03	0,01	797,29	411,97
Número de amostras	18,00	46,00	18,00	48,00	18,00	33,00	18,00	43,00
Graus de Liberdade	17,00	45,00	17,00	47,00	17,00	32,00	17,00	42,00
Aplicação do teste da Hipótese Nula								
S ² das duas médias	66,531		0,824		0,020		522,993	
S das duas médias	8,157		0,908		0,142		22,869	
t _c	-4,092		5,139		-1,207		0,903	
t de student (p=0,01)	2,58		2,58		2,58		2,58	

Fonte: GOBBO (2019)

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio

FT = Fósforo total

SST = Sólidos em suspensão totais

S = Desvio padrão

S² = Variância

T_c = T crítico

Para que a hipótese nula seja aceita, os valores de t_c devem ser inferiores ao valor de t de student para o grau de liberdade das amostras. Os resultados mostraram que, para os parâmetros de DBO e FT, o efluente tratado não é semelhante.

No que diz respeito à DBO, ambos os sistemas tiveram 100% das amostras com valores inferiores aos exigidos pela legislação, de 60 mg.L⁻¹, ou seja, os dois são capazes de reduzir DBO a níveis de legislação. Entretanto, o sistema de UASB, seguido de lodos ativados, apresentou menores concentrações de DBO no efluente tratado, com valor médio 54% inferior. Das 18 amostras, 15 tiveram valores abaixo do requisito de projeto, que é de 10 mg.L⁻¹, o que representa 83% das amostras. No sistema granular aeróbio, das 45 amostras, 17 tiveram valores abaixo dos 10 mg.L⁻¹, o que representa 38% do total. Em fevereiro de 2019, após ser observado escape de sólidos com o efluente tratado nos reatores da ETE Jardim Novo, foram instaladas algumas adaptações nos reatores, que possibilitaram maior retenção de sólidos, impedindo seu deslocamento junto com o efluente tratado. A partir de

então, das 16 análises compreendidas no período entre fevereiro de 2019 e abril de 2019, 13 tiveram valores inferiores a 10 mg.L^{-1} , o que representa 81,2%.

Com relação ao fósforo total, ficou evidenciado que o sistema granular aeróbio tem maior capacidade de remoção. O valor médio da concentração no FT no efluente bruto da ETE Jardim Novo foi 41% inferior. Das 48 amostras analisadas, 14 tiveram valores inferiores ao requisito de projeto, que é de 1 mg.L^{-1} , o que representa 29%. No sistema de UASB, seguido de lodos ativados, das 18 amostras, apenas uma teve valor de 1 mg.L^{-1} , o que representa 5,6%. Além disso, conforme o gráfico da Figura 26, o sistema foi se aproximando do requisito de projeto no sistema granular aeróbio, indicando tendência a chegar ao valor ideal, o que não ocorreu no sistema de UASB, seguido de lodos ativados.

A principal explicação para isso se deve à não utilização de produto químico nesta estação para complementar a remoção de fósforo. A remoção ocorre exclusivamente por via biológica, chegando a um limite no qual não seria mais possível reduzir, diferentemente no que ocorre no sistema granular aeróbio, cuja tecnologia permite chegar a 1 mg.L^{-1} apenas por via biológica.

Os parâmetros pH e SST são similares no efluente tratado de ambos os sistemas. O valor médio de SST ficou próximo, porém acima do requisito de projeto, que é de 20 mg.L^{-1} nas duas tipologias. No sistema granular aeróbio, das 43 amostras analisadas, 24 tiveram os valores inferiores ao do projeto, o que representa 56% do total. Já no sistema de UASB, seguido de lodos ativados, das 18 amostras, 10 tiveram valores inferiores aos do projeto, o que também representa 56% do total. A adaptação citada anteriormente feita em fevereiro de 2019 nos reatores da ETE Jardim Novo para retenção de sólidos no sistema, que reduziu a DBO no efluente tratado, também reduziu as concentrações de SST. Das 13 análises feitas no período entre fevereiro de 2019 e abril de 2019, 12 apresentaram valores inferiores a 20 mg.L^{-1} , o que representa 92,3% do total.

A Tabela 16 apresenta o resultado do teste para os parâmetros da série de nitrogênio NT, NTK, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{NO}_2\text{-N}$.

Tabela 16 – Aplicação do teste de hipótese nos parâmetros de NT, NTK, NH₄-N, NO₃-N e NO₂-N do efluente tratado das ETE Jardim Novo e Conduta

	Efluente Tratado											
	DBO		NT		NTK		NH ₄ -N		NO ₃ -N		NO ₂ -N	
	ETE Condu ta	ETE JD. Novo	ETE Condu ta	ETE JD. Novo	ETE Condu ta	ETE JD. Novo	ETE Condu ta	ETE JD. Novo	ETE Condu ta	ETE JD. Novo	ETE Condu ta	ETE JD. Novo
Média	7,21	15,80	21,53	7,60	7,11	6,28	1,80	2,64	14,12	0,57	0,30	0,97
Desvio Padrão - S	5,70	8,91	6,94	2,97	6,04	2,95	2,69	2,08	5,04	0,32	0,46	0,89
Variância - S ²	32,45	79,41	48,11	8,84	36,54	8,71	7,24	4,31	25,45	0,10	0,21	0,78
Número de amostras	18,00	46,00	18,00	55,00	19,00	55,00	18,00	53,00	18,00	50,00	18,00	47,00
Graus de Liberdade	17,00	45,00	17,00	54,00	18,00	54,00	17,00	52,00	17,00	49,00	17,00	46,00
Aplicação do teste da Hipótese Nula												
S ² das duas médias	66,531		18,240		15,667		5,031		6,629		0,629	
S das duas médias	8,157		4,271		3,958		2,243		2,575		0,793	
t _c	-4,092		12,852		0,852		-1,470		20,580		-3,273	
t de student (p=0,01)	2,58		2,58		2,58		2,58		2,58		2,58	

Fonte: Gobbo (2019).

NH₄-N = Nitrogênio Amoniacal

NO₃-N = Nitrato

NO₂-N = Nitrito

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl – Método em que se obtém o nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal

NT = Nitrogênio Total = NTK + NO₃-N + NO₂-N

S = Desvio padrão

S² = Variância

T_c = T crítico

O teste aplicado mostrou que o efluente tratado tem as mesmas características no que diz respeito a NTK e NH₄-N, o que indica que o processo de nitrificação, ou seja, conversão da amônia em nitritos e nitratos, está ocorrendo de forma satisfatória em ambos os sistemas. As concentrações de NH₄-N no efluente tratado pelos dois sistemas apresentaram 100% das amostras com valores inferiores ao exigido pela legislação, que é de 20 mg.L⁻¹. O valor médio do NTK em ambas também ficou inferior aos respectivos valores de projeto, que são de 12 mg.L⁻¹ na ETE Conduta e 10 mg.L⁻¹ na ETE Jardim Novo. Na primeira, das 18 amostras, 16 ficaram com valores inferiores aos do projeto, o que representa 89% do total, enquanto na segunda, 100% das amostras ficaram inferiores aos limites de projeto.

A grande diferença entre os sistemas está na segunda etapa da remoção do nitrogênio do sistema, que é a remoção de nitritos e nitratos e, por consequência, a remoção do nitrogênio total do sistema. Como observado na Tabela 16, o teste de hipótese foi negativo para os parâmetros NT, NO₃-N e NO₂-N. Com isso, pode-se inferir que o processo de desnitrificação está ocorrendo com maior eficiência no sistema granular aeróbio. O valor médio da concentração de nitratos no efluente tratado pelo sistema de UASB, seguido de

lodos ativados, é superior ao do projeto, que é de 10 mg.L^{-1} . A depender da capacidade do corpo receptor, isto pode ser um problema que pode tomar maior proporção, dada a toxicidade do parâmetro nitrato para consumo humano da água. O valor médio da concentração de NT no efluente bruto da ETE Jardim Novo foi 64,7% inferior.

Em suma, os principais pontos observados nas análises de qualidade do efluente tratado nas estações, com relação à remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, respectivamente, foram:

- **Remoção de matéria orgânica:** No sistema de UASB, seguido de lodos ativados, o valor médio de DBO no efluente tratado foi de $7,21 \text{ mg.L}^{-1}$, 54% inferior ao valor médio obtido no sistema granular aeróbio, que foi de $15,80 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores estão bem abaixo do limite máximo estipulado em legislação, que é de 60 mg.L^{-1} , e próximos dos requisitos do projeto, de 10 mg.L^{-1} .
- **Remoção de nitrogênio:** Os valores médios das concentrações de NTK no efluente tratado das estações são similares, indicando que o processo de nitrificação em ambos os sistemas é eficiente. Os valores médios ficaram abaixo do requisito do projeto, que é de 10 mg.L^{-1} . Situação semelhante ocorreu com o nitrogênio amoniacal, cujos valores também ficaram abaixo do máximo permitido por legislação em 100% das amostras. Entretanto, quando se avalia o parâmetro Nitrogênio Total, que é a soma do NTK, Nitrito (NO_2N) e Nitrato (NO_3N), as concentrações são diferentes, sendo a concentração no sistema granular aeróbio 64,7% inferior ao sistema de UASB, seguido de lodos ativados. A grande diferença está na concentração de nitratos no efluente, o que indica dificuldade no processo de nitrificação neste último.
- **Remoção de Fósforo:** O sistema granular aeróbio apresentou melhor performance na remoção de fósforo total, cuja concentração no efluente tratado teve o valor médio de $1,72 \text{ mg.L}^{-1}$, 41% inferior ao valor médio obtido no sistema de UASB, seguido de lodos ativados, cujo valor médio foi de $2,92 \text{ mg.L}^{-1}$.

Correlacionando os dados obtidos na análise do efluente tratado da ETE Jardim Novo, com sua fase de *startup*, chega-se às seguintes conclusões:

- Após onze meses, foi possível atingir concentração da biomassa de $6,0 \text{ g.L}^{-1}$, conforme previsto para esta etapa. Após este período, a nitrificação passou a ser feita;
- A porcentagem de grânulos com diâmetro superior a $0,2 \text{ mm}$ dentro dos reatores após onze meses de operação estava em $54,23\%$. Com esta granulação, já era possível garantir confiabilidade na remoção de DBO a níveis de legislação e propiciar um processo avançado de remoção do nitrogênio total e fósforo do sistema.

Comparando os controles e rotinas operacionais das duas tipologias, observou-se que:

- A operação do sistema granular aeróbio permite maior controle do processo, uma vez que é suportada por um *software* com inteligência artificial (*self-learning*) denominado *NEREDA Controller*, que possibilita o acompanhamento de dados (*setpoints*) em diferentes etapas do sistema, tais como vazões de entrada e recirculações, descarte de lodo, oxigênio dissolvido nos reatores, amônia e fosfatos, sendo capaz de operar em modo automático, além de fazer previsões baseadas em históricos, ou manual, a depender da definição do operador. Isto possibilita controle em tempo real dos parâmetros.
- No sistema de UASB, seguido de lodos ativados, é necessário fazer o controle operacional do efluente em dois sistemas: nos reatores UASB e no sistema de lodos ativados. No primeiro, o descarte de lodo em excesso não tem o mesmo controle automatizado como o existente no sistema granular aeróbio. Além disso, há geração de odores e dificuldade de limpeza. Já no sistema de lodos ativados, ocorre maior dificuldade no controle do processo de desnitrificação, fato evidenciado pela maior quantidade de nitratos no efluente tratado.

4.4. Análise econômica comparativa

Conforme apresentado na metodologia, foram avaliados mensalmente os custos operacionais unitários, por metro cúbico de esgoto tratado, de cada uma das estações. Como a ETE Jardim Novo passou, durante o período do estudo, por um processo de *startup*, chamado de etapa 01, a avaliação dos custos foi feita em dois períodos, sendo eles:

- **Período 01:** compreendido entre janeiro de 2018 e setembro de 2019. Abrangeu a etapa *startup* da estação. Alguns ajustes foram feitos neste período, os quais podem ter afetado os indicadores econômicos. Como será apresentada mais adiante, a quantidade de oxigênio injetada no sistema foi aumentada de forma gradual, até se chegar ao consumo necessário para nitrificação. A quantidade de lodo descartado também foi ajustada para provocar formação dos grânulos.
- **Período 02:** compreendido entre outubro de 2018 e abril de 2019, no qual a granulação dentro do sistema estava efetivada e ele já trabalhava com o processo terciário, ou seja, com remoção de nitrogênio e fósforo. Como os ajustes foram menores neste período, não houve significativa flutuação de custo.

Para uma comparação efetiva entre os dois sistemas de tratamento, os custos unitários foram comparados no mesmo período (Período 02), tanto para a ETE Jardim Novo quanto para a ETE Conduta.

Na Tabela 17 constam os principais custos unitários reais obtidos para cada estação, os quais serão discutidos a seguir.

Tabela 17 – Custos operacionais unitários por volume de esgoto tratado nas ETE Jardim Novo e Conduta.

	Unidade	ETE JD NOVO		ETE CONDUTA	DIFERENÇA
		[1] Média (Jan/18 a set/19)	[2] Média (Out/18 a abr/19)	[3] Média (Out/18 a abr/19)	Período 2 (Out/18 a abr/19) {[2]/[3]}-1
Consumo com energia	Kwh . m ⁻³	0,312	0,397	0,359	10,76%
Custos com energia	U\$. m⁻³	0,041	0,052	0,047	10,76%
Custos com produto Químico	U\$. m⁻³	0,009	0,010	0,013	-27,32%
Quantidade de Lodo desaguado (em excesso), por metro cúbico tratado	kg. m ⁻³	0,688	0,713	0,342	108,74%
Custos com disposição de lodo	U\$. m⁻³	0,028	0,029	0,014	108,74%
Custos com energia + lodo + químicos	U\$. m⁻³	0,078	0,091	0,074	22,42%
Custos com pessoal	U\$. m⁻³	0,010	0,010	0,015	-33,27%
Outros Custos	U\$. m⁻³	0,037	0,026	0,035	-26,54%
Custos Total	U\$. m⁻³	0,124	0,126	0,124	1,86%
% custo com energia	%	32,90%	41,16%	37,85%	-
% custo com lodo	%	22,58%	23,01%	11,23%	-
% custo com químicos	%	7,00%	7,57%	10,61%	-
% custo com pessoas	%	7,83%	8,00%	12,21%	-
% outros custos	%	29,70%	20,26%	28,09%	-
Volume de esgoto tratado	m ³	621.231	652.081	430.525	-

Fonte: Gobbo (2019).

*Valores em Dólar americano (U\$)

Considerado o custo de U\$ 40,75 para transporte e disposição de lodo (distância aproximada de 9 km);

Como pode ser observado, de fato houve uma alteração dos custos unitários na ETE Jardim Novo do período 01 para o período 02. No primeiro, os custos se igualaram, porém, no segundo, o custo unitário total foi 1,86% superior no sistema granular aeróbio. Isto pode ser explicado pela maior quantidade de energia necessária para que ocorresse o processo de nitrificação e também pela maior geração de lodo, uma vez que o sistema é exclusivamente aeróbio e, com isso, forma mais lodo.

Apesar disso, os resultados encontrados mostram que a tecnologia granular aeróbia pode, sim, ser vantajosa economicamente no cenário brasileiro, uma vez que a diferença entre os custos operacionais foi pequena.

O consumo de energia no sistema granular aeróbio foi 10,76% superior ao do sistema de UASB, seguido de lodos ativados. Considerando que neste último há uma etapa anaeróbia que antecede o processo de lodos ativados, esta diferença é pouca. Não foi levada em conta neste trabalho a possibilidade da utilização do biogás produzido pelos gases canalizados nos

reatores UASB da ETE Conduta para uma possível produção de energia. Isto certamente poderia melhorar a eficiência energética da estação. Como tal iniciativa não estava sendo utilizada nem prevista na unidade, ela não foi abordada.

Como esperado, a geração de lodo no sistema granular aeróbio foi consideravelmente superior, superando em 108,74% o sistema de UASB, seguido de lodos ativados. Este fator deve ser levado em conta em estações cujos municípios não têm locais e/ou alternativas para disposição ou utilização de lodo. A depender da distância de transporte e da facilidade de disposição, a geração maior de lodo no sistema granular aeróbio poderia inviabilizar seu uso.

Já com relação a produtos químicos, o sistema granular aeróbio se mostrou mais vantajoso, uma vez que todo o processo de remoção de matéria orgânica e nutrientes ocorre de forma biológica, sem adição de químicos. Também o sistema não gera odores, dispensando a necessidade de desodorizadores. Este fato, somado à não necessidade de alcalinizante para equilíbrio pH no processo, fez com que os custos de produtos químicos fossem 27,32% inferiores ao sistema de UASB, seguido de lodos ativados.

Os custos com pessoal e manutenção são inferiores no sistema granular aeróbio em razão da grande automação do sistema, que exige apenas um operador. As concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo no sistema para acompanhamento de processo podem ser acompanhadas por processos automáticos, definidos pelo *software Nereda Controller*, o que permite redução da equipe. A limpeza contínua dos reatores UASB e decantadores, além da conservação da área da ETE Conduta, faz com que os custos com pessoal e manutenção da estação sejam 33,27% e 26,54% superiores, respectivamente.

Assim, pode-se concluir que os custos com energia elétrica e lodo no sistema granular aeróbio são superiores, compensados pelo menor custo com produto químico, pessoal e manutenção, ficando 1,86% acima do sistema de UASB, seguido de lodos ativados.

Considerando que na ETE Conduta o fósforo total do sistema estava sendo removido apenas por via biológica e que, de acordo com o memorial de operação da estação, apenas com aplicação de cloreto férrico seria possível atingir a concentração de projeto (1 mg.L^{-1}), sugeriu-se para este estudo uma avaliação econômica, considerando um cenário em que fosse aplicado este produto químico na ETE Conduta. De acordo com o manual, seria necessária uma dosagem de 60 mg.L^{-1} de cloreto férrico para que a concentração de fósforo total no efluente tratado chegasse a 1 mg.L^{-1} . Os valores obtidos com esta simulação estão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 – Custos operacionais unitários, por volume de esgoto tratado nas ETE Jardim

Novo e Conduta, considerando aplicação de cloreto férrico nesta última para atingir concentração de 1mg.L^{-1} de fósforo total no efluente tratado.

	Unidade	ETE JD NOVO		ETE CONDUTA	DIFERENÇA
		[1] Média (Jan/18 a set/19)	[2] Média (Out/18 a abr/19)	[3] Média (Out18 a abr/19)	Período 2 (Out/18 a abr/19) {[2]/[3]}-1
Consumo com energia	Kwh . m^{-3}	0,312	0,397	0,359	10,76%
Custos com energia	U\$. m^{-3}	0,041	0,052	0,047	10,76%
Custos com produto Químico	U\$. m^{-3}	0,009	0,010	0,047	-79,82%
Quantidade de Lodo desaguado (em excesso), por metro cúbico tratado	kg. m^{-3}	0,688	0,713	0,342	108,74%
Custos com disposição de lodo	U\$. m^{-3}	0,028	0,029	0,014	108,74%
Custos com energia + lodo + químicos	U\$. m^{-3}	0,078	0,091	0,108	-16,29%
Custos com pessoal	U\$. m^{-3}	0,010	0,010	0,015	-33,27%
Outros Custos	U\$. m^{-3}	0,037	0,026	0,035	-26,54%
Custos Total	U\$. m^{-3}	0,124	0,126	0,158	-20,17%
% custo com energia	%	32,90%	41,16%	29,66%	-
% custo com lodo	%	22,58%	23,01%	8,80%	-
% custo com químicos	%	7,00%	7,57%	29,95%	-
% custo com pessoas	%	7,83%	8,00%	9,57%	-
% outros custos	%	29,70%	20,26%	22,02%	-
Volume de esgoto tratado	m^3	621.231	652.081	430.525	-

Fonte: Gobbo (2019).

Valores em Dólar americano (US\$)

Considerado o custo de US\$ 40,75 para transporte e disposição de lodo (distância aproximada de 9 km);

Considerada a aplicação de cloreto férrico na ETE Conduta a concentração de 60mg.L^{-1}

Considerando o cenário acima, a diferença entre o custo operacional unitário de um produto químico passa da diferença de 27,32% (cenário anterior) para 79,82%. Os demais custos permanecem os mesmos. O que muda de fato é que o produto químico passa a ser muito mais representativo nos custos da estação, chegando a atingir 29,66% do total. Assim, os custos operacionais unitários totais passariam a ser 20,17% inferiores na tecnologia granular aeróbia considerando apenas a mudança nesta fase de processo, ou seja, aplicação do cloreto férrico para complementar a remoção do fósforo.

O cálculo do VPL a longo prazo, para complementação do estudo econômico, foi feito através de projeções para a ETE Jardim Novo, considerando seu custo real de construção e o orçamento anterior obtido pela empresa operadora para sua construção em sistema de UASB, seguido de lodos ativados. Os valores foram ajustados pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo- IPCA para o ano de 2017.

Já com relação aos custos operacionais utilizados para projeção do fluxo de caixa ao longo dos anos, foram utilizados os custos unitários reais obtidos na ETE Jardim Novo para a alternativa da estação em sistema granular aeróbio e os custos unitários reais obtidos na ETE Conduca para a alternativa em sistema de UASB, seguido de lodos ativados.

A modelagem foi feita apenas considerando o cenário real ilustrado na Tabela 17, ou seja, considerando que não está sendo utilizado cloreto férrico na ETE Conduca para complementar a remoção do fósforo total. O resultado da modelagem está apresentado na Tabela 19. Por questões de confidencialidade das informações, os valores estão expressos em função de um Fator C, da ordem de U\$ 10⁴. O VPL está expresso em valor absoluto.

Tabela 19 – Determinação do VPL para o sistema granular aeróbio e UASB, seguido de lodos ativados

Custos	Unidade	Alternativa	Alternativa	Diferença
		1 UASB + lodos ativados	2 Tecnologia granular aeróbia	
Energia elétrica	(‘000 U\$ / ano)	89	99	10,51%
Químicos	(‘000 U\$ / ano)	25	18	-27,20%
Transporte e disposição de lodo	(‘000 U\$ / ano)	27	55	105,97%
Manutenções e outros custos	(‘000 U\$ / ano)	95	68	-28,63%
Total Custos Operacionais	(‘000 U\$ / ano)	236	240	1,61%
Projetos/Licenciamentos/Anuências/Royalties	(‘000 U\$)	36	220	504,40%
Obras civis, hidráulicas e mecânicas	(‘000 U\$)	2.641	2.051	-22,32%
Elétrica, Automação e Montagens em Geral (elétrica, hidráulica, mecânica e fibra de vidro)	(‘000 U\$)	1.665	1.203	-27,76%
Total Custos com Construção	(‘000 U\$)	4.342	3.474	-19,99%
VPL	(‘000 U\$)	-32.324	-28.169	-12,85%

Fonte: Gobbo (2019).

Valores em Dólar americano (US\$);

Os custos operacionais da tabela referem-se aos do trigésimo ano do projeto (último ano);

A vazão do projeto para dimensionamento da construção e a projeção dos custos operacionais para o trigésimo ano são de 280 L.s⁻¹;

Os custos unitários obtidos para os dois sistemas foram aplicados no acréscimo de vazão previsto ao longo dos anos.

Como pode ser observado, a diferença entre os custos operacionais dos dois sistemas é baixa, o que já foi avaliado anteriormente.

Entretanto, ao analisar os custos com implantação dos sistemas, observa-se que:

- Os custos com projetos e *Royalties* são superiores na tecnologia granular aeróbia, mas são compensados pela redução dos custos de obras civis, hidráulicas e mecânicas e dos custos de elétrica, automação e montagem; e
- A redução de 63% no volume de construção ocasionou redução de 20% no total dos custos de construção.

Com isso, o valor do VPL para a tecnologia granular aeróbia ao longo de trinta anos foi mais atrativo, com diferença de 12,85%, assim, economicamente, esta tecnologia apresentou maior vantagem.

5. CONCLUSÃO GERAL

A adoção da tecnologia granular aeróbia para tratamento do esgoto doméstico foi estudada nesta pesquisa. As vantagens econômicas e a performance operacional foram investigadas considerando o cenário brasileiro, que, apesar de ter baixo índice nacional de atendimento populacional com tratamento de esgoto, tem uma legislação ambiental consideravelmente restritiva em grande parte de seu território, o que estimula pesquisas e estudos de novas tecnologias.

Diferentemente de países europeus como Holanda e Reino Unido, onde a tecnologia granular aeróbia se consolidou nas últimas décadas, a maior parte dos resíduos gerados no processo de tratamento no Brasil ainda é disposta em aterros sanitários, sendo que grande parte deles não são licenciados, o que pode inviabilizar a adoção de processos exclusivamente aeróbios, que geram maior quantidade de lodo. Por conta disso, muitas das estações no Brasil têm sistemas mistos, iniciando com sistemas anaeróbios, caso da tipologia constituída por UASB, seguido de lodos ativados. Além disso, muitos dos equipamentos utilizados em tecnologias modernas, caso da tecnologia granular aeróbia, são importados e demandam altos investimentos, assim como instrumentação necessária para garantir a confiabilidade da operação do sistema. Dentro deste cenário, um sistema de tratamento exclusivamente aeróbio poderia apresentar uma grande desvantagem econômica.

Os resultados obtidos nesta pesquisa mostraram que, após o período de *startup*, que foi de onze meses, o sistema granular aeróbio apresentou alta performance na remoção de nutrientes, sendo que a concentração de nitrogênio total no efluente tratado da ETE Jardim Novo foi 64,7% inferior e a de fósforo total foi 41 % inferior. Isso significa menor quantidade de componentes nitrogenados no corpo receptor, certamente contribuindo para sua qualidade. O controle de processo inerente à tecnologia granular aeróbia contribuiu significativamente para o acompanhamento das concentrações dos compostos no efluente tratado. A concentração de matéria orgânica no efluente tratado, apesar de estar bem abaixo dos níveis exigidos pela legislação vigente, foi superior ao sistema de UASB, seguido de lodos ativados, cuja concentração de DBO no efluente tratado foi 54% inferior.

A análise econômica comparativa dos custos unitários operacionais entre os dois sistemas resultou em uma diferença de apenas 1,86%, sendo maior no sistema granular aeróbio. Entretanto, para um projeto de 30 anos e considerando a diferença de 20% nos de

construção, sendo menor no sistema granular aeróbio, o VPL foi 12,85% inferior, indicando melhor vantagem econômica a longo prazo para este sistema.

Além dos resultados econômicos e de qualidade do efluente, outra vantagem identificada no sistema é o controle operacional, feito com o apoio do *NEREDA Controller*, que otimiza a segurança do sistema.

A única ressalva com relação à adoção desta tecnologia está no tempo necessário para garantir a confiabilidade da qualidade do efluente tratado, que foi de onze meses, neste caso. Este fator deve ser analisado e considerado, dependendo do prazo do operador para atender os níveis de legislação. A ETE Jardim Novo é a segunda planta no país a operar nesta tecnologia. Alguns aprendizados obtidos durante seu comissionamento serão aplicados nas próximas plantas, incluindo a construção de um tanque de equalização de vazão a montante dos reatores, o que pode melhorar o controle da velocidade ascensional de alimentação, estimulando a formação dos grânulos aeróbios. Assim sendo, o custo deste tanque deve ser computado na análise. Outra possibilidade que pode ser estudada é a exportação de grânulos maduros da ETE Jardim Novo para novas plantas, o que, certamente, irá reduzir o período de *startup*, mas deverão ser avaliados os custos de transporte.

Assim, pode-se afirmar que a tecnologia granular aeróbia pode encontrar seu espaço dentro do cenário brasileiro para tratamento do esgoto doméstico e sugere-se que, para futuras pesquisas, seja estudada a viabilidade da utilização de grânulos aeróbios maduros de outras ETE na tentativa de reduzir o tempo de comissionamento, que foi o único ponto de atenção observado.

ANEXO I – NORMAS E PROCEDIMENTOS DE ENSAIO

ENSAIOS QUÍMICOS	NORMA E / OU PROCEDIMENTO
Determinação de Nitrogênio Total - titulometria LQ: 1,5 mg N/L	POPDAM107 vs.10:2017 SMEWW 23ª Ed 2017 Método 4500-Norg.B
Determinação de Nitrogênio Kjeldahl - titulometria LQ: 1,4 mg NH ₃ -N/L	POPDAM107 vs.10:2017 SMEWW 23ª Ed 2017 Método 4500-Norg.B
Determinação de Nitrogênio Orgânico - titulometria LQ: 1,6 mg NH ₃ -N/L	POPDAM108 vs.08:2017 SMEWW 23ª Ed 2017 Método 4500-Norg.B
Determinação de ânions inorgânico pelo método colorimétrico automatizado. Nitrito LQ: 0,01 mg/L	SMEWW 23ª Ed 2017 Método 4500- NO2-B
Determinação de ânions inorgânico pelo método colorimétrico automatizado. Nitrato LQ: 0,5 mg/L	SMEWW 23ª Ed 2017 – Método 4500 - NO3 - H
Determinação de ânions inorgânico pelo método colorimétrico automatizado. Fosfato como fósforo LQ: 0,163 mg/L	USEPA 365.3:1978
Determinação de Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO por incubação de 5 dias LQ: 1,7 mg/L	POPDAM009 vs.24:2017 SMEWW 23ª Ed 2017 Método 5210 B
Determinação de DQO (Demanda Química de Oxigênio) refluxo fechado pelo método colorimétrico manual e automatizado LQ:15,0 mgO ₂ /L	POPDAM029 vs.24:2017 SMEWW 23ª Ed 2017 Método 5220 D
Determinação de sólidos suspensos e totais, L.Q: (Suspensos) 8,3 mg Sólidos Suspensos Totais/L L.Q: (Totais): 8,6 mg Sólidos Totais/L	POPDAM024 vs.19:2017 SMEWW 23ª Ed 2017 Método 2540D e 2540B

Referências Bibliográficas

ALMADA, R. B. *Avaliação de Reatores de Leito Móvel com biofilme (MBBR) em série para tratamento de diferentes efluentes de refinaria de petróleo visando ao reúso industrial*. 2012. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. Disponível em <https://referenciabibliografica.net/index.php?cliquoNoExemplo=trabalhosAcademicos>.

ANA – Agência Nacional das Águas - Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas*. 2013. Disponível em <http://atlasesgotos.ana.gov.br>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. - ABNT. NBR - 12.209. *Elaboração de projetos hidráulicos-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro, 2011. 53 p.

BATES, B. *Aerobic Granular Sludge Technology*. Ohio Biosolids Workshop. 2017. EUA. Disponível em: http://www.ohiowea.org/docs/Ohio_Biosolids_Nereda_Seminar_2017.pdf.

BOURDEAUX-RÊGO, Ricardo. *Viabilidade econômico-financeira de projetos*. 2010. 164 p. – Série gerenciamento de projetos. Fundação Getúlio Vargas. Editora FGV.

BRASIL. Decreto nº 7217, de 21 de Junho de 2010. *Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências*. Diário oficial da união. Brasília.2010.

BRASIL. Lei nº 11445, de 05 de Janeiro de 2007. *Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências*. Diário oficial da união. Brasília. 2007.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento*. Diário Oficial da União. Brasília. 2005.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 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*. Diário Oficial da União, Brasília. 2011.

BRK AMBIENTAL. *Plano de Negócios. Estação de Tratamento de esgoto Jardim Novo – Município de Rio Claro (SP)*. 2014a.

BRK AMBIENTAL. *Estação de Tratamento de esgoto Jardim Novo – Município de Rio Claro (SP). Memorial Técnico Descritivo*. 2010a.

BRK AMBIENTAL. *Estação de Tratamento de esgoto Conduta – Município de Rio Claro (SP). Memorial e diretrizes para operação*. 2011a.

COMA, M.; VERAWATY, M.; PIJUAN, M.; YUAN, Z.; BOND, P. L. *Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater*. *Bioresource Technology*, v. 103, n. 1, p. 101–108, 2012. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.014>>.

COSTA, T. B. *Desempenho de reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico*. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em <https://referenciabibliografica.net/index.php?cliqueuNoExemplo=trabalhosAcademicos>.

CRUZ, Diego B. *Estudo hidrodinâmico computacional de reator UASB em escala de bancada com validação experimental*. 2013. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

DE KREUK, M.K., MCSWAIN, B.S., BATHE, S., TAY, S.T.L., SCHWARZENBECK, N., WILDERER, P.A. Discussion outcomes. Aerobic granular sludge. *Water and Environmental Management Series*. IWA Publishing, London, 2005, 155-169.

DE KREUK, M. *Aerobic Granular Sludge Technology*. Aerobic Granular Sludge Technology, 2008.

DOUTOR, J. R. C. *Tecnologia Nereda™ aplicada à ETAR DE Frielas*. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. Disponível em <https://run.unl.pt/bitstream/10362/1784/1/Doutor_2008.pdf>.

FERRAZ, D. L. M. *Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodos ativados*– RN. 2014. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. Disponível em: arquivos.info.ufrn.br/arquivos/.../Danillo_Ferraz_2014.pdf.

GIESEN, A.; DE BRUIN, L. M. M.; NIERMANS, R. P.; VAN DER ROEST, H. F. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. *Water Practice and Technology*, v. 8, n. 1, p. 47–54, 2013.

HE, Q.; ZHANG, S.; ZOU, Z.; ZHENG, L. AN; WANG, H. Unraveling characteristics of simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal (SNDPR) in an aerobic granular sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*. v. 220, p. 651–655, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.105>>.

HENRIQUE, I. N. *Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais*. 2010. Tese de Doutorado em Recursos Naturais - Universidade Federal de Campina Grande. Paraíba. 2010.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Site**, Disponível em <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>. Acesso em 16/07/2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 6ª ed. 2005.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - *A review*. *Bioresource Technology*. v. 101, n. 10, p. 3299–3310, 2010. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.039>>.

KELLER, J.; GIESEN, A. Advancements in Aerobic Granular Biomass Processes. *Neptune and Innwatech End User Conference*. The University of Queensland, Australia. January, 2010. 52f.

KELLER, J.; GIESEN, A. *Advancements in Aerobic Granular Biomass Processes*. Neptune and Innwatech End User Conference. 2010. Belgium. Disponível em: https://www.eu-neptune.org/End%20User%20Conference/1_Keller_Giesen_Innwatech_Granulation.pdf.
LIU, Y.; KANG, X.; LI, X.; YUAN, Y. *Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment*. *Bioresource Technology*. v. 190, p. 487–491, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>.

MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. *Self-immobilization of Aerobic Activated Sludge-a Pilot Study of the Aerobic Upflow Municipal Sewage Treatment*. 1991, p. 981–990,.

MORGENROTH, E.; SHERDEN, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJEN, J.; WILDERER, P. *Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor*. v. 31, n. 12, p. 3191–3194, 1997.

NETO, H. M.; *Sistema cíclico de lodo ativado empregado para remoção biológica de nutrientes do esgoto sanitário*. 2014. Dissertação (Mestrado em engenharia civil). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-22052015_151245/publico/Dissertacao_HENRIQUE.pdf

OLIVEIRA, A. S. *Tratamento de Esgoto pelo sistema de lodos ativados no município de Ribeirão Preto, SP: Avaliação da remoção de metais pesados*. 2006. Dissertação (Mestrado em Enfermagem de Saúde Pública) Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto. 2006. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/22/22133/tde-20062006-160725/pt-br.php>.

PRONK, M.; DE KREUK, M. K.; DE BRUIN, B.; et al. *Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment*. *Water Research*, v. 84, p. 207–217, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>>.

ROYAL-HASKONINGDHV. *Nereda*[®]. *Curso de Operação. Módulo 2 – ETE Jardim Novo*. 2011.

SALIBA, P. D. *Avaliação de Desempenho de Sistema de Tratamento de Esgoto Sanitário Composto de Reator UASB, seguido de Lodo Ativado: Estudo de caso da ETE Betim Central – MG*. 2016. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1183M.PDF>].

SÃO PAULO. Decreto nº 8.468, de 08 de Setembro de 1976. *Dispõe sobre a prevenção e o controle de poluição do meio ambiente*. Diário oficial Estado de São Paulo. São Paulo. 1975.

SU, B.; CUI, X.; ZHU, J. *Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic/aerobic sequencing batch reactor*. Bioresource Technology, v. 110, p. 125–129, 2012. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>>.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados – *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, Embrapa Meio Ambiente. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, v.4. 2ªed. 2002. Disponível em <https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br>.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. v. I. 856 p. 2005. Disponível em <https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402734.pdf>.

VON SPERLING, M. *Basic Principles of wastewater treatment*. London: IWA publishing, 2007.

WAGNER, J. *Desenvolvimento de Grânulos aeróbios e tratamento de esgoto doméstico em um reator em batelada sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais*. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/95799?show=full>.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. volume 4. Lodos Ativados. 3ª edição ed. Belo Horizonte, 2012. 428p.

WAGNER, J.; HELENA, R.; DA COSTA, R. H. R. *Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor Using Real Domestic Wastewater*. Journal of Environmental Engineering, v. 139, n. 11, p. 1391–1396, 2013.

