



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

CENTRO DE TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

DANILLO LUIZ DE MAGALHÃES FERRAZ

**EFICIÊNCIA DE UMA ETE EM ESCALA REAL
COMPOSTA POR REATOR UASB SEGUIDO DE
LODO ATIVADO**

Natal

2014

DANILLO LUIZ DE MAGALHÃES FERRAZ

**EFICIÊNCIA DE UMA ETE EM ESCALA REAL
COMPOSTA POR REATOR UASB SEGUIDO DE
LODO ATIVADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo

Natal
2014

Catálogo da Publicação na Fonte / Bibliotecário Raimundo Muniz de Oliveira

CRB15-429

Ferraz, Danillo Luiz de Magalhães.

Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado / Danillo Luiz de Magalhães Ferraz. – Natal, RN, 2014.

78 f.

Orientador: André Luís Calado Araújo.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária

.

1. Estação de tratamento de esgoto – Dissertação. 2. Lodos ativados - Dissertação. 3. Biodiscos - Dissertação. 4. Remoção biológica de nitrogênio - Dissertação. 5. UASB – Dissertação. 6. Matéria orgânica – Dissertação. I. Araujo, André Luís Calado. II. Título.

RN/UF

CDU 628.32

EFICIÊNCIA DE UMA ETE EM ESCALA REAL COMPOSTA POR REATOR UASB SEGUIDO DE LODO ATIVADO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Dr. André Luís Calado Araújo – Orientador

Dr. Hélio Rodrigues dos Santos – Examinador Interno UFRN

Dr. Paulo Eduardo Vieira Cunha – Examinador Externo CAERN

Natal, 07 de março de 2014.

Aos meus queridos pais, Luiz e Ziza

Aos meus irmãos, Diogo e Igor

Á minha amada esposa, Flaviane

Á minha linda filhinha, Maria Luiza

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força e saúde concedidas nos momentos durante toda a vida.

Aos meus pais Luiz e Ziza, que através de seus ensinamentos, gestos e ações, sempre pautados no respeito e amor ao próximo, souberam da melhor maneira possível cativar um filho, de forma a se tornarem meta a ser atingida como pessoa.

À minha esposa Flaviane que sempre esteve ao meu lado, dando o amor, a força e a motivação necessária para que esse trabalho chegasse a sua conclusão.

À minha filha Maria Luiza, que mesmo tão pequena, tendo passado por uma longa e difícil caminhada, maior até do que a do próprio pai, já ensina como um sorriso pode mudar o mundo.

Obrigado Prof. PhD. André Calado, pela amizade, pela paciência, pelos ensinamentos e por ter me acolhido como seu orientando.

À CAERN, pela autorização da utilização da ETE do Baldo.

Gostaria de agradecer a toda a equipe da ETE do Baldo, em especial ao Analista Ambiental da CAERN, engenheiro e amigo Dr. Paulo Cunha pelos ensinamentos e experiência concedidos durante a pesquisa. Agradeço também aos engenheiros Cícero Fernandes e Felipe Oliveira, assim como aos operadores Alexsandro, Cristiano, Diógenes, Ferreira, Josenilson, Paulo, Pereira, Rodrigo, Sergiano, Sérgio, Weberson e Yuri. Muito obrigado! Vocês foram essenciais!

Aos técnicos de laboratório, responsáveis pelas análises: Raul Peixoto e Jorge, da CAERN e Ynês Oliveira do IFRN.

Ao LARHISA / UFRN – Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e a Universidade Federal do Rio Grande do Norte, assim como todos os professores do PPGES.

Agradeço aos colegas de curso, pelos momentos de descontração e conhecimento, espero que todos alcancem os seus objetivos profissionais.

A todos o meu sincero agradecimento!

RESUMO

FERRAZ, D. L. M. **Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal de do Rio Grande do Norte, 78 p, 2014.

No Rio Grande do Norte (RN), Brasil existe cerca de 80 sistemas de tratamento de esgotos sendo a tecnologia das lagoas de estabilização a predominantemente utilizada. A ETE do Baldo, devido a sua localização e disponibilidade de área foi concebida como um sistema convencional híbrido (UASB – lodos ativados com biodiscos) em nível terciário, sendo a ETE mais avançada do Estado e com maior capacidade de tratamento ($1620 \text{ m}^3/\text{h}$). O trabalho apresenta os resultados do seu monitoramento, através de coletas realizadas semanalmente no período de junho a dezembro de 2012, com base em amostras compostas coletadas a cada 4 horas, durante 24 horas, do efluente da caixa de areia, reatores UASB, câmaras anóxicas, tanques de aeração e efluente tratado. Os resultados mostraram que a ETE apresentou efluentes com temperaturas, pH e OD adequados, entretanto eficiências abaixo do projetado para os parâmetros DBO e SST. Os reatores UASB também apresentaram remoções de DBO e SST abaixo do esperado, devido ao acúmulo de lodo nos reatores, uma vez que, este era expelido no efluente. O processo de nitrificação não foi satisfatório, pelas baixas concentrações de nitrato encontradas nos efluentes dos tanques de aeração, provavelmente por problemas no sistema de aeração. As remoções de amônia e NTK foram altas, provavelmente pelo processo de assimilação.

Palavras-chaves: Estação de tratamento de esgoto, UASB, lodos ativados, biodiscos, matéria orgânica, remoção biológica de nitrogênio.

ABSTRACT

FERRAZ, D. L. M. **Efficiency of a full-scale WWTP consists of UASB reactor followed by activated sludge**. Master Science Dissertation – Federal University of Rio Grande do Norte, 78 p, 2014.

In the state of Rio Grande do Norte (RN), Brazil, there are about 80 sewage treatment systems being the predominant technology waste stabilization ponds. The Baldo's WWTP, due to its location and low availability of area, was designed as a hybrid conventional system (UASB reactor followed by activated sludge with biodiscs) at a tertiary level, being the most advanced WWTP in the State and also with the larger treatment capacity (1620 m³/h). The paper presents the results of its performance based on samples collections from May to December 2012. Composite samples of the effluent of the grit chamber, UASB reactors, anoxic chambers, aeration tanks and treated effluent were collected weekly, every 4 hours for 24 hours. The results showed that the WWTP effluent presented adequate ranges of temperatures, pH and DO, however removal efficiencies of BOD and TSS were below the predicted by design. The UASB reactors also showed removals of BOD and TSS less than expected, due to the accumulation of sludge in the reactors, which eventually, was washed out in the effluent. The nitrification process was not satisfactory mainly due to problems in the oxygen distribution in the aeration tanks. The removal of ammonia and TKN were high, probably by the assimilation process.

Keywords: Waste water treatment plant, UASB, activated sludge, biodiscs, organic matter, biological nitrogen removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Conversão biológica nos sistemas anaeróbios	15
Figura 2: Representação esquemática das etapas de conversão de substratos no processo de digestão anaeróbia de esgoto sanitário (substrato complexo).....	16
Figura 3: Esquema de um reator UASB	21
Figura 4: Parâmetros importantes para a digestão anaeróbia.....	22
Figura 5: Ciclo simplificado do nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003).....	24
Figura 6: Processo Ludzack-Ettinger modificado (MLE)	30
Figura 7: Principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de amônia em biofilmes (FLORÊNCIO et al, 2009).	33
Figura 8: Fluxograma e planta da ETE do Baldo.....	35
Figura 9: Vista aérea da ETE (Foto: Ronaldo Diniz)	36
Figura 10: Gradeamento grosseiro mecanizado	36
Figura 11: Gradeamento fino mecanizado	37
Figura 12: Caixa de areia	37
Figura 13: Parte interna e vista superior dos reatores UASB	38
Figura 14: Tanque de aeração com Biodisco	40
Figura 15: Material suporte dos biodiscos	40
Figura 16: Decantador secundário	41
Figura 17: Variação temporal da vazão diária durante o período de monitoramento.	44
Figura 18: Médias horárias das vazões ao longo dos dias da semana	45
Figura 19: Variações horárias médias.....	46
Figura 20: Comportamento das temperaturas médias no decorrer da ETE.....	48
Figura 21: Variação média do pH na ETE	50
Figura 22: Comportamento dos valores médios horários dos efluentes dos UASBs.....	51
Figura 23: Comportamento dos valores médios horários de pH dos efluentes das CAs	52
Figura 24: Comportamento dos valores médios horários de pH dos efluentes dos TAs.....	52
Figura 25: Comportamento de OD nas CAs.....	54
Figura 26: Comportamento do OD nos TAs	55
Figura 27: Comportamento de OD (sonda no interior do tanque)	55
Figura 28: Comportamento de OD no efluente tratado	56
Figura 29: Concentrações de DBO afluente e efluente a ETE	58
Figura 30: Concentrações afluente e efluente de SST	58
Figura 31: Concentrações afluente e efluente de DBO	59
Figura 32: Concentrações afluentes e efluentes de SST	60
Figura 33: Comportamento de SST e SSV.....	62
Figura 34: Relações de médias de SSV/SST.....	62
Figura 35: Eficiências de remoção de DBO	64

Figura 36: Eficiências de remoção de SST	64
Figura 37: Eficiências de remoção de DBO nos reatores UASB	65
Figura 38: Eficiências de remoção de SST nos UASB's	65
Figura 39: Concentrações médias de NH_4 , N_{org} e NO_3	67
Figura 40: Comportamento da Alcalinidade	68
Figura 41: Médias das concentrações de NTK ao longo do processo	69
Figura 42: Eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal	70
Figura 43: Eficiências de remoção de NTK	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Contribuições e concentrações de nitrogênio no esgoto bruto.....	24
Tabela 2: Estatística descritiva dos resultados de temperatura	47
Tabela 3: estatística descritiva dos resultados de pH	49
Tabela 5: Estatística descritiva dos resultados de OD	53
Tabela 6: Estatística descritiva DBO, SST e SSV	57
Tabela 7: Eficiências de remoção de DBO e SST.....	63
Tabela 8: Estatística descritiva das formas de nitrogênio	66
Tabela 4: Estatística descritiva dos resultados de Alcalinidade.....	68
Tabela 9: Estatística descritiva das eficiências de remoção de NTK e N-NH_4	69
Tabela 10: Padrões de lançamento e eficiência de atendimento	72

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Formas predominantes de nitrogênio	23
Quadro 2: Tecnologias para remoção biológica de nitrogênio	29
Quadro 3: Parâmetros e métodos analíticos	43

LISTA DE SIGLAS

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
CA – Câmara Anóxica
CA 01 – Efluente da Câmara Anóxica 01
CA 02 - Efluente da Câmara Anóxica 02
EB-CX – Efluente da caixa de areia
ET – Efluente Tratado
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
IFAS – Integrated fixed *film activated sludge* (Lodo Ativado com biofilme integrado)
LR 01 – Lodo de recirculação 01
LR 02 – Lodo de recirculação 02
MLE – *Modified* Ludzack-Ettinger (Ludzack-Ettinger Modificado)
 N_{org} – Nitrogênio Orgânico
 NH_3 – Nitrogênio Amoniacal
 N_2 – Nitrogênio gasoso
 NO_3 - Nitrato
 NO_2 - Nitrito
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
OD – Oxigênio Dissolvido
RN – Estado do Rio Grande do Norte
SS – Sólidos em Suspensão
SST – Sólidos Suspensos Totais
STV – Sólidos Totais Voláteis
TA – Tanque de Aeração
TA 01 – Efluente do Tanque de Aeração 01
TA 02 – Efluente do Tanque de Aeração 02
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator Anaeróbio Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)
UASB 01 – Efluente do Reator anaeróbio de manta de lodo 01
UASB 02 – Efluente do Reator anaeróbio de manta de lodo 02

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
3. REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1. Digestão Anaeróbia	15
3.1.1. Etapas de conversão de substratos	16
3.1.2. Fatores ambientais que afetam a digestão anaeróbia	18
3.1.3. Reator anaeróbio de manta de lodo (UASB)	20
3.2. Nitrogênio	23
3.2.1. Remoção Biológica de Nitrogênio	25
3.2.2. Nitrificação	26
3.2.3. Desnitrificação	27
3.3. Lodos Ativados	27
3.4. Biodiscos	31
4. MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1. Apresentação do Sistema	34
4.1.1. Tratamento Preliminar.....	36
4.1.2. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB)	38
4.1.3. Câmaras Anóxicas (CA).....	39
4.1.4. Tanques de aeração com Biodiscos (TA).....	39
4.1.5. Decantadores Secundários	41
4.1.6. Desinfecção por raios Ultravioleta (UVs).....	41
4.2. Monitoramento do sistema	42
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1. Caracterização da vazão afluente	44
5.2. Comportamento das Temperaturas	47
5.3. Comportamento do pH	49
5.4. Comportamento do OD	53
5.5. Resultados do monitoramento de Matéria Orgânica e Sólidos	57
5.6. Reatores UASB	59
5.7. Câmaras Anóxicas e Tanques de Aeração	61
5.8. Eficiências de Remoção de DBO e SST	63
5.9. Comportamento das formas de Nitrogênio	66
5.10. Atendimento aos Padrões de Lançamento	72
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	73
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75

1. INTRODUÇÃO

Cada vez mais, as questões relacionadas ao saneamento ocupam lugar de destaque na esfera social, econômica, política e ambiental. Tal preocupação decorre de serem os indicadores de qualidade de vida reflexos do índice de cobertura e qualidade na prestação dos serviços de saneamento básico, sejam eles, abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem e manejo de águas pluviais e resíduos sólidos.

Além disso, o advento da Política Nacional de Saneamento e o aumento da exigência do cumprimento da legislação ambiental, principalmente, no que se refere ao lançamento de efluentes nos corpos aquáticos, têm contribuído para o avanço no setor. Nesse contexto, no Brasil tem-se às resoluções 357/2005 e 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). A primeira estabelece os critérios de enquadramento dos corpos aquáticos de acordo com a suas características, enquanto que a segunda estabelece os padrões de lançamento.

É crescente o número de estações de tratamento de esgotos projetadas e postas em operação que unem as características dos tratamentos anaeróbio e aeróbio, com vistas à melhoria da qualidade dos efluentes finais lançados no meio ambiente. Os sistemas anaeróbios têm como principais características a reduzida utilização de energia elétrica e a facilidade de operação em regiões de clima tropical, pois as altas temperaturas favorecem o processo de digestão da matéria orgânica. Os sistemas aeróbios são amplamente utilizados, principalmente, pelo seu alto poder de redução de cargas orgânicas. Somando-se essas formas de tratamento, pode-se conceber estações de tratamento com menores requisitos de área para implantação, fato de extrema importância frente ao rápido crescimento dos centros urbanos

Entretanto, a qualidade dos efluentes não está relacionada somente com carga orgânica, os nutrientes também podem ser extremamente danosos ao meio ambiente, principalmente, em meio aquático. Diante disso, é necessária a preocupação com a remoção desses nutrientes. Para isso, são projetados reatores que promovam ambientes anóxicos a fim de promover o processo de desnitrificação.

A Estação de Tratamento de Esgotos do Baldo (ETE do Baldo) é composta, principalmente, por esses três dispositivos de tratamento. Entrou em operação em junho de 2011, porém ainda não havia passado por uma avaliação ampla de seu desempenho. Dessa forma, o presente trabalho se propõe a apresentar o

monitoramento e avaliação desse sistema de tratamento realizado no período de junho a outubro de 2012.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho tem o objetivo de avaliar o desempenho da ETE do Baldo, por meio do monitoramento de suas etapas de tratamento. Primeiramente pretendeu-se avaliar a remoção global de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal e NTK.

Além da remoção global, objetivou-se avaliar as remoções de matéria orgânica e sólidos suspensos dos reatores UASB, bem como a existência de correlações entre esses parâmetros.

A ETE do Baldo é composta por sistema de lodos ativados para a remoção biológica de nutrientes por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação, diante disso objetivou-se avaliar a ocorrência desses processos, por meio do monitoramento das concentrações das formas de nitrogênio.

Existem duas linhas de tratamento na ETE do Baldo, elas são semelhantes e operam em paralelo, de forma que também foi objetivo verificar a ocorrência de diferenças significativas, dos parâmetros analisados, entre essas linhas.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo muito complexo que transforma substâncias orgânicas em biomassa bacteriana e compostos inorgânicos como, por exemplo, CO_2 , NH_3 , H_2S , N_2 e CH_4 . Dentre esses compostos, o metano é o principal subproduto da remoção de matéria orgânica, de forma que, quanto maior for a sua produção, maior será a eficiência do processo (ANDRADE NETO, 2004).

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável removido é convertido em biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%), vindo a se constituir no lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se, via de regra, mais concentrado e com melhores características de desidratação. O material não convertido em biogás, ou em biomassa, deixa o reator como material não degradado (10 a 30%) (CHERNICHARO, 2001). A Figura 1 apresenta o esquema do processo relatado.

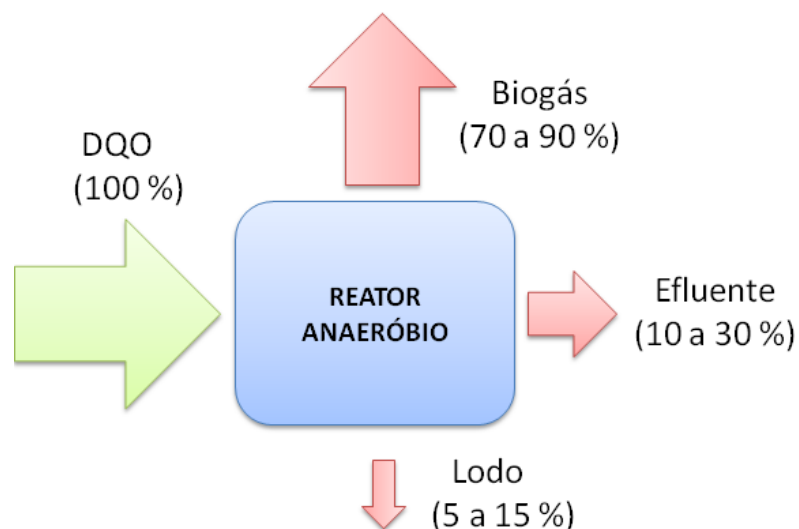


Figura 1: Conversão biológica nos sistemas anaeróbios

Fonte: CHERNICHARO, 2001.

3.1.1. Etapas de conversão de substratos

O processo de digestão anaeróbia é regido por quatro etapas distintas: a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, conforme apresentado na Figura 2.

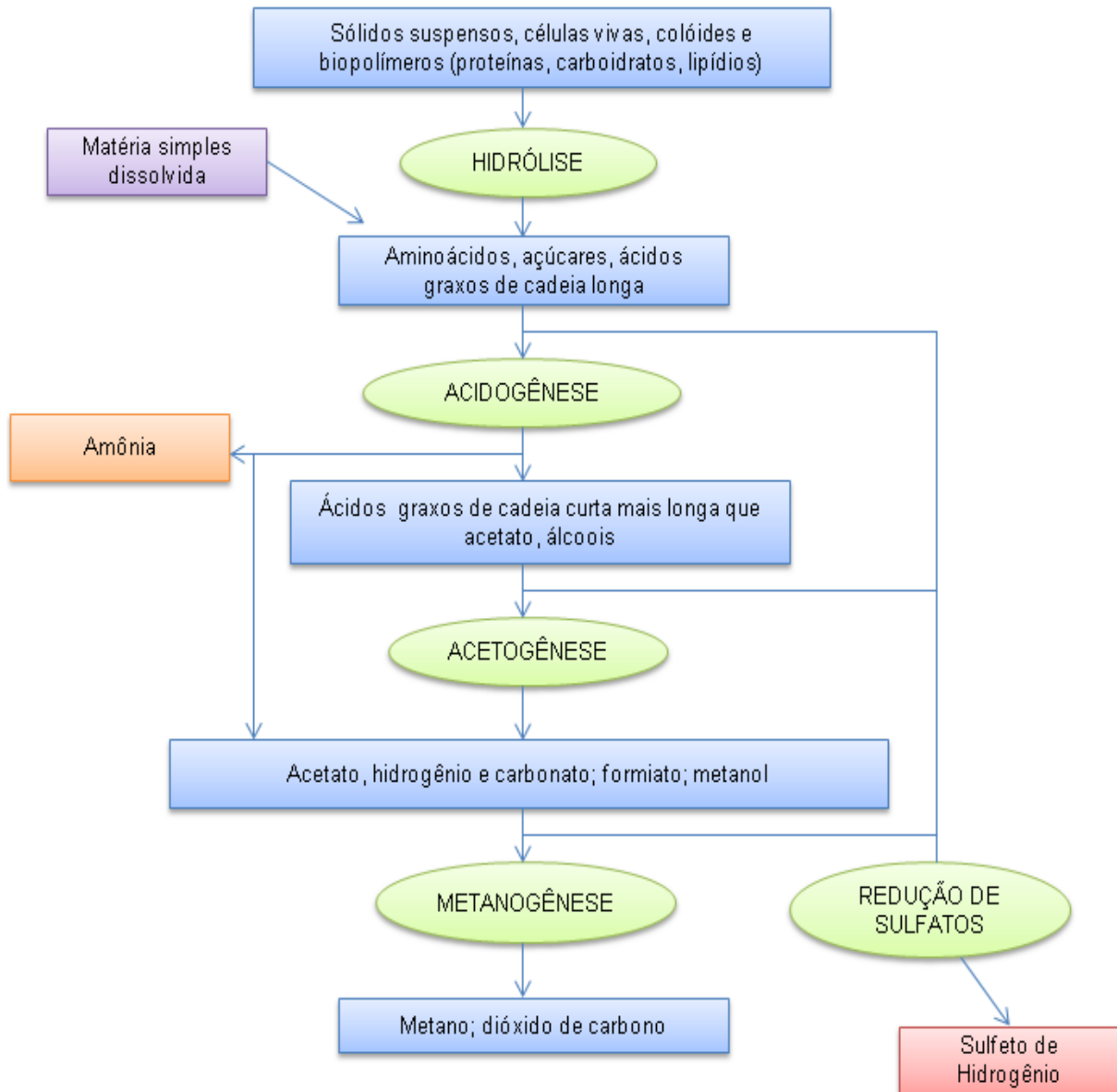


Figura 2: Representação esquemática das etapas de conversão de substratos no processo de digestão anaeróbia de esgoto sanitário (substrato complexo).

Fonte: ANDRADE NETO, 2004.

A hidrólise se caracteriza pela conversão de substâncias complexas (polissacarídeos, proteínas e lipídios) em substâncias dissolvidas mais simples (açúcares simples, ácidos graxos e fenóis), pela ação de exo-enzimas excretadas

por bactérias fermentativas. A hidrólise pode ser o processo limitante no processo de conversão, dependendo da velocidade em que ocorre. Além disso, a velocidade do processo de hidrólise está muito ligada ao pH e a temperatura do meio (FORESTI *et al.*, 1999, ANDRADE NETO, 2004).

O próximo passo das etapas de conversão é a Acidogênese, quando os produtos resultantes da hidrólise são transformados em ácidos graxos de cadeia mais curta como álcoois, CO₂, H₂, NH₃ e H₂S (ANDRADE NETO, 2004). Um grupo diversificado de bactérias atua no processo de acidogênese, principalmente, as chamadas anaeróbias estritas, entretanto algumas bactérias facultativas também atuam no processo de forma oxidativa, tornando-se de grande importância, pois removem o oxigênio que porventura possa estar no meio e ser tóxico para as bactérias metanogênicas (FORESTI *et al.*, 1999).

Os produtos resultantes da acidogênese são degradados através do processo de acetogênese, produzindo ácido acético, CO₂ e hidrogênio. Esses compostos são os principais substratos utilizados no processo de metanogênese (ANDRADE NETO, 2004).

A metanogênese se caracteriza pela formação de gás metano. Esse processo pode acontecer de duas formas: a primeira é a chamada metanogênese hidrogenofílica, que ocorre a partir da redução de CO₂ e H₂, e a segunda é a metanogênese acetoclástica, que ocorre através da oxiredução do acetado. Na presença de grandes concentrações de substrato orgânico, cerca de dois terços da produção do metano se dá através da metanogênese acetoclástica e um terço a partir da metanogênese hidrogenofílica, pela redução de CO₂ (ANDRADE NETO, 2004).

Além dos processos fermentativos de conversão dos substratos, outros processos podem ocorrer devido à presença de oxidantes alternativos como o nitrato e o sulfato. O nitrato pode ser reduzido para nitrogênio molecular através do processo de desnitrificação, mas como as concentrações de nitrato são muito baixas nos esgotos sanitários esse processo, na prática, não ocorre dentro do contexto da digestão anaeróbia. Já a redução de sulfato para sulfeto tem importância mais prática, uma vez que, as concentrações de sulfato podem ser consideráveis. Entretanto, o processo de redução do sulfato é considerado indesejável, pois, oxida material orgânico que deixa de ser transformado em metano, e gera gás sulfídrico,

corrosivo, de odor desagradável e tóxico para as bactérias metanogênicas (FORESTI *et al.*, 1999, ANDRADE NETO, 2004).

Em um reator estável, que funcione em condições ótimas, as etapas de acidogênese, acetogênese e metanogênese serão processadas em passos similares, gerando equilíbrio na produção e consumo de produtos intermediários. Essa condição dificilmente é encontrada em estações de tratamento de esgoto, uma vez que existe uma grande variação de fatores importantes nos processos anaeróbios, como temperatura, ausência temporária de nutrientes ou presença temporária de compostos tóxicos (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

3.1.2. Fatores ambientais que afetam a digestão anaeróbia

Temperatura

A temperatura, nos processos biológicos anaeróbios, afeta o metabolismo bacteriano, o equilíbrio iônico, a solubilidade dos substratos, principalmente lipídios (FORESTI *et al.*, 1999). Assim, a temperatura tem também influencia sobre todas as reações de conversão de substratos (ANDRADE NETO, 2004).

Nos reatores anaeróbios, existe uma grande variedade de bactérias, que atingem sua atividade máxima em diferentes temperaturas ótimas, ou seja, cada espécie de bactéria tem resposta metabólica diferente de acordo com a temperatura do meio. Existem as bactérias termófilas ($> 42^{\circ}\text{C}$), mesófilas (20°C a 42°C) ou psicrófilas ($< 20^{\circ}\text{C}$). É comum encontrar bactérias mesófilas e termófilas coabitando um mesmo reator, se a faixa de temperatura do meio for aceitável para ambas. Também podem ser encontradas bactérias mesófilas em reatores com temperaturas acima de 45°C (ANDRADE NETO, 2004).

A temperatura dos esgotos é, na maioria das vezes, mais baixa do que a temperatura ótima para a digestão anaeróbia, uma vez que, em temperaturas superiores a 30°C , os esgotos tendem a apresentar temperaturas inferiores às do ambiente. Ademais, as variações de temperatura nos esgotos são menores que as do ambiente. Normalmente, as temperaturas dos esgotos variam entre 20 e 30°C , em regiões de clima quente (ANDRADE NETO, 2004).

Ainda de acordo com Andrade Neto (2004), um aumento gradual da temperatura de 20 para 30°C pode chegar a dobrar a taxa de atividade microbiana, afetando a utilização de substrato. Essa utilização de substrato depende também da concentração de microrganismos.

pH e Alcalinidade

Devido à predominância do sistema carbônico (H_2CO_3 ; HCO_3^- ; CO_3^{2-}) nos efluentes sanitários, uma faixa adequada de pH é conseguida no reator (6,5 – 7,5), mesmo se o esgoto afluente apresentar valores abaixo de 6,5. Desse modo, reatores de alta taxa, dificilmente terão a necessidade de cuidados na manutenção do pH (FORESTI *et al.*, 1999).

Nutrientes

Os principais nutrientes que influenciam nos processos biológicos são o nitrogênio (N) e o fósforo (P).

De acordo com Speece (1996) apud FORESTI *et al.* (1999), admite-se que para atender às necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios a relação DQO : N : P deve ser de 500 : 5 : 1.

Além do N e P, o enxofre (S) também é considerado um dos nutrientes essenciais para a metanogênese, sendo que a proporção deste deve ser de mesma grandeza ou um pouco maior que a de P. A assimilação do enxofre se dá na forma de sulfetos, a partir da redução biológica dos sulfatos. Devido a grande quantidade de nutrientes que naturalmente existe nos esgotos sanitários, dificilmente é diagnosticada deficiência nutricional. Essa deficiência é mais frequente quando se trata de efluentes industriais (FORESTI *et al.*, 1999).

Substâncias Tóxicas ou inibidoras

Substâncias tóxicas são aquelas que prejudicam o processo metabólico das bactérias, podendo chegar a matá-las. Qualquer substância pode ser tóxica em grandes quantidades, entretanto, somente são consideradas tóxicas as substâncias

que geram efeito nocivo ao metabolismo em pequenas quantidades. A toxicidade de uma substância depende das quantidades (concentrações) e do tipo de prejuízo que ela causa (ANDRADE NETO, 2004).

A substância tóxica pode ser letal ou não. Quando não letal, ela prejudica a atividade bacteriana, sendo assim é chamada de substância inibidora. Neste caso, o dano causado pela substância é reversível, pois quando retirada do meio, os microrganismos voltam a desempenhar suas atividades de forma normal ou reduzida. Entretanto, quando a substância tóxica obtiver impacto letal é necessário o restabelecimento da população bacteriana, uma vez que o processo se torna irreversível (ANDRADE NETO, 2004).

De acordo com Foresti *et al.* (1999), quanto maior o tempo de retenção celular, maior a capacidade de um reator assimilar cargas tóxicas. É aconselhável um tempo de retenção celular de aproximadamente 50 dias para reatores que trabalham na faixa de temperatura ambiente de 20 a 30°C.

Ainda de acordo com Foresti *et al.* (1999), reatores com leito fixo, como filtros anaeróbios são mais resistentes à cargas tóxicas do que reatores de crescimento disperso.

3.1.3. Reator anaeróbio de manta de lodo (UASB)

O reator UASB (Figura 3) consiste em duas partes: uma coluna cilíndrica ou retangular e um separador fases (LETTINGA e HULSHOFF Pol, 1991 apud CHONG *et al.*, 2012).

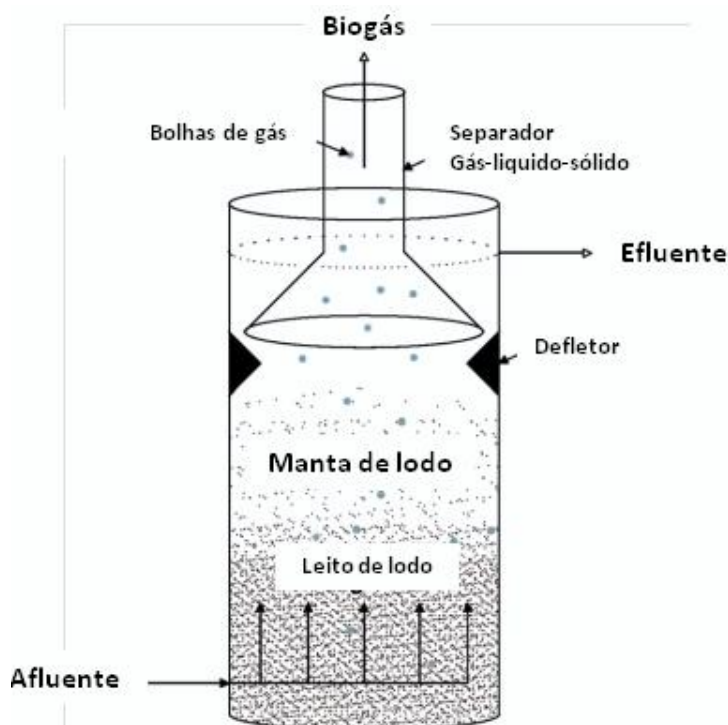


Figura 3: Esquema de um reator UASB

Os reatores UASB se caracterizam pela simplicidade e eficiência no tratamento de esgotos, uma vez que apresentam altas concentrações de biomassa, estruturas multicelulares agregadas em grânulos ou lodo denso, baixa exigência de nutrientes e excesso de lodo, boa estabilidade em mudanças de composição e concentração afluente e capacidade de absorver altas cargas orgânicas volumétricas. Nos reatores UASB, o esgoto é distribuído uniformemente no fundo do reator, de forma a gerar fluxo ascendente. Em seu fluxo, o esgoto mantém contato com a manta de lodo formada através da grande capacidade de retenção de sólidos do reator. O efluente é coletado na parte superior do reator, depois de passar pela zona de decantação, na qual os sólidos em suspensão voltam a câmara de digestão. O gás gerado é encaminhado para saída no topo do reator (FORESTI, 2002).

Como vantagens dos reatores anaeróbios pode-se citar a necessidade de pouca área, pequena produção de lodo, não dependem de fonte de energia externa e equipamentos eletro-mecânicos, assim como são de simples construção e operação (ANDRADE NETO, 2004).

Na Figura 4, estão alguns parâmetros que afetam a digestão anaeróbia do esgoto. Dentre eles estão o ambiente, a operação do reator, inóculo e substrato. A boa

interação entre esses fatores leva ao aumento da qualidade dos produtos, como o biogás, o bio sólido e dos efluentes. Mesmo assim, a qualidade final dos efluentes de reatores anaeróbios geralmente não atende às legislações, sendo necessária a existência de um pós-tratamento (CHONG *et al.*, 2012)

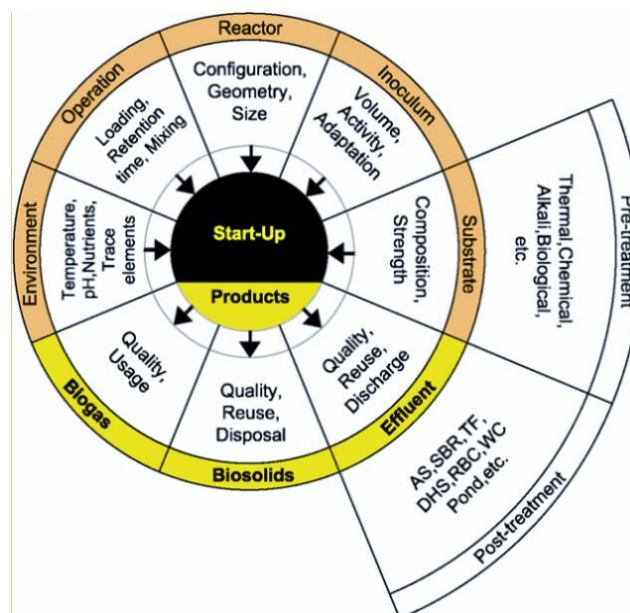


Figura 4: Parâmetros importantes para a digestão anaeróbia

Centenas de unidades de tratamento anaeróbio estão em operação ou projetadas no Brasil. Dentre essas unidades, destacam-se os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) de diversos tamanhos, tratando esgotos de pequenas e grandes populações, com tempos de detenção hidráulicas (TDH) variando entre 6 e 10 h (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

A implementação da tecnologia anaeróbia no Brasil foi embasada nas condições ambientais favoráveis, no déficit nas estruturas de saneamento básico e necessidade de sistemas de baixo custo, uma vez que, existem restrições financeiras (FORESTI, 2002).

Foresti *et al.* (2006) apresenta a ideia de tratamento de esgotos sustentável, baseada em três questões: proteção da saúde pública, proteção ambiental e recuperação de recursos. Neste contexto, se encaixam perfeitamente as tecnologias de tratamento anaeróbio, uma vez que podem chegar a eficiências satisfatórias com baixo custo de implantação.

Mesmo com o reconhecido sucesso do reator UASB, como mais eficiente para tratamento de esgoto bruto, algumas limitações ainda são evidentes e merecem atenção. Como exemplo, tem-se a formação de espuma no separador de fases e perdas elevadas de sólidos em suspensão voláteis (FORESTI *et al.*, 2006).

3.2. Nitrogênio

O nitrogênio pode estar presente nos esgotos de diferentes formas, sendo elas, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato ou gás nitrogênio, e em distintos estados de oxidação (JORDÃO e PESSOA, 2009); (VON SPERLING, 2002); (VON SPERLING *et al.*, 2009). O Quadro 1 mostra as formas predominantes do nitrogênio e suas respectivas fórmulas e estados de oxidação.

Quadro 1: Formas predominantes de nitrogênio

FORMA	FÓRMULA	ESTADO DE OXIDAÇÃO
Nitrogênio molecular	N ₂	0
Nitrogênio orgânico	variável	variável
Amônia livre	NH ₃	-3
Íon amônio	NH ₄	-3
Íon nitrito	NO ₂ ⁻	+ 3
Íon nitrato	NO ₃ ⁻	+ 5

Fonte: Von Sperling *et al.*, 2009.

O nitrogênio orgânico e amoniacal são as principais formas de nitrogênio afluentes a uma estação de tratamento, provenientes de esgoto de residências, atividades agrícolas e industriais. A matéria nitrogenada inorgânica afluyente, representada pelo N_a (nitrogênio amoniacal), pode ser encontrada na forma gasosa (NH₃) ou ionizada (NH₄⁺); a predominância de uma ou de outra forma depende do pH (SANTOS, 2009).

Segundo Von Sperling *et al.* (2009), distribuição relativa das formas de nitrogênio é seguinte, em função dos valores de pH:

- pH < 8: praticamente toda a amônia na forma de NH₄⁺
- pH = 9,5: aproximadamente 50% NH₃ e 50% NH₄⁺

- pH > 11: praticamente toda a amônia na forma de NH_3

Na Tabela 1 estão apresentados os teores típicos de nitrogênio no esgoto bruto.

Tabela 1: Contribuições e concentrações de nitrogênio no esgoto bruto

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração		
	Faixa	Típico	Unidade	Faixa	Típico
NITROGÊNIO TOTAL	6,0 - 12,0	8	mgN/l	35 - 70	50
Nitrogênio orgânico	2,5 - 5,0	3,5	mgN/l	15 - 30	20
Amônia	3,5 - 7,0	4,5	mgNH ₄₊ - N/l	20 - 40	30
Nitrito	≈0	≈ 0	mgNO ₂₊ - N/l	≈ 0	≈ 0
Nitrato	0,0 - 0,5	≈ 0	mgNO ₃₋ - N/l	0 - 2	≈ 0

Fonte: Von Sperling (2002)

As bactérias no processo de oxidação biológica transformam o nitrogênio primeiramente em amônia, depois em nitritos e depois em nitratos. As concentrações de nitrogênio sob estas várias formas indicam a idade do esgoto ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio (JORDÃO e PESSOA, 2009). A Figura 5 mostra as principais transformações do nitrogênio na natureza.

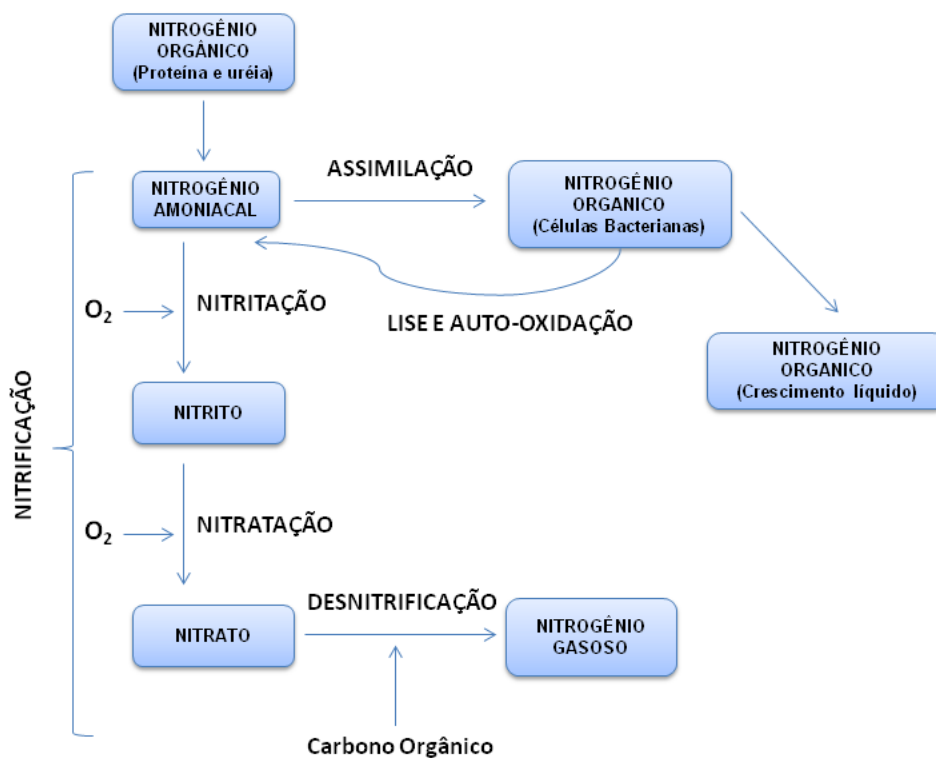


Figura 5: Ciclo simplificado do nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003).

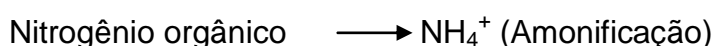
3.2.1. Remoção Biológica de Nitrogênio

A remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento é possível através da sequência dos processos de nitrificação e desnitrificação. O resultado desses processos é a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrogênio molecular, que se desprende como gás na fase líquida. (VAN HAANDEL *et al*, 2009).

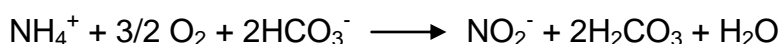
A remoção biológica de nitrogênio no tratamento de esgotos ocorre por dois mecanismos principais. O primeiro deles é a síntese da biomassa (assimilação do nitrogênio) com posterior descarte no lodo. O segundo mecanismo é a partir dos processos da nitrificação e desnitrificação, capaz de atingir altos níveis de remoção de nitrogênio. A nitrificação é um processo composto por duas etapas com atuação de espécies de bactérias aeróbias que oxidam a amônia (NH₃-N) para nitrito (NO₂-N), e outras espécies que oxidam o nitrito para nitrato (NO₃-N). Em certas condições, como por exemplo, concentração inadequada de oxigênio dissolvido, o processo pode ser interrompido na formação do nitrato. Na desnitrificação, uma fonte de carbono é oxidada utilizando como acceptor de elétrons o nitrato e/ou nitrito na reação oxi-redução para reduzir o nitrogênio oxidado (NO₃-N ou NO₂-N) para nitrogênio gasoso (N₂) (USEPA, 2010).

As equações químicas envolvidas na conversão de do nitrogênio estão apresentadas a seguir (USEPA, 2008).

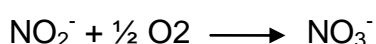
1. Formação de amônia a partir do nitrogênio orgânico pela ação de microrganismos:



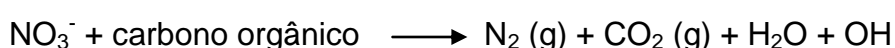
2. Nitrificação para nitrito pela ação de bactérias da espécie *Nitrosomonas* e outras bactérias autótrofas:



3. Nitrificação para nitrato pela ação de bactérias da espécie *Nitrobacter* e outras bactérias autótrofas



4. Desnitrificação pela ação de microrganismos desnitrificantes sem presença de oxigênio:



De acordo com a USEPA (2008), os principais fatores que incidem na remoção de nitrogênio são: a fonte de carbono, quantidade de zonas anóxicas, temperatura, alcalinidade, tempo de detenção dos sólidos, tempo de detenção hidráulica e oxigênio dissolvido.

3.2.2. Nitrificação

Na nitrificação, bactérias autotróficas são as responsáveis pela oxidação da amônia para nitrito e, principalmente, nitrato. Para a ocorrência do processo de nitrificação, é necessária a presença oxigênio dissolvido, em geral uma concentração de 2 mg/l (VAN HAANDEL *et al.*, 2009).

No processo de nitrificação, os microorganismos envolvidos são autotróficos quimiossintetizantes (quimioautotófricos), para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono, sendo a energia obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como amônia, a formas mineralizadas. A transformação da amônia em nitritos (nitritação) é efetivada através de bactérias, como as do gênero *Nitrossomonas*, enquanto que a oxidação dos nitritos a nitratos (nitratização) é realizada principalmente pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* (VON SPERLING, 2002; JORDÃO E PESSOA, 2009).

Florêncio *et al.* (2009) explicita ainda que na nitritação ocorre a atuação dos gêneros *Nitrossococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobulus*. Além disso, na nitratização através de técnicas de biologia molecular foi verificado que em reatores nitrificantes, devido às baixas concentrações de nitrito existe o predomínio do gênero *Nitrosospira*.

A velocidade máxima de nitrificação ocorre em concentrações de OD acima de 2 mg O₂/L. O aumento da concentração de biomassa nitrificante também aumenta a taxa de nitrificação. Fatores ambientais como pH, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, substâncias tóxicas ou inibidoras influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, como consequência, a taxa de oxidação da amônia (SANTOS, 2009).

A taxa da oxidação da amônia decai rapidamente com a diminuição do pH abaixo de 6,8, e a faixa ótima está entre 7,5 e 8,0 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003 *apud* USEPA, 2010). Esse decaimento do pH pode ser atribuído a diminuição na

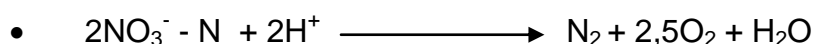
concentração de amônia livre, pois nesse caso é o principal substrato para as bactérias (SUZUKI *et al.*, 1974 apud USEPA, 2010). Um pH de operação de 7,0 a 7,2 é amplamente utilizado para a concepção e funcionamento, assegurando taxas de nitrificação confiáveis e, em alguns casos, é necessária a adição de alcalinidade para manter o pH (USEPA, 2010).

Assim como valores de pH, concentrações de amônia livre (NH₃) e ácido nitroso (HNO₂) também podem inibir a ação das bactérias nitrificantes. Peng & Zhu (2006) apud USEPA (2010) indicam que a NH₃ inibe mais a ação das bactérias oxidadoras de nitrito, enquanto que o HNO₂ inibe principalmente a ação das bactérias oxidadoras da amônia.

3.2.3. Desnitrificação

A desnitrificação é a redução biológica do nitrato/nitrito podendo ser assimilatória e/ou dissimilatória. A desnitrificação assimilatória envolve a redução de nitrato ou nitrito para NH₄-N para uso na síntese da biomassa quando NH₄-N não está disponível (USEPA, 2010).

Em condições anóxicas, os nitratos são utilizados como o aceptor de elétrons pelos microrganismos heterotróficos. Neste processo, denominado desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, segundo a reação abaixo: (VON SPERLING, 2002).



3.3. Lodos Ativados

O sistema de Lodos Ativados é um processo biológico no qual o esgoto afluyente é aerado e agitado, ocasionando a formação de flocos a partir do crescimento das bactérias aeróbias presentes no sistema. Para complementação do processo, o excesso de lodo formado é separado por meio de decantação. A maior parcela do

lodo decantado retorna ao processo (recirculação do lodo), enquanto que a menor é descartada para um posterior tratamento ou descarte (JORDAO e PESSOA, 2009).

A partir das reações bioquímicas, com a biomassa utilizando o substrato presente no esgoto, dá-se a remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da oxidação da matéria nitrogenada. No decantador secundário, ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), para clarificação do efluente. Os sólidos sedimentados no fundo do decantador são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa no mesmo, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema (VON SPERLING, 2002).

No processo de lodos ativados, poderá ou não ocorrer o processo de nitrificação. As condições para a ocorrência da nitrificação são favoráveis no Brasil, devido ao clima quente, sendo interessante a utilização desse sistema provendo a quantidade de oxigênio necessária para atender a demanda nitrogenada, no tanque de aeração. (JORDÃO e PESSOA, 2009).

Nos sistemas de lodos ativados o tempo de detenção do líquido é baixo, entretanto o lodo, através da recirculação permanece por mais tempo dentro do sistema, esse tempo de retenção dos sólidos é denominado "idade do lodo" (VON SPERLING, 2002).

De acordo com Von Sperling (2002), lodos ativados utilizados como pós-tratamento de efluentes anaeróbios não são tão eficientes na remoção de nitrogênio, já que parte da matéria orgânica necessária aos organismos que realizam 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.

Sistemas de lodo ativado não convencionais, constituídos de reatores anóxicos e aeróbios, cujo afluente apresenta relação $N/DQO < 0,08$, comum em esgoto doméstico bruto ou mesmo decantado, exibem excelente remoção de nitrogênio, podendo atingir eficiência superior a 90% (SILVA FILHO, 2009).

Van Haadel *et al.* (2009), adaptaram critérios de projeto para a remoção biológica para os diversos tipos de sistemas para remoção biológica de nitrogênio (pré-desnitrificação, pós-desnitrificação e Bardenpho de quatro estágios). Para o sistema de pré-desnitrificação foram apresetadas faixas de variação de recirculação para a

câmara anóxica, sendo de 60 a 100% de recirculação de lodo dos decantadores secundários, e 100 a 400 % a recirculação interna dos tanques da aeração para as zonas anóxicas (efluente nitrificado).

O Quadro 2 apresenta as várias configurações de reatores para remoção biológica de nitrogênio (USEPA, 2010).

Quadro 2: Tecnologias para remoção biológica de nitrogênio

CONFIGURAÇÃO	TIPO	TECNOLOGIA
Unidade de processo único	Crescimento Disperso	Ludzack-Ettinger (MLE) modificado
		Bardenpho - 4 estágios
		MLE ou Bardenpho - 4 estágios com Bioreator de Membrana
		Reator em Batelada Sequencial (SBR)
		Valo de oxidação com zona anóxica
		Reator com alimentação passo a passo
		Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (SNdN)
Unidade de processo único	Crescimento aderido ou híbrido	Lodo Ativado com biofilme integrado (IFAS)
		Reator com biofilme em leito móvel (MBBR)
Estágio Separado - Nitrificação	Crescimento Disperso	Nitrificação
	Crescimento aderido ou híbrido	Filtro Biológico aerado (FBA)
Estágio Separado - Desnitrificação	Crescimento Disperso	Reator de crescimento disperso (não comum)
	Crescimento aderido	Filtros de desnitrificação - Fluxo descendente - Fluxo ascendente

O processo de remoção de nitrogênio por meio da desnitrificação mais usado em ETE's, é o chamado MLE (*Modified* Ludzack-Ettinger). Essa configuração é composta por uma zona anóxica seguida por uma zona aeróbia. Na zona anóxica, o nitrato produzido na zona aeróbia é reduzido a nitrogênio gasoso utilizando a matéria orgânica do esgoto afluente como fonte de carbono para o processo de

desnitrificação. A nitrificação ocorre na zona aeróbia, juntamente com a remoção de matéria orgânica, então, por meio de bombeamento o efluente nitrificado é recirculado até a zona anóxica (Figura 6).

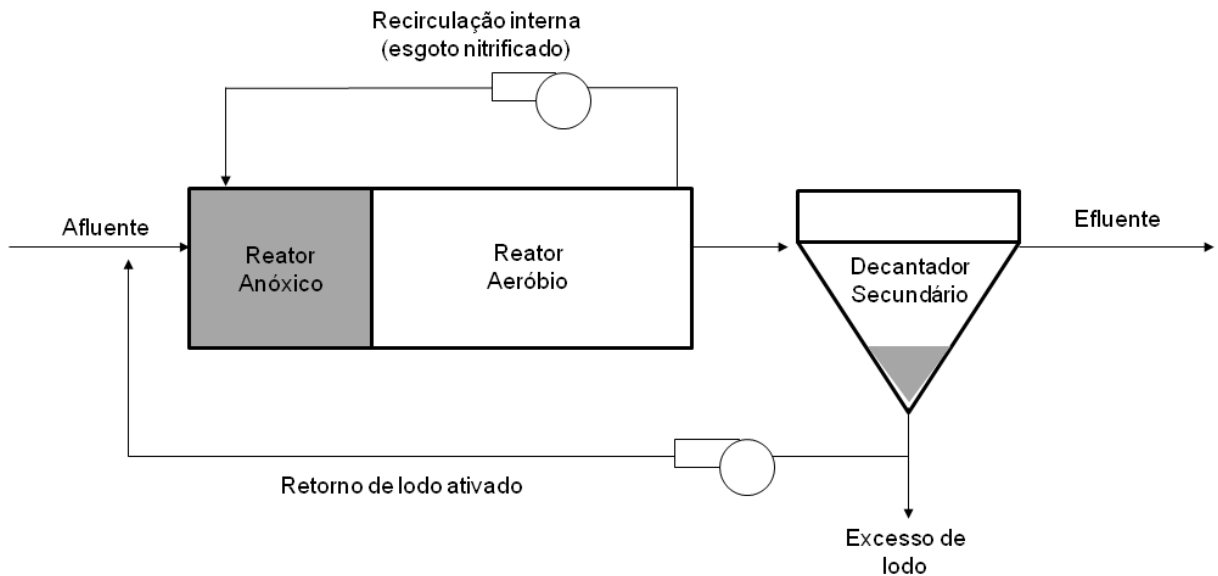


Figura 6: Processo Ludzack-Ettinger modificado (MLE)

De acordo com Von Sperling (2002), as vantagens e desvantagens do sistema de pré-desnitrificação são:

- Redução do tempo de detenção na zona anóxica, se comparado aos sistemas de pós-desnitrificação;
- Redução do consumo de oxigênio pela estabilização da matéria orgânica no processo de nitrificação;
- Redução do volume do reator aeróbio, já que parte da DBO será estabilizada na zona anóxica;
- Sem necessidade de existência de tanque de aeração separado como no arranjo de pós-desnitrificação.

Como desvantagem, tem-se a necessidade de implantação de elevadas razões de recirculação interna para alcançar altas eficiências de desnitrificação.

Dentre as tecnologias apresentadas para a remoção biológica de nitrogênio, uma das mais novas é o *Integrated fixed film activated sludge* (IFAS) ou Lodo Ativado

com biofilme fixo integrado, o qual se caracteriza pela incorporação de meio suporte para desenvolvimento de biofilme em reator de crescimento suspenso, podendo esse meio suporte estar tanto na zona aeróbia como na anóxica (USEPA, 2010).

Os IFAS apresentam algumas vantagens sobre os reatores com crescimento disperso (WEF e ASCE, 2006), são elas:

- Aumento da biomassa sem aumentar a carga de sólidos no decantador secundário;
- Lodo com melhores características de sedimentação;
- Pode melhorar a nitrificação em temperaturas frias, pelo maior tempo de residência do lodo no reator, se comparado aos reatores de crescimento suspenso;
- A nitrificação se torna mais eficiente a substâncias tóxicas;
- Baixos custos operacionais adicionais

3.4. Biodiscos

Os biodiscos são estruturas de forma circular, geralmente construídos com material plástico tipo polietileno ou poliestireno e que têm por função servir de material suporte à formação de biofilme. A aeração desse tipo de tratamento é realizada pelo contato com o ar atmosférico, através do movimento de rotação. A submersão dos biodiscos é em média de 40 %.

Na década de 70, a aplicação de biodiscos foi ampliada, devido ao desenvolvimento de novos meios suportes e pelos baixos requisitos de energia, se comparados aos lodos ativados. Entretanto, pela ocorrência de problemas estruturais (eixos e meios suporte), além de excessivo crescimento de biomassa aderida, rotações irregulares, houve rejeição por parte de alguns projetistas em décadas posteriores. Recentemente, avanços em pesquisas e novos materiais de meio suporte (tipo Biodrum) tornaram a sua aplicação viável, principalmente em pequenos sistemas. Nos últimos anos vem sendo implantadas ETE's associando reatores UASB e biodiscos para o tratamento de esgotos sanitários de pequenas e médias aglomerações urbanas (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Uma variante dos biodiscos é composta de rodas com tubos corrugados, que funcionam com imersão de cerca de 90%. Com o movimento giratório, ocorre a entrada de esgoto e ar nos tubos. O movimento é induzido pela aplicação de ar que também complementa a necessidade de oxigênio do processo. Nesse sistema tipo de sistema, ocorre o desprendimento de parte do biofilme quando este apresenta espessura excessiva. Bem projetados, os Biodiscos podem alcançar tratamento a nível secundário, nitrificação e desnitrificação (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Essas variantes dos biodiscos convencionais podem ser chamadas de Biodrum, que, além de eletrodutos corrugados, podem ter outros tipos de material de enchimento, como por exemplo, esferas de polipropileno apresentado por Sirianuntapiboon (2000). Outra denominação para esse tipo de disco rotativo é o “*Packed Cage RBC*”, no qual Sirianuntapiboon (2000) obteve remoções de DQO entre 77 e 92% para diversas taxas de aplicação e TDH.

Sirianuntapiboon e Tondee (2000) utilizaram o sistema de “*Packed Cage RBC*” para tratamento de esgoto doméstico com altas concentrações de nitrogênio, chegando a remoções de 98,97% e 67,07% de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total, respectivamente.

Além do tipo de material aderente para crescimento de biofilme, existe também a variação em decorrência da submersão do biodisco. Os biodiscos que operam com 70-90% de submersão, são chamados de Submerged biological contactors (SBCs) (SCHWINGLE *et al.* 2005 apud PRASHANT e RAO, 2012).

A espessura total de biofilme e a espessura ativa são duas características que devem ser distinguidas. Dependendo das condições hidrodinâmicas, a espessura total do biofilme varia entre 0,07 a 4,0 mm, sendo que a parte do biofilme que efetivamente contribui para a remoção de substrato foi estimada entre 20 a 600 μm (biofilme ativo) (GONÇALVES *et al.*, 2001).

É possível ocorrer desnitrificação heterotrófica em regiões anóxicas do biofilme, onde há disponibilidade de carbono e nitrato (Figura 7). Esse processo pode ocorrer mesmo quando a concentração de oxigênio dissolvido na fase líquida encontra-se superior a $5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (BIESTERFELD *et al.*, 2003 apud FLORÊNCIO *et al.*, 2009).

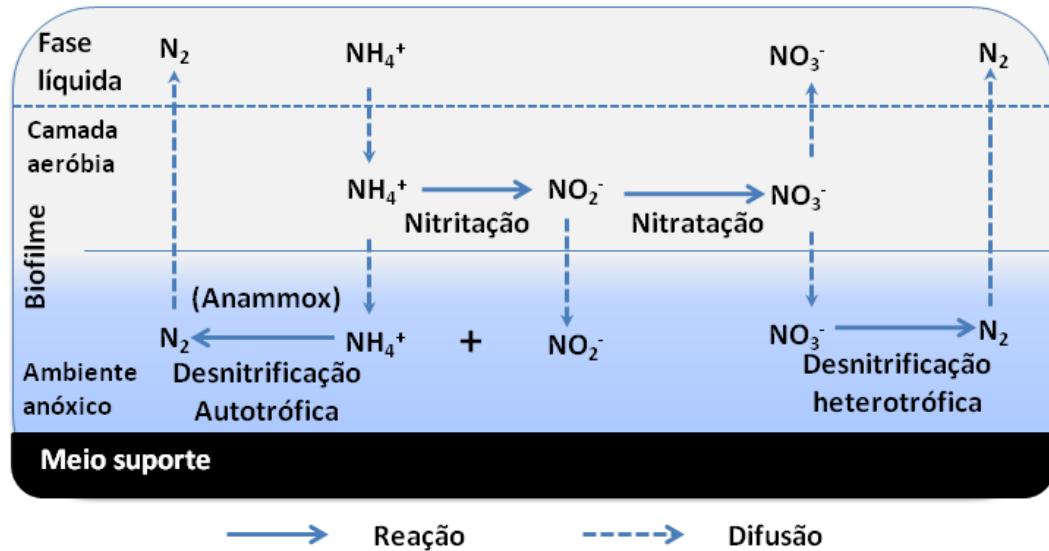


Figura 7: Principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de amônia em biofilmes (FLORÊNCIO et al, 2009).

Tawfic *et al.* (2005) verificaram a boa eficiência de biodiscos no pós-tratamento de efluentes de alta qualidade de reatores UASB, a uma temperatura de 30°C, carga orgânica de 10g DQO/m².dia e TDH de 2,5 h, atingindo valores de DQO abaixo de 72mg/l e concentrações de amônia de 18 mg/l. Entretanto, o mesmo estudo não chegou a resultados satisfatórios quanto a adição de uma etapa anóxica para tratamento do efluente nitrificado do biodisco pois houve a formação de amônia devido a baixa fração biodegradável da DQO.

Kargi & Eker (2001) compararam dois sistemas de biodiscos distintos, o primeiro com “tubos perfurados rotativos” e o segundo um biodisco tradicional. Ambos trataram esgotos com as mesmas características. O reator de “tubos perfurados rotativos” apresentou-se mais eficiente que o biodisco tradicional em termos de remoção de DQO.

Salles (2001) avaliou dados existentes sobre as operações dos principais sistemas de tratamento de esgotos do estado do Mato Grosso do Sul, dentre esses sistemas está a ETE Miranda, que utiliza sistema Biodrum em seu reator aerado. Essa ETE apresentou eficiências de remoção de 94,9% de DBO, 90,7%, de DQO, de 98,9%, do SS.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Apresentação do Sistema

A ETE do Baldo situa-se na Rua Governador Rafael Fernandes, entre a Rua Capitão Silveira Barreto e a Av. Monsenhor Walfredo Gurgel, sendo operada pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte – CAERN.

A ETE foi projetada para tratar uma vazão média de esgotos domésticos de 1620 m³/h (final de plano no ano de 2024), provenientes das bacias de esgotamento As, Bs, Cs, Ds, Gs, Hs e Is. Essas bacias abrangem os seguintes bairros no município do Natal: Alecrim, Areia Preta, Barro Vermelho, parte do bairro Nordeste, Candelária, Cidade Alta, Cidade da Esperança, parte do bairro Dix-Sept Rosado, Lagoa Nova, Lagoa Seca, Mãe Luiza, Morro Branco, Nazaré, Nova Descoberta, Petrópolis, Praia do Meio, parte das Quintas, Ribeira, Rocas, Santo Reis e Tirol.

O projeto estabeleceu a divisão da ETE em 3 módulos, cada um com capacidade para tratar 810 m³/h. Dois desses módulos já se encontram construídos e em operação (Linha 01 e 02). O terceiro módulo ainda não foi construído.

O sistema é composto por duas linhas de tratamento que trabalham em paralelo com tratamento preliminar, reatores UASB (Reator anaeróbio de manta de lodo), câmara anóxica seguida de processo aeróbio misto com crescimento disperso e aderido por meio biodiscos e posterior decantação e, por fim, a desinfecção por raios ultravioletas (Figura 8 e Figura 9).

A ETE também dispõe de tratamento da fase sólida, mas como não é o foco do presente trabalho, não será abordada com maiores detalhes.

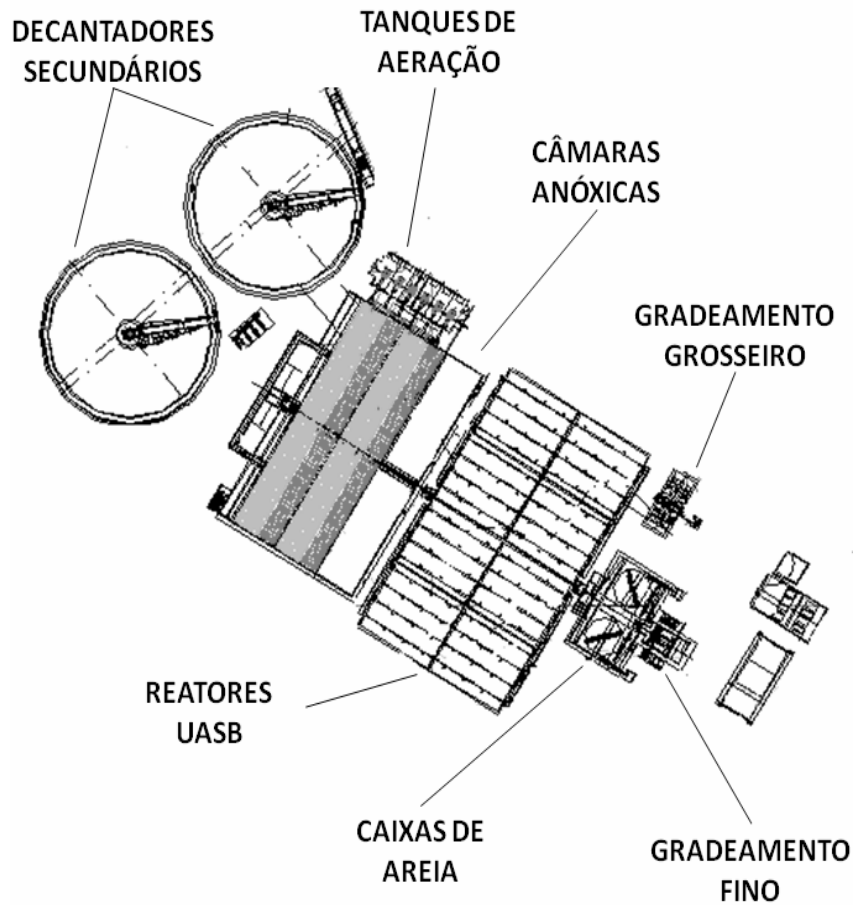
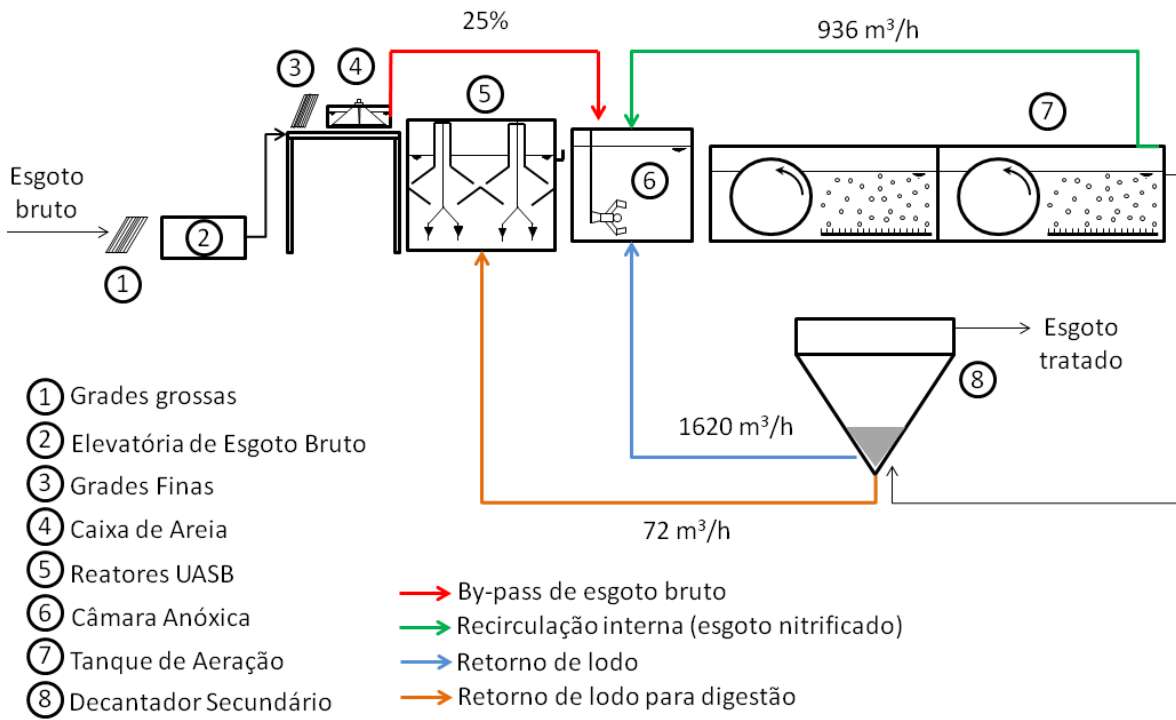


Figura 8: Fluxograma e planta da ETE do Baldo



Figura 9: Vista aérea da ETE (Foto: Ronaldo Diniz)

4.1.1. Tratamento Preliminar

No tratamento preliminar, o esgoto bruto passa por gradeamento grosseiro constituído por barras verticais de limpeza mecânica, com espaçamento de 20 mm. Os resíduos retirados são descarregados em uma correia transportadora que os leva para acumulação em caçambas estacionárias, para posterior disposição final (Figura 10).



Figura 10: Gradeamento grosseiro mecanizado

O gradeamento fino é realizado por peneiras finas mecanizadas do tipo de barras de placas paralelas, com espaçamento entre barras de 3 mm (Figura 11). O material retirado das peneiras é transportado através de um parafuso com rosca sem fim até as caçambas, para posterior disposição final.



Figura 11: Gradeamento fino mecanizado

Com o gradeamento realizado, o esgoto passa pelo processo de desarenação, através de caixas de areia quadradas, de fluxo horizontal e limpeza mecanizada (Figura 12).



Figura 12: Caixa de areia

4.1.2. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB)

O esgoto após passar pelo tratamento preliminar tem como destino os reatores UASB (Figura 13), entretanto, 25% da vazão afluente é destinada diretamente as câmaras anóxicas para complementar a necessidade de carbono durante o processo de desnitrificação.



Figura 13: Parte interna e vista superior dos reatores UASB

Nesta etapa, a digestão anaeróbia é realizada em oito reatores UASB (Linha 1 – UASB 1, 2, 3 e 4; e a Linha 2 – UASB 5, 6, 7, 8) operando em paralelo, cada um com as seguintes características:

- Largura:.....14,80 m;
- Comprimento:15,60 m;
- Altura útil:6,3 m;
- Altura total:.....7,0 m;
- Volume útil: 1419,60 m³.

4.1.3. Câmaras Anóxicas (CA)

Os efluentes dos 8 reatores anaeróbios são reunidos e seguem para as câmaras anóxicas 1 (Linha 1) e 2 (Linha 2), juntamente com as vazões de recirculação dos tanques de aeração (130 L/s de cada TA), uma parcela do esgoto bruto desarenado (25 %) e a recirculação de lodo dos decantadores secundários (225 l/s para cada linha de tratamento). O volume total das câmaras anóxicas é de 2.596 m³, sendo duas câmaras de 1298 m³. Cada câmara é equipada com dois misturadores do tipo submersível para homogeneizar o conteúdo dos tanques e evitar pontos mortos e curtos circuitos hidráulicos.

4.1.4. Tanques de aeração com Biodiscos (TA)

A ETE dispõe de 2 (dois) reatores aerados (Linhas 1 e 2) cada um com 16 biodiscos (Figura 14) que recebem os efluentes das câmaras anóxicas 1 e 2, respectivamente. Os biodiscos, diferentemente das formas tradicionais, têm como material suporte eletrodutos corrugados, apresentando uma área superficial de 10.400 m²/biodisco, para a formação do biofilme (Figura 15).

O sistema de aeração é realizado por 6 (seis) sopradores tipo deslocamento positivo, para introdução de bolhas finas e grossas. A efetiva aeração do sistema é exercida, principalmente, pelas bolhas finas, uma vez que as bolhas grossas tem a função principal de promover o movimento rotacional dos biodiscos.

Parte do efluente dos TAs é recirculado até as câmaras anóxicas através de bombeamento, na qual a vazão pode variar entre 130 e 225 l/s para cada linha de tratamento. No período de monitoramento, as bombas estavam operando em sua vazão mínima (130 l/s), entretanto a adoção desta vazão não tem relação com a eficiência do processo de desnitrificação, uma vez que, não havia resultados que justificassem a sua adoção. A seguir estão apresentadas as características das câmaras aeradas com biodiscos:

- Características Dimensionais:

- Profundidade útil (m)3,25;
- Comprimento (m).....19;

- Largura (m).....24,50;
- Número de Biodiscos por TA16 (duas séries de 8).



Figura 14: Tanque de aeração com Biodisco



Figura 15: Material suporte dos biodiscos

4.1.5. Decantadores Secundários

A ETE dispõe de dois decantadores secundários (Linha 1 e Linha 2) do tipo circular equipados com raspador mecânico de lodo e espuma que recebem, respectivamente, os efluentes dos tanques aerados com biodiscos 1 e 2. Cada decantador tem 32 m de diâmetro e uma profundidade útil de 3,5 m, totalizando um volume de 3.216 m³ (Figura 16).



Figura 16: Decantador secundário

O lodo depositado no rebaixo do fundo de cada decantador é removido diretamente pelas bombas da elevatória de lodo. A espuma coletada, é destinado ao tanque de lodo digerido do sistema de desidratação.

4.1.6. Desinfecção por raios Ultravioleta (UVs)

A desinfecção do esgoto é realizada por um sistema de emissão de raios ultravioletas, composto por 180 lâmpadas, instaladas em canal com regime livre de escoamento. No período de monitoramento do presente trabalho, o referido sistema encontrava-se fora de operação, devido ao não funcionamento de um componente essencial ao funcionamento do equipamento.

4.2. Monitoramento do sistema

O monitoramento do sistema deu-se no período compreendido entre os meses de junho e outubro de 2012. As análises foram realizadas nos laboratórios do Instituto Federal de Educação Tecnológica do RN (IFRN) e na ETE do Baldo. As coletas foram realizadas segundo amostras compostas ponderadas pela vazão afluente, coletadas a cada quatro horas, entre as 4h00 e 24h00, com frequência de amostragem semanal.

Foram escolhidos os seguintes pontos para as coletas:

- EB-CX – Efluente da caixa de areia
- UASB 01 – Efluente UASB 1, 2, 3 e 4 (Linha 1)
- UASB 02 – Efluente UASB 5, 6, 7, 8 (Linha 2)
- CA 01 – Efluente da Câmara anóxica 01 (Linha 1)
- CA 02 – Efluente da Câmara anóxica 02 (Linha 2)
- TA 01 – Efluente do Tanque de aeração com biodisco 01 (Linha 01)
- TA 02 – Efluente do Tanque de aeração com biodisco 02 – (Linha 2)
- ET – Efluente Tratado
- LR 01 – Lodo de recirculação 01 (Linha 1)
- LR 02 – Lodo de recirculação 02 (Linha 2)

Foram analisados os parâmetros destacados no Quadro 3 de acordo com os procedimentos padrões descritos em APHA *et al.* (2005).

Quadro 3: Parâmetros e métodos analíticos

Parâmetro	Método Analítico
Vazão	Medidor eletromagnético
Temperatura (°C)	Termômetro
OD (mg/l)	Eletrométrico
pH	Potenciométrico
DBO ₅ (mg/L)	Frascos Padrões
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	Titulométrico
N – orgânico (mg/l)	Micro-Kejeldal
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	Micro-Kejeldal
N - NO ₃ (mg/l)	Rodier
SST e SSV (mg/l)	Gravimétrico

O monitoramento de OD foi realizado de duas formas distintas, a primeira coletando os efluentes e medindo no interior do frasco, enquanto que, na segunda forma, a sonda foi colocada diretamente no interior dos tanques aerados (TA). Nos TA, foram realizadas medições de OD em dois pontos distintos, de forma a verificar a ocorrência de diferenças de concentração no mesmo reator. Acredita-se que essa forma seja mais confiável.

As vazões foram medidas a cada 30 segundos através da utilização de um medidor eletromagnético ENDRESS+HAUSER localizado na tubulação de recalque da estação elevatória de esgoto bruto, sendo obtidas ao longo de todo o período de monitoramento da ETE, de 01 de junho a 31 de outubro de 2012, e armazenadas em sistema supervisorio WinCC da SIEMENS.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização da vazão afluyente

Primeiramente, com os dados brutos de vazão, foram obtidas as médias horárias (120 leituras/hora) e, posteriormente, com estes valores médios foram criados bancos de dados organizando as vazões em função das horas do dia (0 a 23 horas) e dias da semana (domingo a sábado).

A Figura 16 apresenta a variação temporal da vazão diária durante o período de monitoramento. É possível observar através da figura que as vazões durante os dois primeiros meses de monitoramento foram, de maneira geral, inferiores às verificadas nos meses posteriores, uma vez que neste período a estação ainda se encontrava em fase testes, e não recebia toda a vazão de esgotos gerada nas bacias de esgotamento que compõe o sistema. Considerando todo o período de monitoramento a vazão média foi de 908 m³/h.

Por volta do dia 20 de junho, houve a interligação do coletor geral 01 (CG1) a ETE. Com o aumento de vazão afluyente ocorreu uma pane no sistema de limpeza de uma das caixas de areia, fato que obrigou a diminuição drástica na vazão afluyente. Esse fato pode ser observado através da Figura 17.

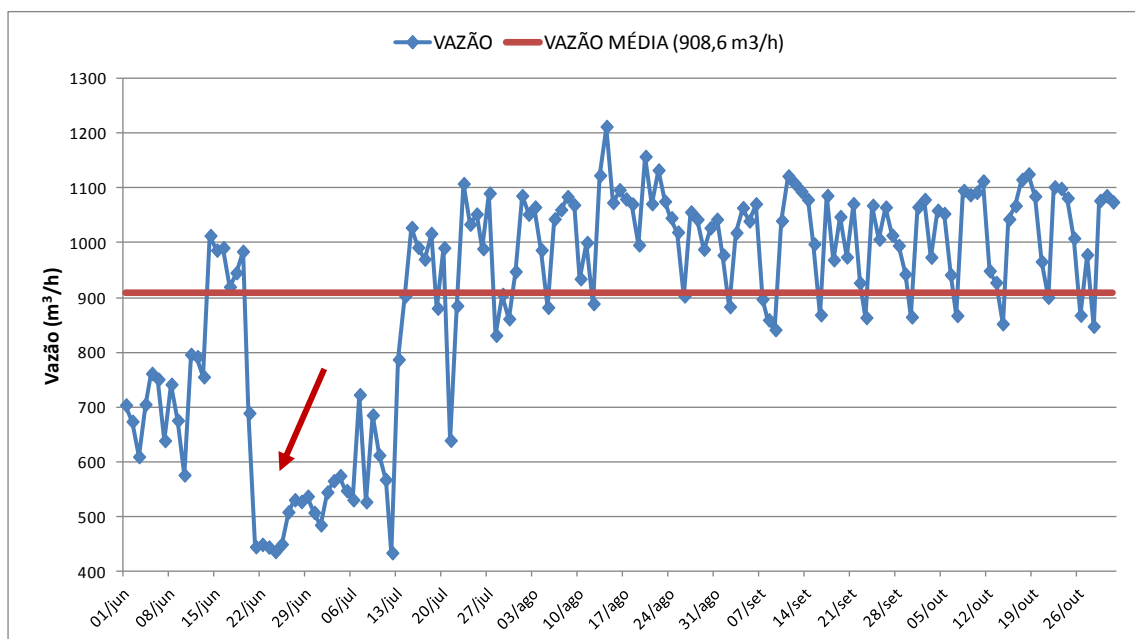


Figura 17: Variação temporal da vazão diária durante o período de monitoramento.

→ Pane da caixa de areia

Considerando todo o período, a vazão média diária e máxima diária foram de respectivamente, 21.805 m³/d e 29.073 m³/d, resultando em um coeficiente do dia de maior consumo (K1) de 1,33. Entretanto, como foram verificadas grandes diferenças entre os meses junho e julho e os meses posteriores, considerando apenas os meses de agosto a outubro, a vazão média aumentou para 24.474 m³/d, resultando em um valor para K1 de 1,2.

Considerando o comportamento médio de todos os dias da semana, a vazão máxima horária foi de 1.264 m³/h e a vazão média horária foi de 908 m³/h, resultado em um coeficiente para a hora de maior consumo (K2) de 1,4. Por outro lado, se for considerada a vazão horária máxima (1574 m³/h) do dia de maior consumo (29072 m³/d, Terça Feira – 14 de agosto/2012) o valor de K2 se eleva para 1,7.

Após a verificação do comportamento das vazões em função das variações diárias, os dados foram analisados para a observação das variações horárias. A Figura 18 apresenta o resumo das vazões médias horárias ao longo dos dias da semana. As maiores vazões médias horárias foram verificadas entre as segundas e sextas feiras, as menores no final de semana sendo a menor no domingo. Essa grande diferença apresentada no domingo pode ser atribuída à diminuição do consumo de água existente nos locais de contribuição para as bacias de esgotamento, já que nesse dia não há atividade comercial.

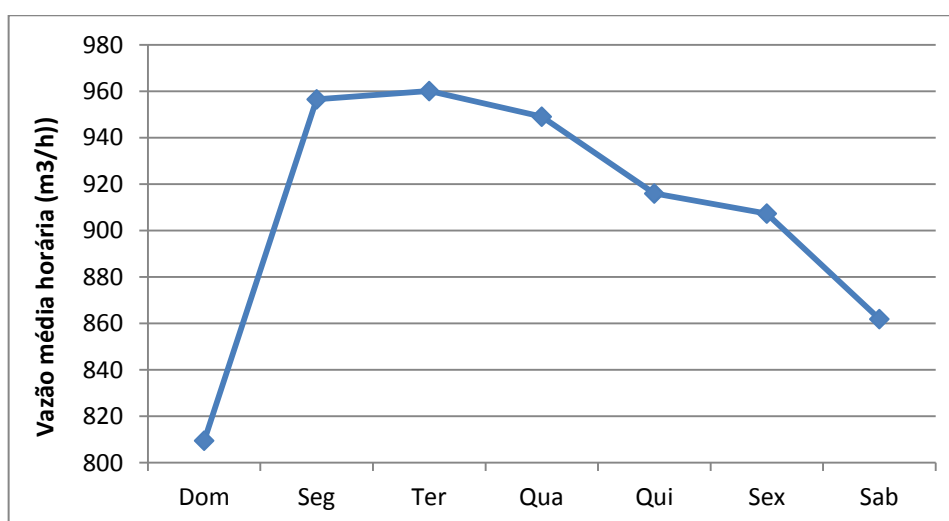


Figura 18: Médias horárias das vazões ao longo dos dias da semana

As variações das vazões horárias ao longo dos dias, em todos os dias da semana, seguiu a tendência normal citada pela literatura com os menores valores ocorrendo nas primeiras horas do dia (0 a 4 h), aumentando rapidamente ao longo da manhã, até atingir o pico máximo em torno de 10 – 12 h, para em seguida decrescer gradualmente até a meia noite (Figura 19). As variações de vazões são bem mais acentuadas durante os horários de maiores consumo (8 – 16 h) e menores durante a noite e madrugada. Tais variações são decorrentes dos hábitos de consumo de água população ao longo de um dia e, de forma geral, são bem mais acentuadas que as variações diárias.

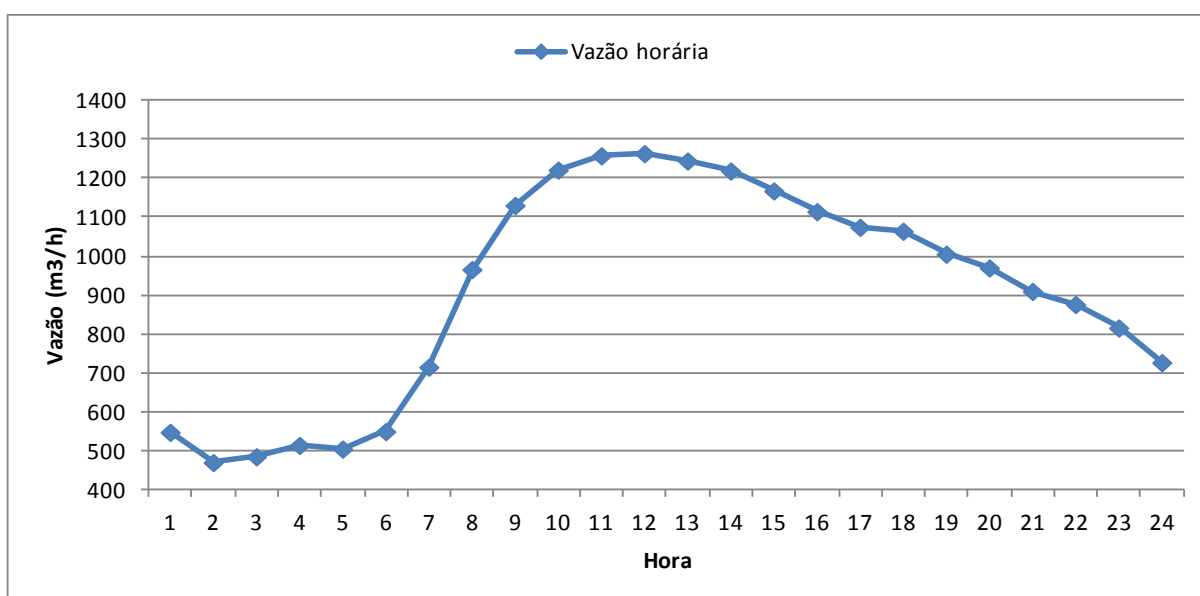


Figura 19: Variações horárias médias

A partir do monitoramento da vazão foi possível estabelecer os tempos de detenção hidráulica (TDH) médios de cada reator, e no caso dos reatores UASB também a velocidade ascensional. Os reatores UASB apresentaram TDH de 17h e velocidade ascensional de 0,4 m/h. As câmaras anóxicas e tanques de aeração apresentaram TDH's de 2,9 h e 3,2 h, respectivamente.

5.2. Comportamento das Temperaturas

As temperaturas variaram entre 27 e 30 °C em todas as etapas do tratamento, com médias de 28,31 °C para o EB-CX; 27,89 °C para UASB 01; 27,92 °C para UASB 02; 28,82 °C para CA 01; 28,82 °C para CA 02; 28,83 °C para TA 01; 28,82 °C para TA 02 e 28,69 °C para o ET (Tabela 2).

Tabela 2: Estatística descritiva dos resultados de temperatura

PONTO	Estatística descritiva	Geral	04:00	08:00	12:00	16:00	20:00	00:00
EB-CX	Média	28,31	27,91	28,29	28,64	28,57	28,13	28,07
	DP	0,68	0,54	0,83	0,50	0,65	0,64	0,73
	Máx.	30,00	29,00	30,00	29,00	30,00	29,00	29,00
	Mín.	27,00	27,00	27,00	28,00	28,00	27,00	27,00
UASB 01	Média	27,89	27,36	28,00	28,33	28,13	27,75	27,53
	DP	0,74	0,50	0,76	0,72	0,72	0,58	0,64
	Máx.	30,00	28,00	29,00	30,00	29,00	29,00	29,00
	Mín.	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00
UASB 02	Média	27,92	27,36	28,07	28,40	28,13	27,75	27,53
	DP	0,79	0,50	0,88	0,91	0,72	0,58	0,64
	Máx.	31,00	28,00	30,00	31,00	29,00	29,00	29,00
	Mín.	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00	27,00
CA 01	Média	28,82	28,27	29,00	29,13	29,00	28,81	28,60
	DP	0,60	0,90	0,65	0,52	0,52	0,54	0,63
	Máx.	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
	Mín.	27,00	27,00	28,00	28,00	28,00	28,00	28,00
CA 02	Média	28,82	28,36	29,00	29,13	28,94	28,75	28,67
	DP	0,65	0,81	0,53	0,52	0,44	0,58	0,62
	Máx.	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
	Mín.	27,00	27,00	28,00	28,00	28,00	28,00	28,00
TA 01	Média	28,83	28,33	28,94	29,13	29,00	28,75	28,63
	DP	0,61	0,65	0,57	0,50	0,53	0,58	0,62
	Máx.	30,00	29,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
	Mín.	27,00	27,00	28,00	28,00	28,00	28,00	28,00
TA 02	Média	28,82	28,27	28,93	29,14	28,93	28,73	28,60
	DP	0,62	0,65	0,62	0,53	0,46	0,59	0,63
	Máx.	30,00	29,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
	Mín.	27,00	27,00	28,00	28,00	28,00	28,00	28,00
ET	Média	28,69	28,18	28,73	29,07	28,94	28,63	28,53
	DP	0,65	0,75	0,46	0,59	0,57	0,62	0,64
	Máx.	30,00	29,00	29,00	30,00	30,00	30,00	30,00
	Mín.	27,00	27,00	28,00	28,00	28,00	28,00	28,00

As temperaturas em cada unidade da ETE se comportaram de forma normal, seguindo as variações de temperatura do ambiente externo. As menores temperaturas ocorreram às 4h00, aumentando até às 12h00 e, a partir deste ponto, decrescendo até a 00h00.

Nota-se a partir das médias horárias de temperatura, que existe uma sensível queda de temperatura no efluente dos reatores UASB em relação ao esgoto afluente. Posteriormente, ocorre aumento de temperatura nas CAs e ligeira queda nos TAs e ET (Figura 20). Não foram observadas diferenças de temperaturas entre as Linhas 01 e 02.

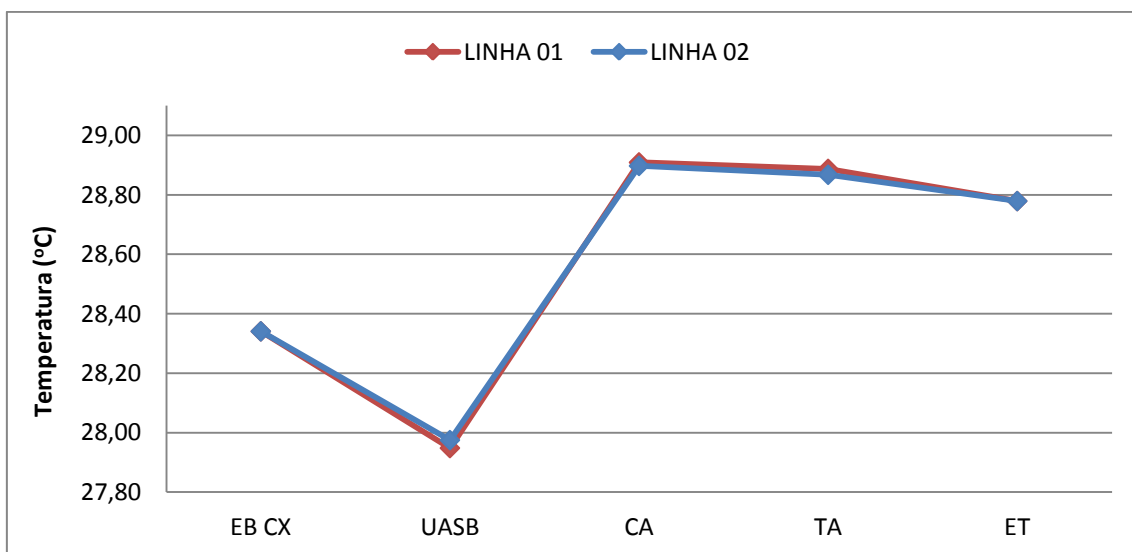


Figura 20: Comportamento das temperaturas médias no decorrer da ETE.

Essas altas temperaturas observadas favorecem os processos de tratamento, uma vez que, afetam diretamente o metabolismo bacteriano. Aliado a isso, observou-se uma pequena amplitude diária das temperaturas, característica de regiões de clima tropical.

5.3. Comportamento do pH

A Tabela 3 mostra a estatística descritiva dos valores de pH.

Tabela 3: estatística descritiva dos resultados de pH

PONTO	Estatística descritiva	Geral	04:00	08:00	12:00	16:00	20:00	00:00
EB-CX	Média	7,14	7,13	7,45	6,96	6,94	7,19	7,10
	DP	0,22	0,15	0,17	0,15	0,09	0,10	0,13
	Máx.	7,73	7,32	7,73	7,14	7,12	7,38	7,26
	Mín.	6,60	6,87	7,16	6,60	6,80	7,02	6,77
UASB 01	Média	6,78	6,85	6,76	6,81	6,78	6,78	6,72
	DP	0,13	0,20	0,10	0,14	0,12	0,10	0,11
	Máx.	7,32	7,32	6,93	7,13	6,97	6,98	6,95
	Mín.	6,40	6,64	6,60	6,57	6,61	6,66	6,40
UASB 02	Média	6,88	6,96	6,85	6,85	6,86	6,86	6,87
	DP	0,12	0,18	0,09	0,12	0,11	0,10	0,11
	Máx.	7,32	7,32	7,02	7,08	7,05	7,08	7,07
	Mín.	6,66	6,78	6,68	6,69	6,68	6,66	6,75
CA 01	Média	6,84	6,71	6,80	6,84	6,90	6,89	6,85
	DP	0,20	0,19	0,20	0,15	0,21	0,22	0,18
	Máx.	7,42	6,95	7,15	7,15	7,42	7,42	7,09
	Mín.	6,37	6,40	6,37	6,60	6,57	6,49	6,45
CA 02	Média	6,87	6,77	6,88	6,80	6,90	6,88	6,94
	DP	0,19	0,14	0,20	0,17	0,19	0,16	0,25
	Máx.	7,64	6,99	7,47	7,05	7,20	7,10	7,64
	Mín.	6,47	6,47	6,61	6,47	6,47	6,56	6,48
TA 01	Média	6,69	6,59	6,58	6,69	6,77	6,80	6,70
	DP	0,28	0,18	0,25	0,33	0,30	0,25	0,30
	Máx.	7,35	6,82	7,12	7,23	7,35	7,20	7,19
	Mín.	6,16	6,31	6,19	6,16	6,26	6,32	6,23
TA 02	Média	6,68	6,60	6,54	6,65	6,76	6,75	6,71
	DP	0,28	0,20	0,24	0,32	0,31	0,28	0,26
	Máx.	7,26	6,85	6,95	7,14	7,26	7,22	7,17
	Mín.	5,85	6,10	5,85	5,98	5,94	6,17	6,13
ET	Média	6,96	6,95	6,89	6,93	6,94	6,99	7,00
	DP	0,20	0,18	0,19	0,18	0,22	0,20	0,21
	Máx.	7,42	7,22	7,17	7,25	7,27	7,42	7,23
	Mín.	6,42	6,67	6,44	6,62	6,42	6,57	6,52

O pH médio no esgoto bruto foi próximo ao neutro (7,14) e decresceu levemente nos efluentes dos reatores anaeróbios para 6,78 (UASB 01) e 6,88 (UASB 02), provavelmente, devido a produção de ácidos orgânicos. Nas câmaras anóxicas, houve pequeno crescimento dos valores na CA 01 (6,84) e decrescimento na CA 02 (6,87) e nos tanques aerados foram observadas novas quedas atingindo nos efluentes valores de 6,69 (TA 01) e 6,68 (TA 02), provavelmente pelo consumo de alcalinidade referente ao processo de nitrificação do efluente. O efluente final da ETE apresentou pH médio de 6,96 (Figura 21).

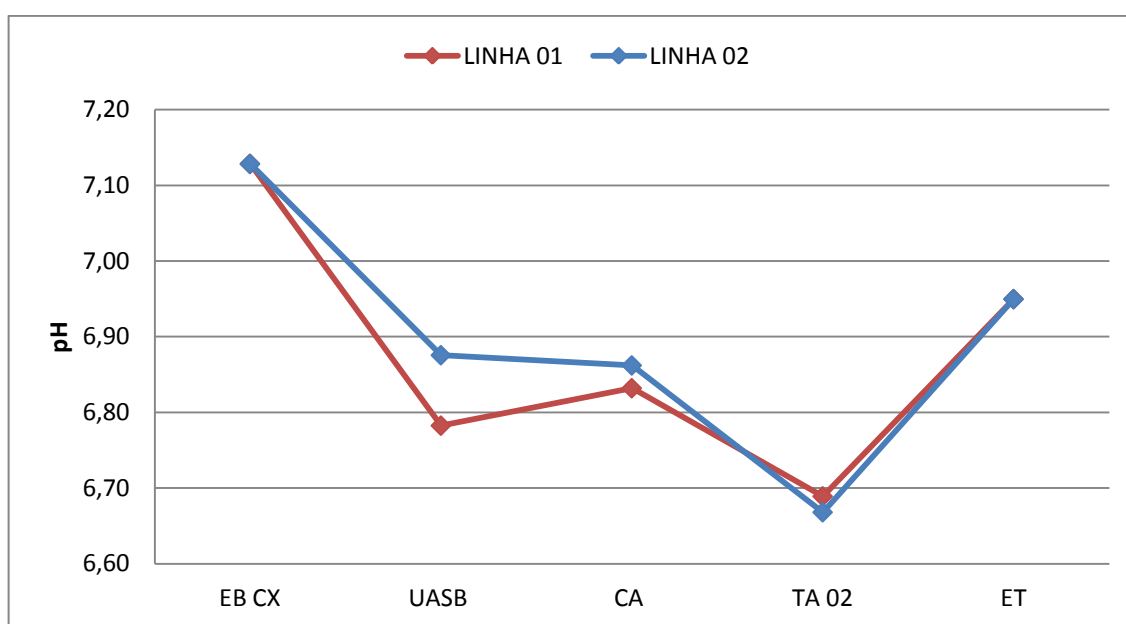


Figura 21: Variação média do pH na ETE

Nos efluentes dos reatores UASB, os valores de pH se apresentaram próximos a neutralidade, evidenciando a existência de um bom equilíbrio entre as etapas de conversão dos substratos, de forma a não inibir a metanogênese pela excessiva produção de ácidos graxos voláteis (Figura 22).

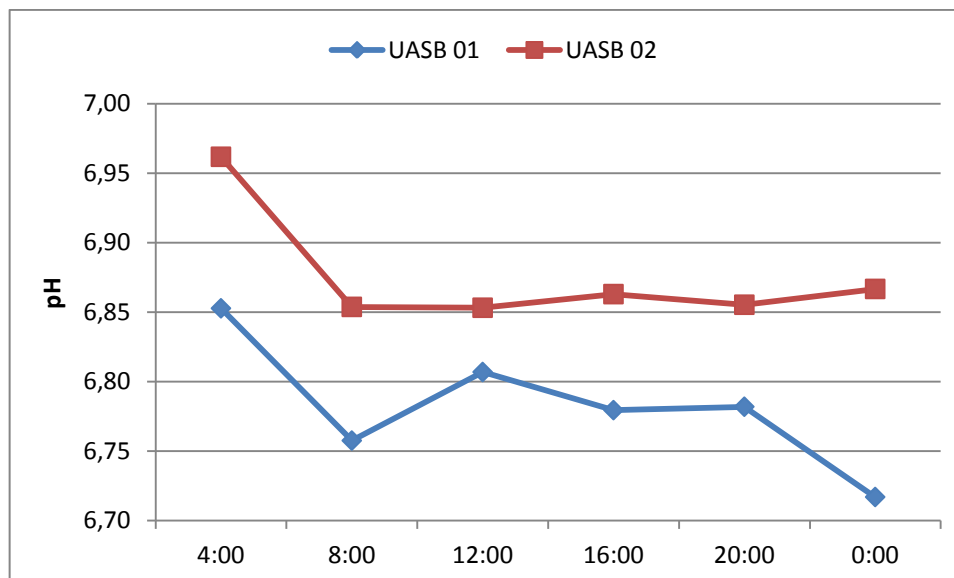


Figura 22: Comportamento dos valores médios horários dos efluentes dos UASBs.

Existe uma pequena diferença de pH entre os UASB 01 e UASB 02, a qual pode ser explicada por alguma provável diferença de vazão afluyente aos reatores. Verificam-se também, para os dois efluentes, suaves quedas entre as 4h00 h e 8h00.

Durante o período de monitoramento, foi realizada a introdução de cal hidratado nos reatores UASB, através da saída das caixas de areia, uma vez que foram encontrados baixos valores de pH na manta de lodo.

Carvalho *et al* (2008) avaliaram o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB (escala piloto), e verificaram o acúmulo de ácidos no efluente com a aplicação das variações senoidais cíclicas de vazão, principalmente nos períodos de aumento da vazão média para máxima. Esse aumento das concentrações de ácidos voláteis pode ter ocorrido devido à maior velocidade ascensional de fluxo, acarretando menor tempo de contato entre o substrato e a biomassa para a realização da metanogênese.

As Figuras 23 e 24 mostram o comportamento das médias horárias de pH nas CA e TA, respectivamente.

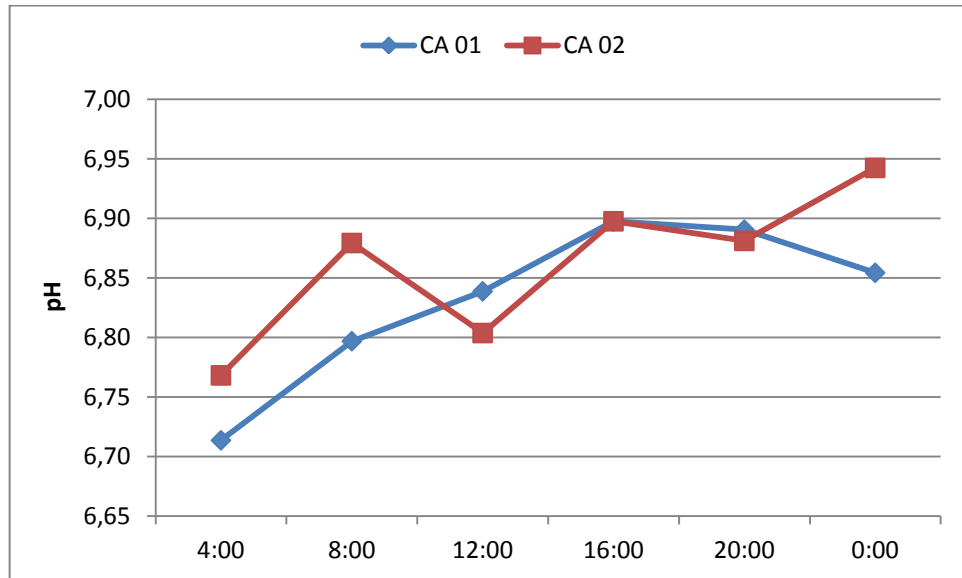


Figura 23: Comportamento dos valores médios horários de pH dos efluentes das CAs

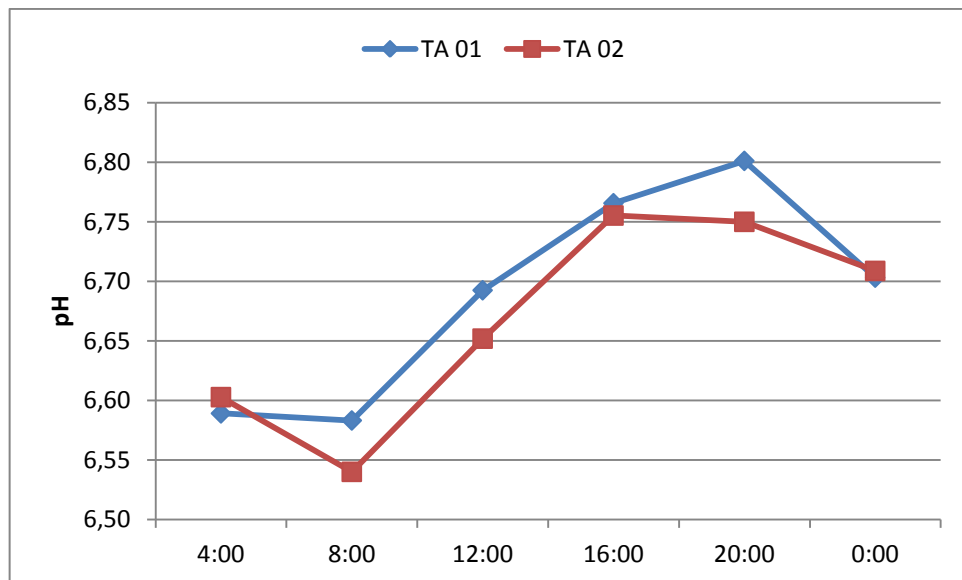


Figura 24: Comportamento dos valores médios horários de pH dos efluentes dos TAs

5.4. Comportamento do OD

A Tabela 05 mostra a estatística descritiva dos perfis de OD para as CAs, TAs e ET.

Tabela 4: Estatística descritiva dos resultados de OD

PONTO	Estatística descritiva	Geral	04:00	08:00	12:00	16:00	20:00	00:00
CA 01	Média	0,8	0,7	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8
	DP	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1
	Máx.	2,0	1,2	1,2	2,0	1,3	1,1	1,0
	Mín.	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	0,7	0,6
CA 02	Média	0,8	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7	0,7
	DP	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2
	Máx.	1,3	0,9	1,1	0,9	1,3	1,1	1,1
	Mín.	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6	0,5	0,6
TA 01	Média	1,4	1,6	1,3	1,4	1,5	1,4	1,6
	DP	0,3	0,5	0,3	0,3	0,2	0,3	0,5
	Máx.	2,8	2,6	1,7	1,9	1,9	2,0	2,8
	Mín.	0,7	0,9	0,9	1,0	1,0	1,0	0,7
TA 02	Média	1,3	1,4	1,2	1,2	1,2	1,1	1,4
	DP	0,4	0,4	0,3	0,4	0,4	0,2	0,5
	Máx.	2,3	2,0	2,0	1,9	2,0	1,5	2,3
	Mín.	0,7	0,9	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7
ET	Média	5,9	6,2	6,1	5,9	5,5	5,7	5,9
	DP	0,8	0,4	0,6	0,7	1,1	0,8	0,7
	Máx.	7,5	6,9	7,4	7,2	7,4	7,5	7,5
	Mín.	2,7	5,6	5,0	4,9	2,7	3,9	4,7

No período do monitoramento, a ETE operou com no máximo 3 sopradores dos 6 existentes, principalmente durante o dia, período no qual são encontradas as maiores vazões. Durante a noite, nos momentos de menores vazões a ETE operou com apenas 2 sopradores. Os tanques de aeração eram dotados de sondas de OD, entretanto, não estavam funcionando corretamente, de forma que seus resultados não foram utilizados.

Nas CA's, foram identificadas concentrações de OD entre 2,0 e 0,5 mg/L e média geral de 0,8 mg/L. Esse valores são resultados das recirculações existentes no sistema, uma vez que as CAs, além de terem a contribuição dos efluentes dos reatores UASB e parte do EB-CX, recebem também uma parcela do efluente dos

TAs, o que contribui para a existência de OD no meio. A Figura 25 apresenta o comportamento das médias das concentrações de OD para cada horário de coleta.

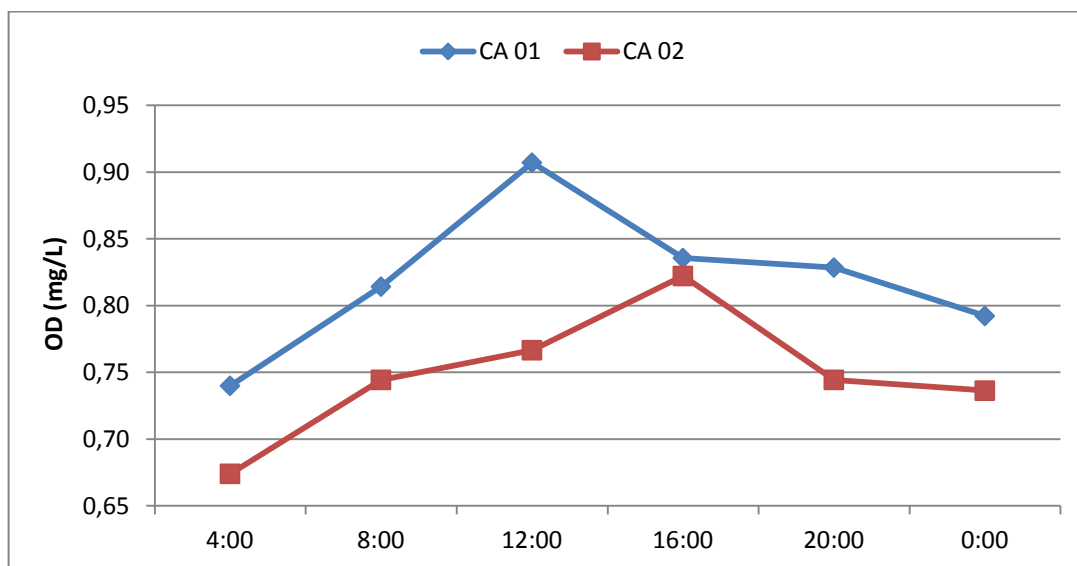


Figura 25: Comportamento de OD nas CAs

Foram encontradas médias de 1,4 mg/L (TA 01) e 1,3 mg/L (TA 02), chegando a mínimos e máximos de 0,7 a 2,8 (TA 01) e 0,7 a 2,3 (TA 02), respectivamente. As concentrações de OD não apresentaram grandes variações ao longo dos dias, como é possível verificar na Figura 26.

As médias horárias tiveram variação de 1,6 mg/L às 4:00 h até 1,3 mg/L às 8:00h para o TA 01, enquanto que para o TA 02 as variações médias horárias foram de 1,4 mg/L às 0:00h até 1,1 mg/L às 20:00h. Entretanto, verifica-se que o TA 01 recebeu um pouco mais de aeração no período de estudo.

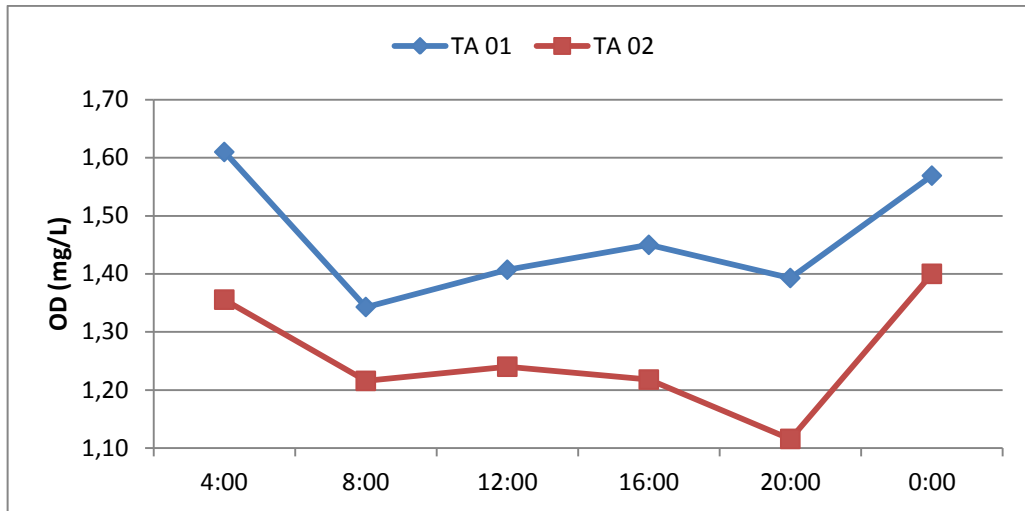


Figura 26: Comportamento do OD nos TAs

Com a introdução da sonda no interior dos TA's foram encontradas maiores concentrações de OD em relação a metodologia anterior. O TA 01, apresentou médias de 1,4 e 2,5 mg/L para os dois pontos de verificação, e médias de 3,4 e 3,2 mg/L para o TA 02. As médias horárias desses pontos mostraram que no TA 01 houve pouca variação, enquanto que no TA 02 a variação foi maior, chegando a quase 1,0 mg/L, durante o dia. Na Figura 27, é possível visualizar tais resultados.

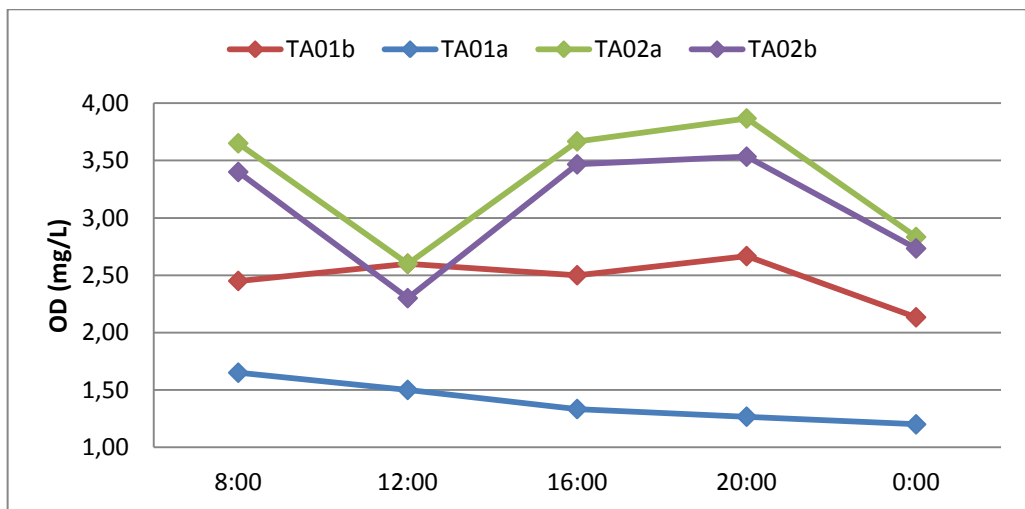


Figura 27: Comportamento de OD (sonda no interior do tanque)

Esses resultados denotam a possibilidade de existência de problemas no sistema de aeração, como registros fechados, obstrução dos difusores, mal funcionamento dos sopradores, ou mesmo diferença de vazões afluentes aos TAs. Também foi evidenciada que metodologias diferentes podem acarretar em diferenças significativas dos resultados.

O ET mostrou-se com boas concentrações de OD em todo o período de estudo, com média de 5,9 mg/L, sendo o valor máximo 7,5 mg/L e o mínimo 2,7 mg/L. As médias horárias evidenciaram maiores concentrações às 4h00 h (6,2 mg/L) decrescendo até às 16:00h (5,5 mg/L) e a partir desse ponto crescendo até às 4:00 h (Figura 28).

Esses altos valores de OD no ET podem ser explicadas pela reaeração ocasionada pela queda do efluente através das canaletas existentes nos decantadores secundários.

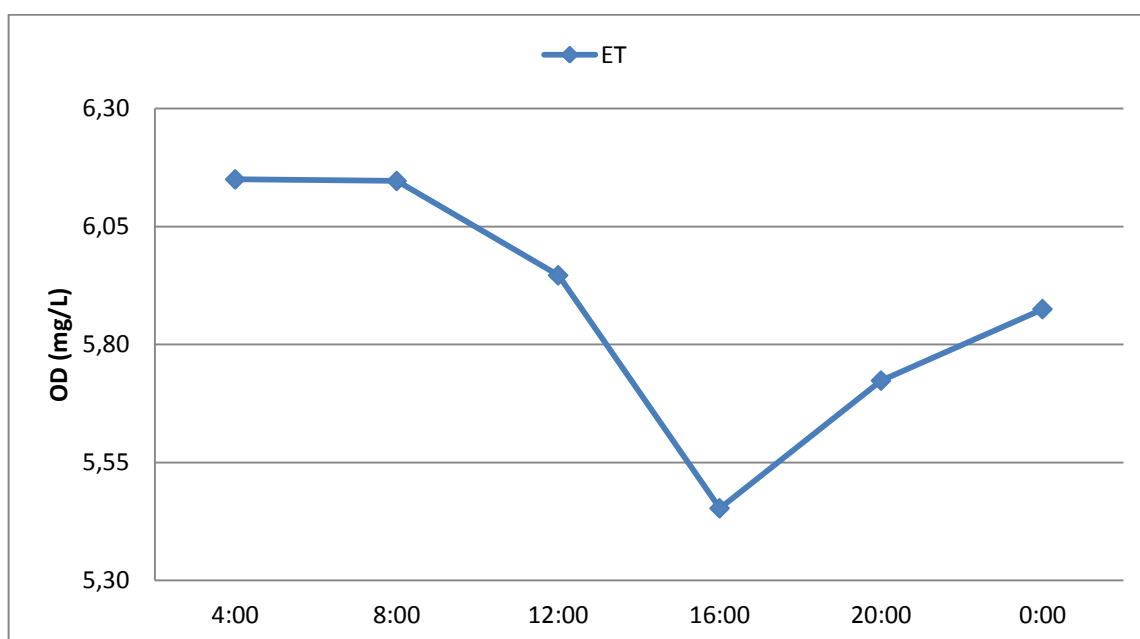


Figura 28: Comportamento de OD no efluente tratado

5.5. Resultados do monitoramento de Matéria Orgânica e Sólidos

Os dados de estatística descritiva das concentrações DBO, SST e SSV são apresentados na Tabela 06.

Tabela 5: Estatística descritiva DBO, SST e SSV

Parâmetro	Estatística descritiva	EB-CX	UASB 01	UASB 02	CA 01	CA 02	TA 01	TA 02	ET	LR 01	LR 02
DBO	Média	310	101	97					41		
	DP	29	67	41	-	-	-	-	6	-	-
	Máx.	360	280	190					95		
	Mín.	270	23	47					17		
SST	Média	190	89	81	3633	3441	3605	3032	94	5310	5592
	DP	65	59	53	962	930	1085	939	76	2274	2218
	Máx.	318	204	204	5000	5125	4800	4870	288	7340	7170
	Mín.	66	20	20	2130	1780	1270	1260	24	1012	944
SSV	Média	138	56	48	2932	2712	2843	2348	84	4785	4686
	DP	76	50	41	803	657	768	587	79	959	782
	Máx.	300	140	122	3990	4250	3820	3120	266	5650	5340
	Mín.	10	10	0	1540	1800	1700	1500	20	3300	3500

A DBO afluente variou entre 270 e 360,0 mg/L, tendo como média 310 mg/L. É importante ressaltar que a ETE do Baldo foi projetada baseada em valores de 250 mg/L de DBO. Esse fato pode ter impactado o dimensionamento das unidades de tratamento. Após o processo de tratamento, o efluente apresentou média de 41,1 mg/L com valor máximo de 70 mg/L e mínimo de 17 mg/L (Figura 29).

Com relação ao parâmetro SST, a ETE apresentou média afluente de 190,1 mg/L e variação entre 66 mg/L e 318 mg/L. Após o processo de tratamento, foi obtida média de 94 mg/L e valores máximos e mínimos de 288 mg/L e 24 mg/L, respectivamente, conforme apresentado na Figura 30.

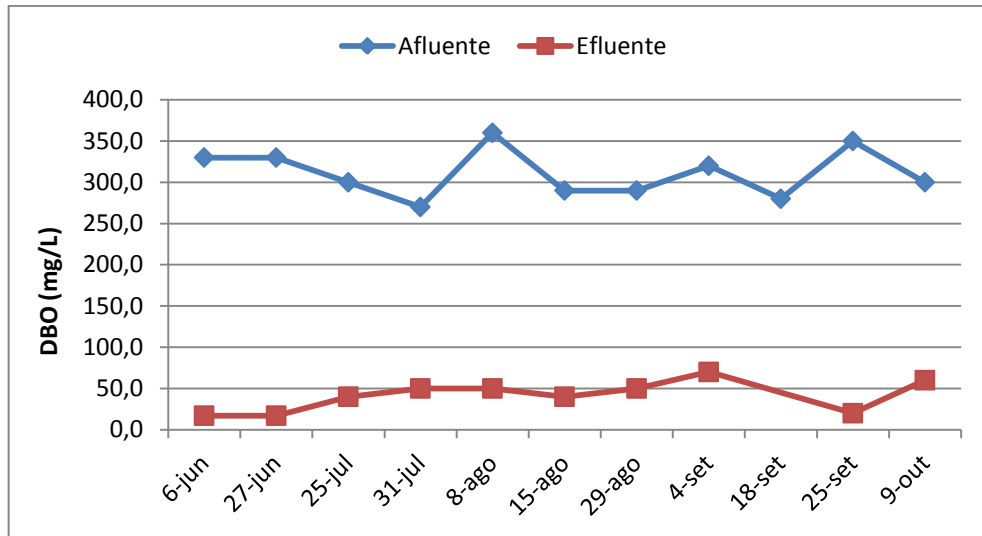


Figura 29: Concentrações de DBO afluente e efluente a ETE

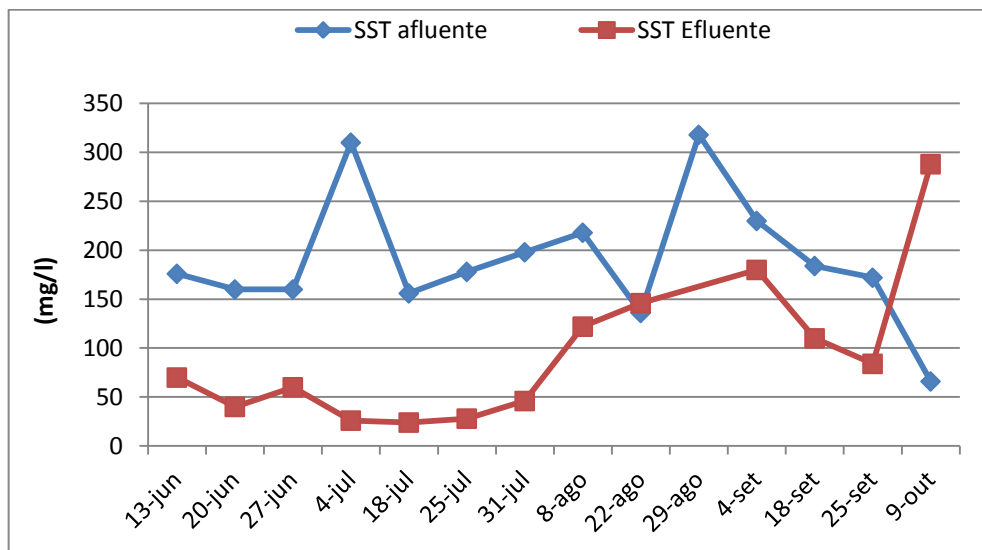


Figura 30: Concentrações afluente e efluente de SST

Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram dados de 166 ETE's localizadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo, comparando os resultados encontrados com as faixas de variação apresentadas pela literatura. As ETE's compostas de reator UASB com pós-tratamento apresentaram concentrações de DBO na faixa de 13 a 63 mg/L, enquanto que a literatura mostra faixa entre 20 e 80 mg/L. Já para as concentrações de SST, foram encontrados resultados de concentração entre 17 e 85 mg/L, enquanto que a literatura apresenta faixa entre 10 e 90 mg/L.

5.6. Reatores UASB

Durante o período de monitoramento, a vazão média afluyente à ETE foi de 908 m³/h, entretanto os UASB recebem apenas 75% desta vazão, uma vez que, 25% são encaminhados por meio de *by-pass* para as CA como fonte de carbono para o processo de desnitrificação. Visto isso, os UASB apresentaram médias de TDH e velocidade ascencional de 17 h e 0,4 h, respectivamente. Esses valores são muito diferentes dos recomendados para os reatores. Contudo, as duas linhas de tratamento existentes têm capacidade de receber uma vazão média de 1620 m³/h, ou seja, no período do monitoramento a ETE estava operando com aproximadamente 56 % de sua capacidade.

O reator UASB 01 apresentou DBO efluente com variação de 66,9 a 280 mg/L e média de 100,7 mg/L. Já o reator UASB 02 obteve efluentes variando entre 47 e 190 mg/L, e média de 97 mg/L. Ficou evidenciada grande semelhança no comportamento dos dois reatores. Destacam-se os valores da coleta do dia 9 de outubro, em que ambos os reatores obtiveram os seus piores resultados (Figura 31).

Acredita-se que os altos valores de DBO encontrados nos UASBs 01 e 02 têm relação com as concentrações de SST, mesmo não havendo resultados para esse parâmetro neste dia de coleta, foi possível perceber em campo a grande quantidade de sólidos nas amostras.

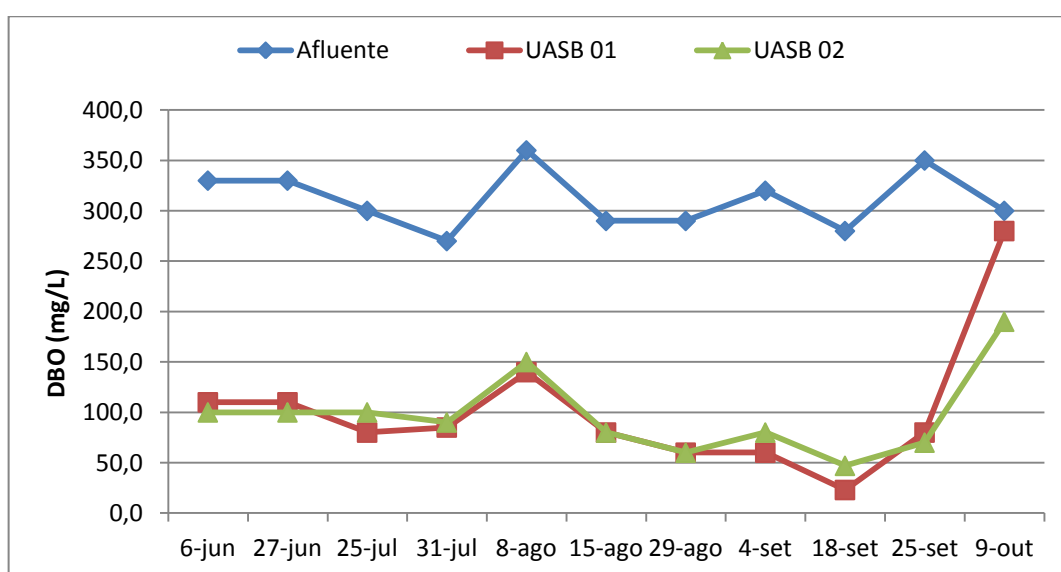


Figura 31: Concentrações afluyente e efluente de DBO

As concentrações de SST nos efluentes dos UASBs 01 e 02 apresentaram grandes variações, entre 20 e 204 mg/L, com médias gerais de 89 mg/L (UASB 01) e 81 mg/L (UASB 02). A Figura 32 mostra o histórico de concentrações afluentes e efluentes aos reatores, de forma que se pode perceber a existência de instabilidade no processo de remoção de SST. Esta instabilidade pode ter relação com as rotinas de recirculação de lodo dos decantadores secundários promovendo uma alta concentração de sólidos nos reatores UASB. É importante salientar que a linha de tratamento de sólidos (lodo) ainda não havia entrado em operação, ou seja, o descarte de lodo em excesso estava sendo realizado esporadicamente.

Entretanto, esses valores de SST não foram diferentes de pesquisa realizada por Silva *et al* (2012), que analisando as concentrações de SST em reator UASB chegou a média de 88,1 mg/L.

Florêncio *et al* (2001) monitoraram os reatores UASB da ETE Mangueira, situada na região metropolitana de Recife, e observou concentração média de 80 mg/L de SST.

Oliveira e Von Sperling (2005), avaliando dados de 166 ETE's, verificaram que os reatores UASB apresentaram faixas de variação de concentração de SST entre 49 e 137 mg/L, enquanto que a literatura apresenta faixa de 60 a 100 mg/L. Neste mesmo estudo, os reatores UASB apresentaram concentrações de DBO entre 67 e 129 mg/L, na literatura são mostrados valores de 70 a 100 mg/L.

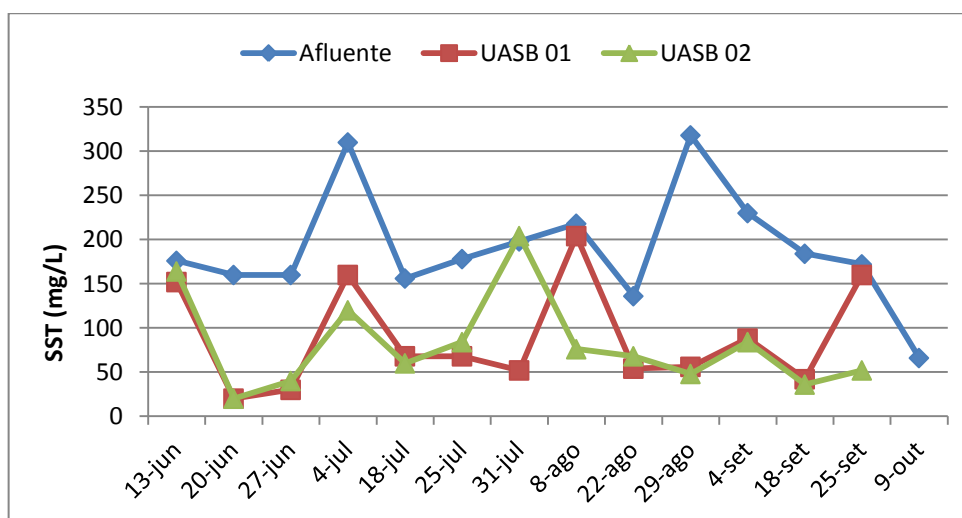


Figura 32: Concentrações afluentes e efluentes de SST

Como as amostras foram compostas proporcionalmente as vazões afluentes, foram perceptíveis no momento das coletas, que as maiores contribuições de SST se deram nos períodos de maior vazão, assim como Carvalho *et al* (2008) apresentaram em estudo aplicando variações senoidais cíclicas da vazão, observando maior arraste de sólidos nos períodos de aumento da velocidade ascensional. Entretanto a velocidade ascensional do esgoto nos reatores foi muito baixa em média de 0,4 m/h, devido à vazão média afluente ainda estar longe da de projeto. Assim a variação pode ter relação com as rotinas de recirculação de lodo dos decantadores secundários para os UASB, bem como o descarte para a linha de tratamento de lodo. A linha de tratamento de sólidos (lodo) ainda não havia entrado em operação e haviam impasses quanto a destinação desse lodo, ou seja, o descarte de lodo em excesso estava sendo realizado esporadicamente promovendo uma alta concentração de sólidos nos reatores UASB.

5.7. Câmaras Anóxicas e Tanques de Aeração

As CAs apresentaram elevadas concentrações de SST, a CA 01 obteve variação de 2.130 a 5.000 mg/L e a CA 02 de 1.780 a 5.125 mg/L, com médias de 3.633 mg/L e 3441 mg/L, respectivamente. As concentrações de SSV também foram elevadas, apresentando médias de 2.932 mg/L (CA 01) e 2712 mg/L (CA 02) (Figura 33).

Assim como as nas câmaras anóxicas, também foram elevadas as concentrações médias de SST nos TA 01 (3.605 mg/L) e TA 02 (3.032 mg/L). Entretanto o projeto apresenta 4.000 mg/L como concentração ideal de SST nos TA. A não obtenção dessa concentração pode ter relação com problemas existentes no sistema de aeração. Com relação às concentrações de SSV, o TA 01 apresentou médias de 2.843 mg/L e o TA 02 média de 2.348 mg/L.

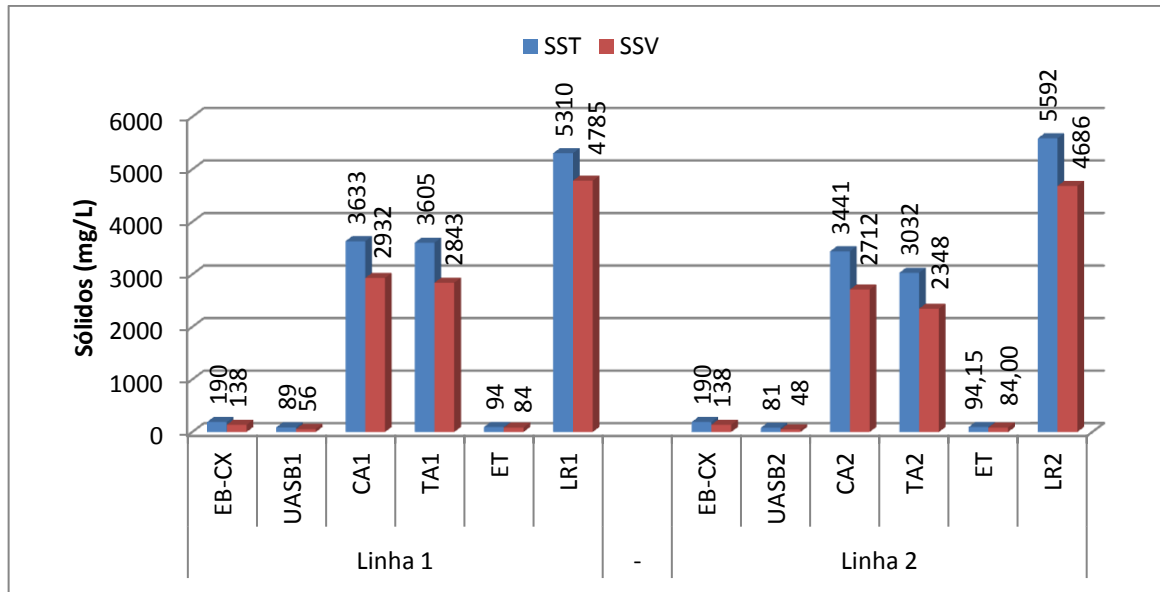


Figura 33: Comportamento de SST e SSV

As médias das relações SSV/SST estão apresentadas graficamente na Figura 34 e apontam o predomínio de sólidos voláteis (biomassa) em detrimento aos fixos (inerte) em todas as etapas de tratamento.

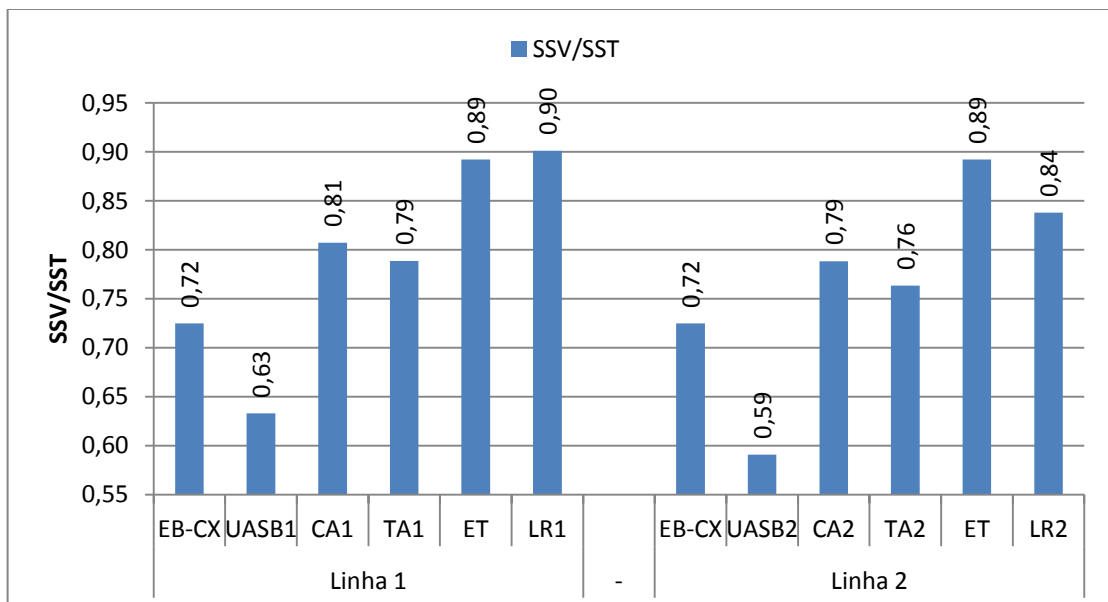


Figura 34: Relações de médias de SSV/SST

Os dados da SSV/SST mostram que os UASB 01 e 02 apresentaram relações de 0,63 e 0,59 respectivamente, evidenciando uma maior estabilização do lodo efluente

ao reator, se comparados às CAs e TAs. Neste caso é importante lembrar que os reatores UASB também funcionam como digestores de lodo proveniente dos decantadores secundários.

Os CAs e TAs apresentaram resultados semelhantes, com relações que variaram entre 0,76 e 0,81. Também foram encontradas relações semelhantes entre ET (0,89), LR 01 (0,9) e LR 02 (0,84), uma vez que o lodo encontrado nas amostras do ET é originário dos decantadores secundários.

5.8. Eficiências de Remoção de DBO e SST

A Tabela 07 mostra a estatística descritiva das eficiências de remoção de DBO e SST.

Tabela 6: Eficiências de remoção de DBO e SST

Eficiência de remoção	Estatística descritiva	UASB 01	UASB 02	GERAL
DBO (%)	Média	67,7	68,9	86,5
	DP	21,9	12,8	6,3
	Máx.	91,8	83,2	94,9
	Mín.	6,7	36,7	78,1
SST (%)	Média	59,2	57,2	62,9
	DP	25,9	28,5	112,6
	Máx.	87,5	87,5	91,6
	Mín.	6,4	RN	RN

RN – Remoção negativa

A ETE apresentou remoções de DBO variando entre 78,1% e 94,9%, com média geral de 86,5%, valor este abaixo dos 90% apresentados no projeto da ETE (Figura 35).

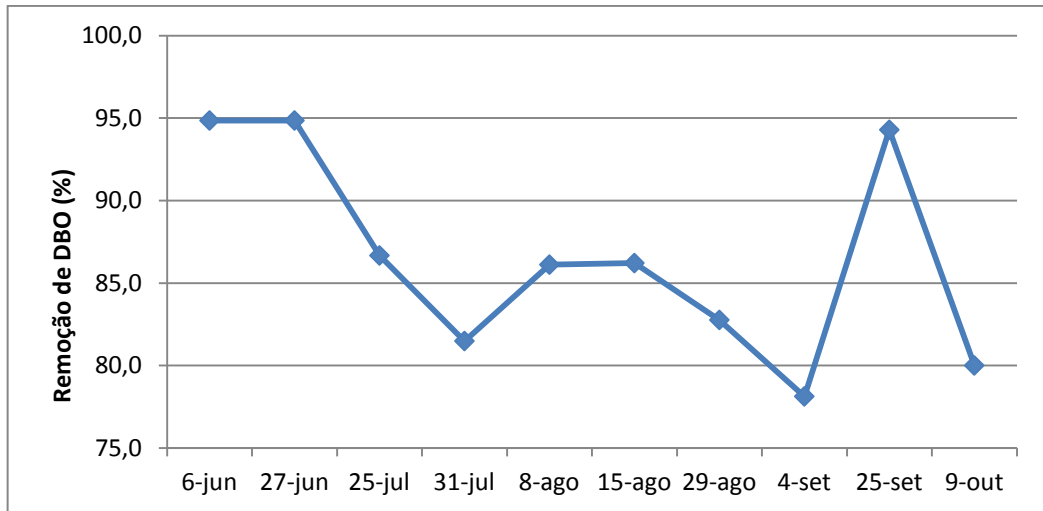


Figura 35: Eficiências de remoção de DBO

Para a estimativa de remoção de SST foram desconsideradas as remoções negativas no sistema, de forma que a média foi de 62,9%, bem abaixo do especificado em projeto (90%), conforme Figura 36.

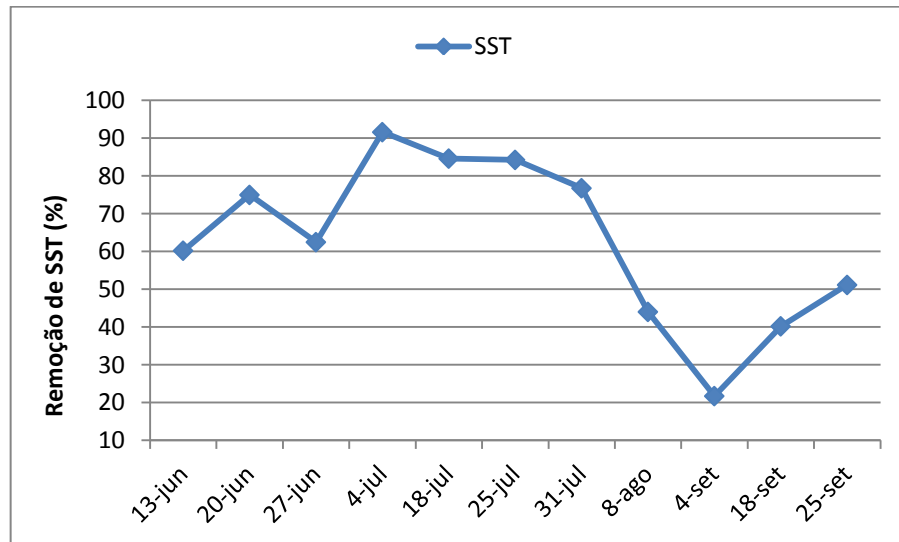


Figura 36: Eficiências de remoção de SST

Os reatores UASB obtiveram remoções médias de DBO de 67,7% (UASB 01) e 68,9 UASB 02, estes valores estão bem próximos aos 70% esperados no projeto da ETE. Os piores resultados foram observados nas coletas do dia 09 de outubro, muito provavelmente pela grande presença de sólidos em suspensão (Figura 37).

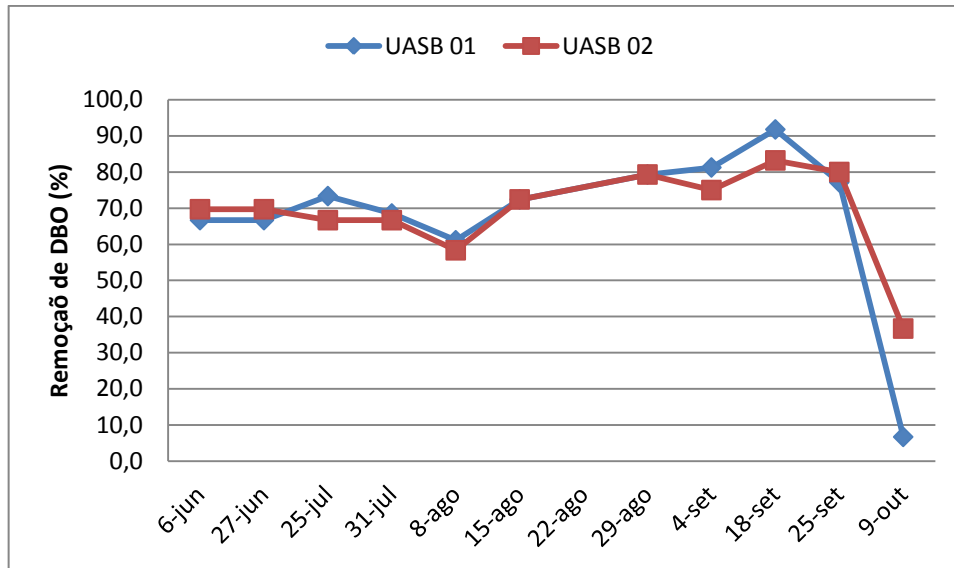


Figura 37: Eficiências de remoção de DBO nos reatores UASB

Os resultados de remoção de SST evidenciaram a existência de instabilidade, já que não houve uniformidade dos dados. Essa instabilidade denota a necessidade de implementação de um melhor controle dos processos de recirculação do lodo a ser digerido nos reatores, bem como o seu descarte. O UASB 01 apresentou 59,2% como média de remoção de SST, enquanto que o UASB 02 obteve eficiência média de 57,25% (Figura 38).

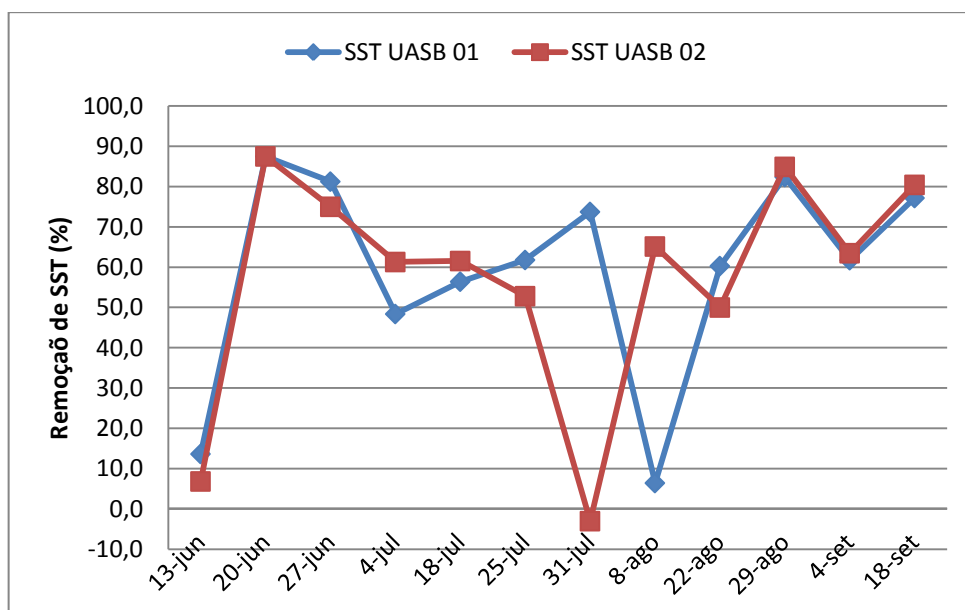


Figura 38: Eficiências de remoção de SST nos UASB's

5.9. Comportamento das formas de Nitrogênio

A Tabela 7 apresenta os dados relativos às formas de nitrogênio, com suas respectivas médias, desvios padrões, máximos e mínimos. O nitrogênio total está evidenciado através do NTK, uma vez que os valores de nitrato encontrados são, de forma geral, muito pequenos.

Tabela 7: Estatística descritiva das formas de nitrogênio

Parâmetro (mg/L)	Estatística descritiva	EB-CX	UASB 01	UASB 02	CA 01	CA 02	TA 01	TA 02	ET	LR 01	LR 02
N_{org}	Média	3,6	3,1	2,9	17,8	16,2	18,1	18,0	3,5	24,1	22,5
	DP	3,3	1,2	1,3	6,2	7,7	7,5	5,8	3,1	14,7	11,9
	Máx.	14,1	4,5	5,0	28,6	35,3	30,4	29,1	10,1	36,4	31,9
	Mín.	0,6	0,8	0,2	7,3	8,3	1,7	7,8	0,8	6,2	6,7
NH_4	Média	29,8	36,2	35,7	14,8	14,2	6,7	6,5	7,3	5,8	6,7
	DP	5,3	8,9	8,3	7,7	7,4	5,6	4,6	6,2	4,1	5,3
	Máx.	37,1	47,0	46,6	29,8	25,4	20,8	16,3	21,8	11,8	14,6
	Mín.	20,3	16,5	15,4	3,4	3,9	0,8	1,1	1,7	1,1	1,0
NTK	Média	34,6	39,5	38,7	31,9	30,1	24,1	23,8	10,2	30,5	30,0
	DP	6,3	10,1	9,5	8,1	11,2	9,6	7,2	7,3	16,4	14,5
	Máx.	49,9	51,0	48,8	50,4	50,4	40,4	37,5	26,3	46,5	44,8
	Mín.	26,3	17,4	15,6	21,6	13,7	2,5	14,2	2,7	9,5	9,5
NO_3^-	Média	0,7	0,5	1,5	3,1	3,3	2,8	3,7	2,5	1,6	2,0
	DP	0,8	0,4	1,6	3,5	3,3	2,3	1,7	2,7	0,6	1,1
	Máx.	2,7	1,3	3,9	12,1	10,6	7,5	6,6	8,9	2,1	2,8
	Mín.	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,9	0,1	0,9	0,8

A Figura 39 evidencia o comportamento médio das formas nitrogenadas no decorrer do processo de tratamento. É possível perceber que as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram aumento entre o EB-CX e os UASB 01 e 02, passando de média 29,8 mg/L para 36,2 e 35,7 mg/L, respectivamente. Esse aumento pode ser relacionado à utilização dos reatores UASB como digestores de lodo, de forma que parte do nitrogênio orgânico presente em LR 01 e LR 02 é convertida através do processo de amonificação, assim como o nitrogênio orgânico presente no esgoto bruto.

As câmaras anóxicas apresentaram concentrações de nitrogênio amoniacal de 14,8 mg/L (CA 01) e 14,2 mg/L (CA 02), sendo esses valores intermediários em relação a

EB-CX (29,8 mg/L) e os efluentes dos tanques de aeração TA 01 (6,7 mg/L) e TA 02 (6,5 mg/L). Esses valores intermediários são possíveis, já que as CA's recebem parte dos efluentes dos TA's e dos UASB's.

As concentrações de nitrogênio orgânico nos TA's e CA's foram semelhantes, devido a grande concentração de lodo nesses reatores (processo de assimilação). O efluente das câmaras anóxicas e dos tanques de aeração passam pelo processo de decantação secundária, onde é realizada a separação do lodo, assim pode-se verificar no ET a diminuição das concentrações de nitrogênio orgânico e grande concentração em LR 01 e LR 02.

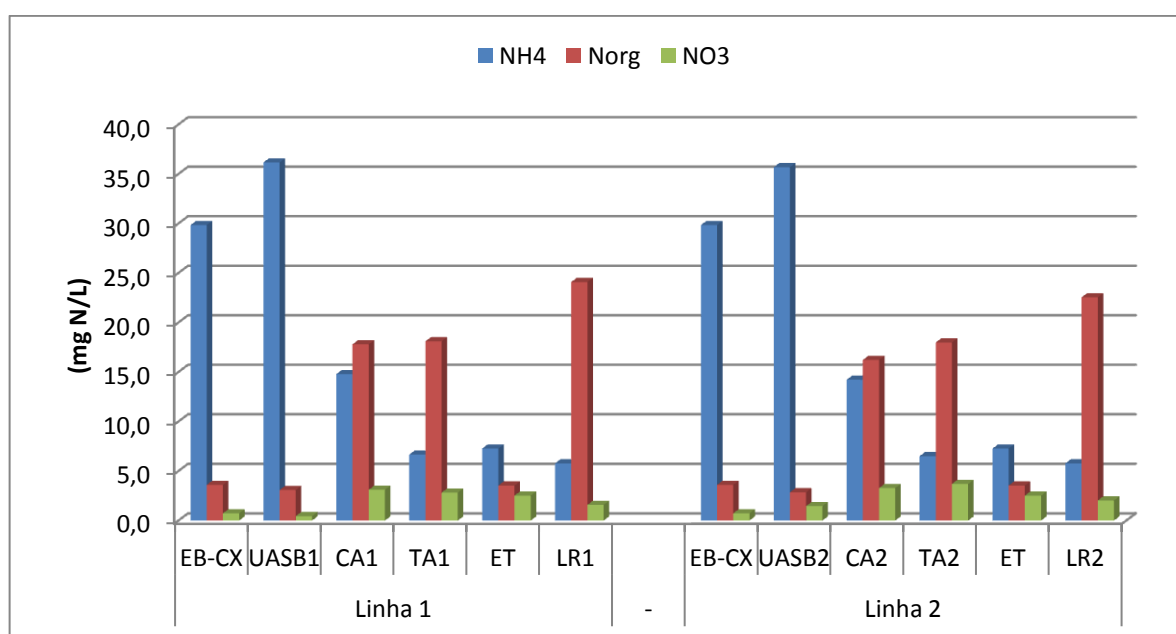


Figura 39: Concentrações médias de NH₄, N_{org} e NO₃

Com base no gráfico da Figura 39, observa-se que não foi obtida nitrificação satisfatória, tendo sido encontrados valores médios de 2,8 mg/L (TA 01) e 3,7 mg/L (TA 02) de nitrato. A não ocorrência de nitrificação esperada pode ter relação com as concentrações de OD nos TA's.

A alcalinidade presente no sistema tem relação direta com os processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação dos efluentes está relacionada ao consumo de alcalinidade do meio, enquanto que a desnitrificação gera alcalinidade. É possível perceber menor presença de alcalinidade nos TAs se comparados aos resultados das CA's.

A estatística descritiva dos resultados de Alcalinidade está disposta na Tabela 8.

Tabela 8: Estatística descritiva dos resultados de Alcalinidade

Estatística descritiva	EB-CX	UASB-1	UASB-2	CA-1	CA-2	TA-1	TA-2	ET	LR-1	LR-2
Média	181,3	247,6	247,9	146,3	148,3	103,2	105,1	96,9	115,8	110,3
DP	14,3	21,2	19,3	15,9	17,2	23,2	20,9	21,1	19,5	22,0
Máximo	200,0	271,0	273,0	164,0	171,0	151,0	142,0	133,0	131,0	141,0
Mínimo	163,0	203,0	210,0	119,0	122,0	74,0	74,0	68,0	81,0	79,0

A Figura 40 mostra a variação da alcalinidade ao longo do processo de tratamento. É possível identificar pela figura aumentos de alcalinidade nos efluentes dos reatores UASB, em relação ao esgoto bruto, sendo de 181 mg/L para 247,6 mg/L no UASB 01 e para 247,9 no UASB 02. Posteriormente, foram observadas diminuições contínuas de alcalinidade nos efluentes das câmaras anóxicas (146,3 mg/L e 148,3 mg/L em CA 01 e CA 02, respectivamente) e tanques de aeração (103,2 mg/L e 105,1 mg/L, respectivamente em TA 01 e TA 02), atingindo no efluente final uma concentração de 96,9 mg/L. Os valores relativos ao lodo dos decantadores foram semelhantes aos encontrados nos tanques de aeração, 115,8 mg/L (LR 01) e 110,3 (LR 02).

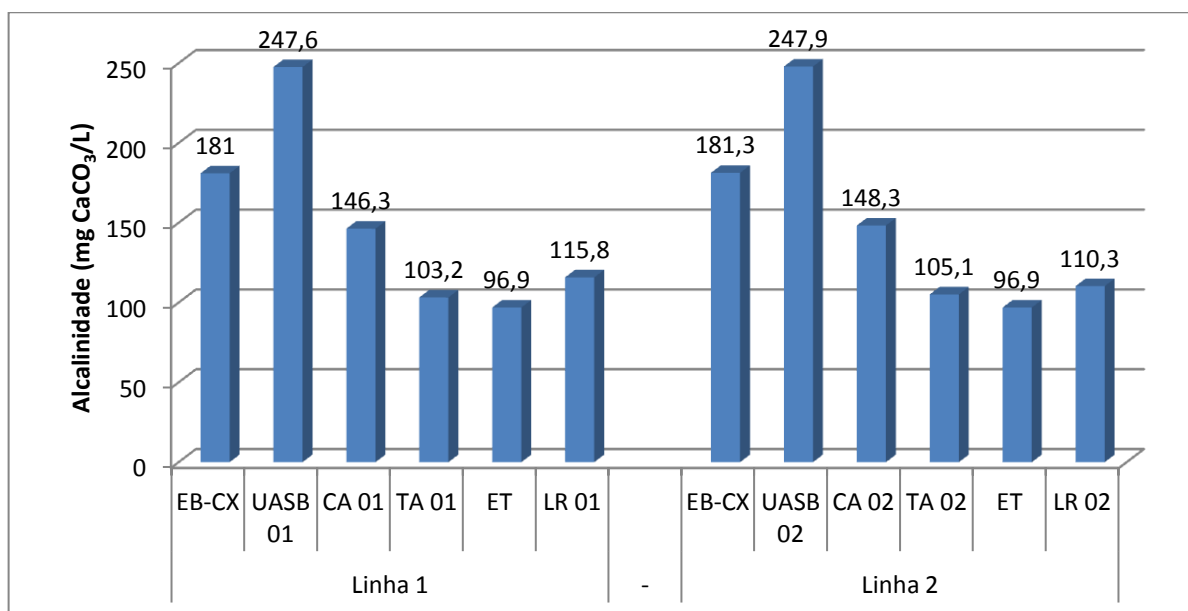


Figura 40: Comportamento da Alcalinidade

A partir dos resultados de alcalinidade vê-se que podem estar ocorrendo os processos de nitrificação e desnitrificação, mas em proporções pequenas, uma vez que foram verificadas baixas concentrações de nitrato nos TAs.

É perceptível que, ao longo do processo de tratamento, ocorre a diminuição das concentrações de NTK (Figura 41).

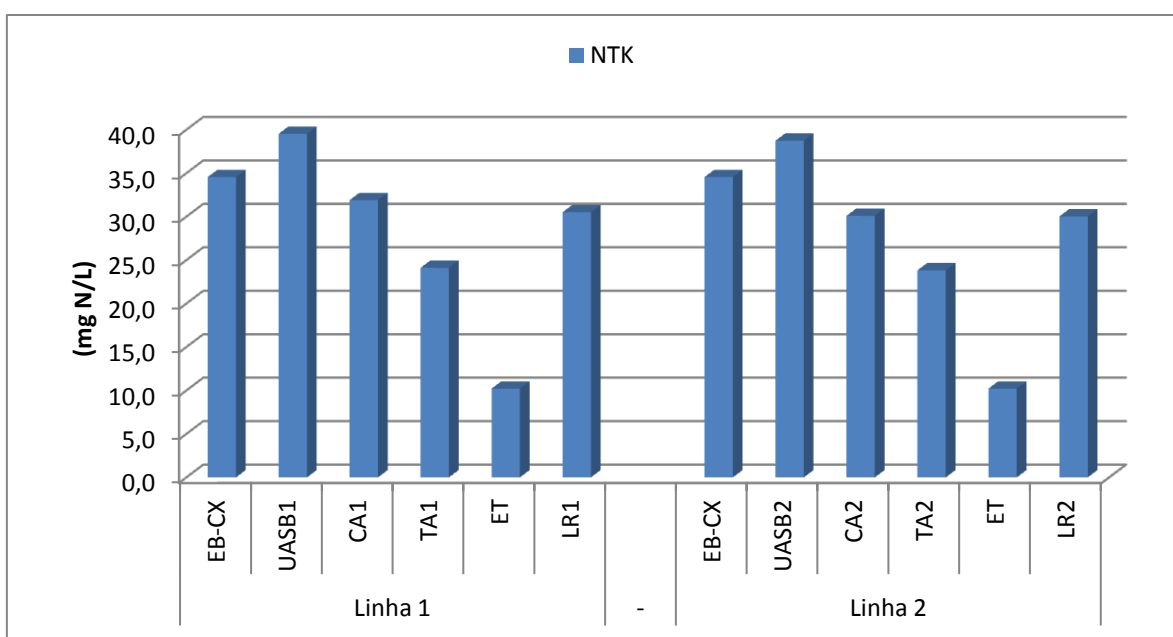


Figura 41: Médias das concentrações de NTK ao longo do processo

As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e NTK estão representadas na Tabela 9. Foram encontradas remoções médias de 70,7 % de NTK e 76,9 de N-NH₄, valores estes bem acima dos 50 % de remoção projetada para a ETE.

Tabela 9: Estatística descritiva das eficiências de remoção de NTK e N-NH₄

Parâmetro	Estatística descritiva	Eficiência de remoção (%)
NTK	Média	70,7
	DP	21,3
	Máx.	89,7
	Mín.	21,8
N-NH ₄	Média	76,9
	DP	19,8
	Máx.	94,2
	Mín.	27,9

A Figura 42 e Figura 43 mostram o histórico de eficiências de remoção de NTK e N-NH₄ durante o período de monitoramento. Percebe-se que, a partir de meados do mês de julho, as eficiências começam a decrescer. Esse fato pode ser explicado através da análise das vazões afluentes, que também nesse período começam a aumentar, visto que a ETE inicia a operação recebendo 100 % da contribuição gerada nas bacias de esgotamento da região de forma que no final do período de monitoramento as eficiências decrescem para valores em torno de 40 %.

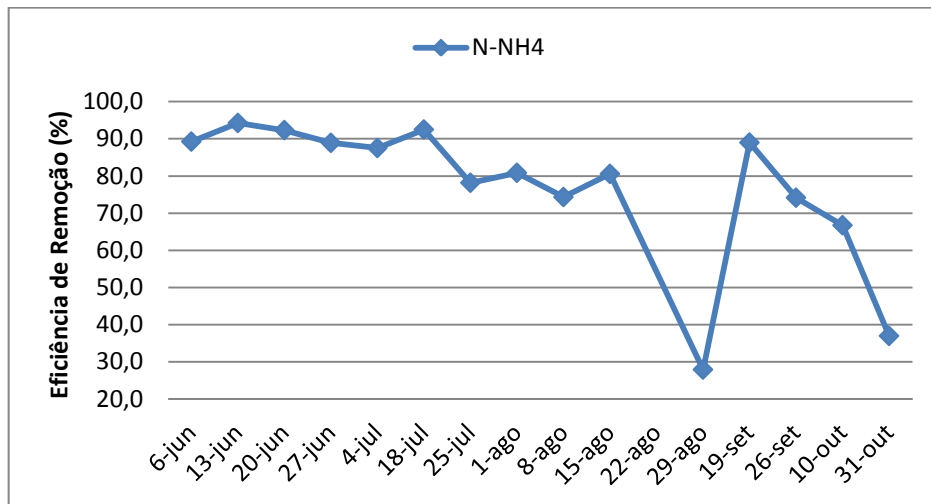


Figura 42: Eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal

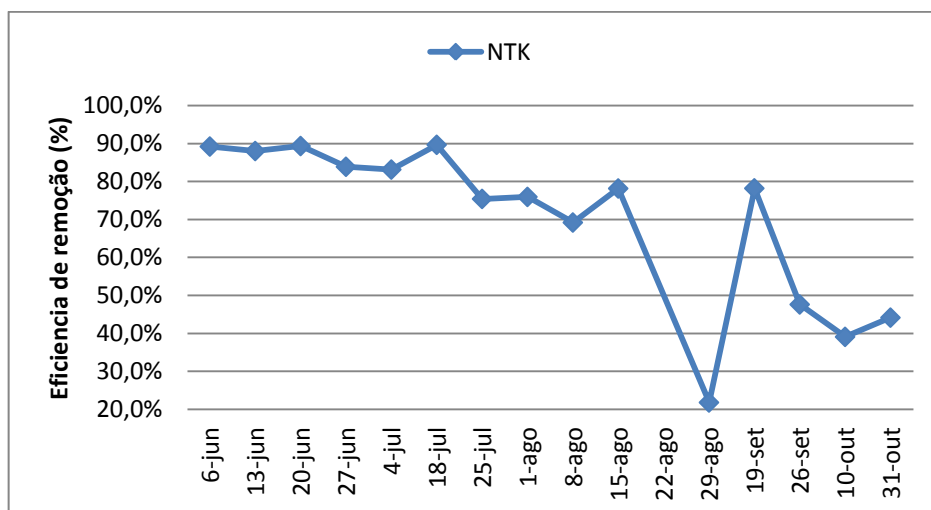


Figura 43: Eficiências de remoção de NTK

A remoção biológica de nitrogênio em sistemas pré-desnitrificação é afetada por diversos fatores operacionais, principalmente as razões de recirculação interna de esgoto nitrificado, a recirculação do lodo dos decantadores para as câmaras anóxicas e a disponibilidade de carbono na zona anóxica.

Von Sperling (2002) mostra que para sistemas de pré-desnitrificação a razão de recirculação interna varia entre 100 e 400%. Diante disso, é muito importante que ETE's com configuração semelhante a do presente trabalho, para que possam conseguir remoções satisfatórias de nitrogênio, apresentem grande flexibilidade operacional.

No período de monitoramento, a ETE operou com uma razão de recirculação interna constante de esgoto nitrificado de 936 m³/h, no total. Nos meses de junho e julho foram encontradas as menores vazões afluentes de forma que nesse período a razão de recirculação interna apresentou valores em torno de 128%. Nos meses posteriores as vazões afluentes foram incrementadas pelas interligações de coletores do sistema de esgotamento sanitário, de forma que a razão de recirculação interna decresceu para valores próximos 90%.

Vislumbrando o final de plano da ETE, esta poderá apresentar no máximo razão de recirculação interna de 100%, evidenciando baixa flexibilidade operacional.

5.10. Atendimento aos Padrões de Lançamento

A Resolução CONAMA 430/2011 determina os padrões de lançamento para os itens analisados no presente trabalho, a Tabela 10 mostra esses padrões e a eficiência da ETE no atendimento dos mesmos.

Tabela 10: Padrões de lançamento e eficiência de atendimento

Parâmetro	Padrão de lançamento (CONAMA 430/11)	% de atendimento
pH	5 - 9	100%
T (°C)	< 40°	100%
DBO₅	120 mg/L	100%
Nitrogênio amoniacal	20 mg/L	93,3%

Para os parâmetros pH, temperatura, DBO a ETE apresentou 100% de eficiência no atendimento a legislação vigente. Entretanto, para o parâmetro nitrogênio amoniacal, a ETE obteve eficiência de atendimento de 93,3%, em função de apenas uma coleta em que o resultado foi uma concentração efluente de 21,8 mg/L.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados mostraram que, de forma global, a ETE apresentou eficiência média de remoção de DBO abaixo do estimado em projeto, mesmo operando com vazão abaixo da projetada para final de plano. Foram encontradas altas remoções de nitrogênio amoniacal, assim como faixas de pH e temperatura adequadas, atendendo aos padrões de lançamento adotados pelo CONAMA. Entretanto, é importante ressaltar que, no período de monitoramento, a vazão afluyente a ETE ainda estava em média de 56 % da vazão apresentada para final de plano.

Os reatores UASB apresentaram eficiências de remoção médias de DBO pouco abaixo dos 70% esperados em projeto, essas eficiências foram afetadas principalmente pelas concentrações de SST nos efluentes, mesmo operando com altos tempos de detenção hidráulica e baixas velocidades ascencionais.

Há uma tendência de que esses resultados estejam relacionados com os procedimentos de recirculação e descarte de lodo excedente dos decantadores secundários para digestão nos reatores UASB, principalmente pelo fato de que no início do monitoramento ainda não havia iniciado a operação das centrífugas. Aliado a isso, existiam impasses quanto aos locais para destinação final do lodo gerado. Dessa forma, o descarte do lodo em excesso ficou prejudicado obrigando excessivas recirculações, tanto para as câmaras anóxicas quanto para os reatores UASB.

Com relação à remoção de nitrogênio, os resultados mostraram boas eficiências, entretanto, com tendência de queda durante o monitoramento, provavelmente pelo aumento da vazão e conseqüentemente diminuição da razão de recirculação interna dos tanques de aeração para as câmaras anóxicas. Aliado a isso, a remoção não se deu através dos processos de nitrificação e desnitrificação, já que, foram encontradas concentrações muito baixas de nitrato no efluente dos tanques de aeração. A não ocorrência de acentuado processo de nitrificação pode ter relação com deficiências no sistema de aeração.

Com o monitoramento foi possível verificar que não existiram diferenças significativas entre as duas linhas de tratamento paralelas, exceto pelos resultados de OD.

Diante disso, algumas recomendações podem ser apontadas. No monitoramento foi observada média de 310 mg/L de DBO afluente a ETE, entretanto o projeto foi concebido utilizando-se valor de 250 mg/L. Diante disso, é extremamente importante que, se possível, na fase de planejamento e concepção de projetos de ETEs, sejam realizadas pesquisas para avaliar as reais características do esgoto afluente. Ainda com relação ao projeto de novas ETEs, foi visto que para sistemas de pré-desnitrificação é importante a existência de flexibilidade operacional, devido as recirculações requeridas, e que a ETE do Baldo não apresenta tal flexibilidade.

Recomenda-se avaliar e melhorar a rotina de descarte de lodo digerido nos reatores UASB, bem como o recebimento de lodo em excesso dos decantadores secundários, de forma a obter melhorias nas eficiências de remoção de sólidos nos mesmos. Somado a isso devem-se buscar formas de resolver o impasse quanto ao destino do lodo em excesso gerado na estação, uma vez que, este pode afetar a qualidade do efluente final.

Com relação aos tanques de aeração é imprescindível o reparo no sistema de monitoramento dos níveis de OD (sondas), além de verificação mais aprofundada sobre a existência ou não de problemas nos sopradores, assim como na distribuição da vazão de ar aplicada nos dois tanques, já que foram verificadas diferenças de concentração entre eles.

A remoção de nitrogênio deve ser mais bem estudada, de forma que possa ser determinada a melhor configuração das vazões de recirculação e descarte de lodo, bem como a razão de *by-pass* para a zona anóxica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE NETO, C O de. **Filtro Anaeróbio Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande: UFCG, 2004.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: APHA, 2005.

AQUINO, S. F., CHERNICHARO, C. A. L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle**. *Eng. Sanit. Ambient.*, Jun 2005, vol.10, no.2, p.152-161. ISSN 1413-4152

ARAÚJO, R. F. **Nitrificação de Efluentes de Reatores Anaeróbios em Filtros Biológicos Submersos Aerados** (2009). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - RN

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005.

CARVALHO, K., SALGADO, M. T., PASSIG F. H., PIRES E. C. **Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F.. **Aplicabilidade da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos**. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos**. CHERNICHARO, C. A. L.(coord.). Belo Horizonte: [s.n.], 2001.

CHONG, S., SEN, T. K., KAYAALP, A., ANG, H. M. **The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – a State-of-the-art review**. *Water Res.* 46, (2012), 3434–3470.

FLORÊNCIO, L.; ALMEIDA, P. G. S.; MENDONÇA, N. M.; VOLSHAM JR, I.; ANDRADE NETO, C. O.; PIVELI, R. P.; CHERNICHARO, C. A. L. **Nitrificação em reatores aeróbios com biomassa aderida**. In: MOTA, S. B.; VON SPERLING, M (org). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. ABES, 2009.

FLORENCIO, L.; KATO, M. T. e MORAIS, J. C. (2001). **Domestic sewage treatment in a full-scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco**. Water Science and Technology, 44, 71-77.

FORESTI, E., ZAIAT, M., VALLERO, M. V. G. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 5 (2006), pp. 3–19

FORESTI, E. **Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives**. Water Science Technology. Vol.45, No10, p. 181-186, 2002.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L. VAN HAANDEL, A. ZAIAT, M. CAVALCANTI, F. F. **Fundamentos da digestão anaeróbia**. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. J.R. Campos (coord.). Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, 1999.

GONÇALVES. R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por reatores com biofilme**. p.171-278. In: CERNICHARO, C. A. L. (coordenador) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte/MG. ABES. 2001.

KARGI, F., EKER, S. **Comparison of performances of rotating perforated tubes and rotating biodiscs biofilm reactors for wastewater treatment**. Process Biochemistry 37 (2002) 1201–1206

LUDIVICE, M. PINTO, M. **ETEs Norte e Sul : 5 anos de sucesso operacional. Brasil**. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro, 1999.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 4^a ed. McGraw-Hill, New York, USA, 1334p, 2003.

OLIVEIRA, S. M. A. C., VON SPERLING, M. **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho.** *Eng. Sanit. Ambient.*, Dez 2005, vol.10, no.4, p.347-357. ISSN 1413-4152.

PRASHANT, K. A., RAO, Y. R. M. ***Rotating biological contactors : A critical review.*** International Journal of Scientific & Engineering Research Volume 3, Issue 9, September-2012

SALLES, Márcia Pereira da Mata. **Principais Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários em Mato Grosso do Sul, estudo de Caso: ETE – Miranda/MS.** ABES – Trabalhos Técnicos, 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

SANTOS, E. V. M. (2009) **Desnitrificação em Sistemas de Lodo Ativado.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB.

SILVA FILHO, H. A. (2009) **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado (2009).** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; RIOS, R.F.M.; PEDROZA, M. M. **Biofiltro anaeróbio utilizado no pós-tratamento de efluentes de reator UASB – um estudo em escala real.** *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, v. 5, n. 3, p. 39-50, 2012.

SIRIANUNTAPIBOON, S., ***Some properties of packed Cage RBC system on treating of Synthetic domestic wastewater.*** *Thammasat International Journal of Science and Technology* 5 (2000). (1), 40-49.

SIRIANUNTAPIBOON, S., TONDEE, T., ***Application of packed cage RBC system for treatment of high nitrogen containing wastewater.*** *Thammasat International Journal of Science and Technology* 5 (2000) (1), 28–39.

TAWFIC, A. KLAPWIJK, A. EL-GOHARY, F. LETTINGA, G. ***Potentials of using a rotating biological contactor (RBC) for post-treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater.*** *Biochemical Engineering Journal* 25 (2005) 89-98.

USEPA (2008). ***Municipal Nutrient Removal Technologies Reference Document***. Office of Wastewater Management, Municipal Support Division. EPA 832-R-08-006.

USEPA (2010). ***Nutrient Control Design Manual***. Washington, D.C: United States Environmental Protection Agency.

VAN HAANDEL, A., KATO, M., VON SPERLING, M. **Remoção biológica de nitrogênio: Aplicações para o sistema de lodo ativado**. In: MOTA, S. B.; VON SPERLING, M (org). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. ABES, 2009.

VAN HAANDEL, A., KATO, M., CAVALCANTI, P. F. F., FLORENCIO, L. ***Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater***. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 5 (1) (2006), pp. 21–38

VON SPERLING M., ANDRADE NETO C. O, VOLSCHAN JR, FLORENCIO, L. (2009). **Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água**. In Mota F. S. B., Von sperling M. (coordenadores) **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009 Cap. 2, p 26-51.

VON SPERLING M. (2002) **Lodos ativados**. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais.