

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO**

JULIANA COSTA CAVALCANTE

**CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS PRODUZIDOS NO CAMPUS
A. C. SIMÕES DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS**

**MACEIÓ
2017**

JULIANA COSTA CAVALCANTE

CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS PRODUZIDOS NO CAMPUS A. C.
SIMÕES DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Nélia Henriques
Callado

Maceió
2017

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecário Responsável: Valter dos Santos Andrade

C167c Cavalcante, Juliana Costa.
Caracterização dos efluentes líquidos produzidos no Campus A. C. Simões da Universidade Federal de Alagoas / Mayara Beuttenmüller Castro de Menezes. – 2017.
78 f. : il.

Orientadora: Nélia Henriques Callado.
Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2017.

Bibliografia: f. 69-73.
Anexos: f. 64-78.

1. Caracterização de efluentes. 2. Efluentes – Campus universitários.
3. Efluentes hospitalares. 4. Toxicidade letal aguda - Efluentes. 5. Teste de biodegradabilidade. I. Título.

CDU: 628.312



Folha de Aprovação

JULIANA COSTA CAVALCANTE

CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS PRODUZIDOS NO CAMPUS
A. C. SIMÕES DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Nélia Callado

Prof.^a. Dr.^a. Nélia Henriques Callado (Orientadora- PPGRHS)

Banca examinadora:

Roberto A. Caffaro Filho

Prof. Dr. Roberto Augusto Caffaro Filho
(Examinador interno – PPGRHS-UFAL)

Elizabeth R. Halfeld da Costa

Prof.^a. Dr.^a. Elizabeth Regina Halfeld da Costa
(Examinadora externa – CEFET-MG)

AGRADECIMENTOS

À minha família, que parecia sempre acreditar mais em mim do que eu mesma e sem a qual não teria sido possível chegar tão longe na minha vida acadêmica. Ressaltando, em especial, minha mãe, Louana; minha irmã, Camila; meus sobrinhos, Guilherme e Valentina e meu pai, Herbson. Também devo registrar meu agradecimento aos meus avós, tios e primos.

À Prof.^a Dr.^a Nélia Callado, pela orientação, por todo o aprendizado ao longo do desenvolvimento do trabalho.

Aos colegas de mestrado, Camila, Renata, Lucas e Marconi que me ajudaram na execução do trabalho, no laboratório e nas coletas e aos demais, Cristiano, Stephane, Tainara e Alane.

À banca examinadora, desde a fase do plano, pelas valiosas contribuições.

À CAPES, pela concessão da bolsa durante todo o mestrado que viabilizaram o presente trabalho.

À Universidade Federal de Alagoas, instituição em que concluí minha graduação, e agora, o mestrado, ao PPGRHS, ao LSA (em especial à técnica Nadjane que sempre nos socorria), pela estrutura e oportunidade.

RESUMO

A falta de tratamento de águas residuárias representa um risco à saúde das populações humanas e ao meio ambiente, e uma fonte de poluição. Neste cenário, a USEPA (United States Environmental Protection Agency) considera que as Instituições de Ensino Superior (IES) no desenvolvimento de novas tecnologias estão inseridas no grupo de pequenas unidades geradoras de resíduos perigosos. Os efluentes do Campus A. C Simões (CACS) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL) são gerados por atividades diversificadas de ensino e pesquisa, e oriundos de banheiros, laboratórios, biotérios, restaurante, lanchonetes, residência universitária assim como também do Hospital Universitário Professor Alberto Antunes (HUPAA), o que resulta numa mistura do esgoto sanitário e químico, já que não existe uma separação preliminar. O objetivo do presente trabalho é apresentar os resultados da caracterização físico-química dos efluentes produzidos pelo CACS, da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e sua avaliação ecotoxicológica. O efluente final do CACS apresentou concentrações médias de DQO, DBO_{5,20}, N-NTK, N-NH₄ e Fósforo Total de, respectivamente, 471,71 mg/L, 416,86 mg/L, 62,08 mg/L, 35,93 mg/L e 5,56 mg/L. O efluente do HUPAA apresentou concentrações médias de DQO, DBO_{5,20}, N-NTK, N-NH₄ e Fósforo Total de, respectivamente, 718,92 mg/L, de 400,8 mg/L, de 53,84 mg/L, de 32,69 mg/L, e 5,75 mg/L. Os metais Cr, Pb, Zn e Cu apresentaram concentrações abaixo do limite permitido pela legislação para lançamento de efluentes. Os efluentes do HUPAA, do RU e efluente final do CACS/UFAL apresentaram toxicidade aguda à *Artemia franciscana*, com CL50 de, respectivamente, 13,91%, 15,70% e 15,15%. O efluente produzido no CACS/UFAL apresenta características semelhantes à de esgoto sanitário, apesar das descargas de efluentes químicos ao longo da rede, devido ao efeito da diluição pelo predomínio de contribuições de efluentes com características domésticas. O ensaio de biodegradabilidade demonstrou que o efluente gerado é viável para ser tratado biologicamente, preferencialmente por via aeróbia (eficiência de 92%), entretanto quando empregada a via anaeróbia, após adaptação dos microrganismos, a remoção de DQO foi da ordem de 75%.

Palavras-chave: Caracterização de efluentes. Efluentes de campus universitário. Efluentes hospitalares. Toxicidade letal aguda. Teste de biodegradabilidade.

ABSTRACT

Untreated wastewater represents a source of pollution and a risk to the environment and human health. In this scenario, the US Environmental Protection Agency (USEPA) considers that Higher Education Institutions (HEIs) in the development of new technologies are inserted in the group of small units that generate hazardous waste. The A. C. Simoes Campus (CACS) from the Federal University of Alagoas (UFAL) wastewater is generated by diversified teaching and research activities, from restrooms, laboratories, restaurants, cafeterias, the university residence, as well as the University Hospital Professor Alberto Antunes (HUPAA) that results in a sanitary and chemical sewage, since there is no preliminary separation. The aim of this study is to present the results of the physico-chemical characterization, the aerobic and anaerobic biodegradability evaluation and the ecotoxicological evaluation of the wastewater produced in the UFAL campus. The physico-chemical parameters showed the wastewater from the campus had characteristics of typical domestic wastewater, with average values of COD, BOD_{5,20}, N-NTK, N-NH₄ and Total Phosphorus of 471.71 mg/L, 416.86 mg/L, 62.08 mg/L respectively. Concentrations of COD, BOD_{5,20}, N-NTK, N-NH₄ and Total Phosphorus of 718.92 mg/L, respectively. 400.8 mg/L, 53.84 mg/L, 32.69 mg/L, and 5.75 mg/L. The Cr, Pb, Zn and Cu metals showed values below the emission limits values of the legislation for the discharge of effluents. The effluents from HUPAA, University Restaurant and the final effluent produced in the UFAL campus presented acute toxicity to *Artemia franciscana*, with CL50 of, respectively, 13.91%, 15.70% and 15.15%. The biodegradability test demonstrated that the effluent generated in the campus UFAL is feasible to be treated biologically, preferably aerobically (efficiency of 92%), however when the anaerobic pathway was used, after the microorganisms adaptation, a COD removal was around 75%.

Keywords: Effluent characterization. University campus wastewater. Hospital effluents. Acute lethal toxicity. Biodegradability test.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área de estudo.....	29
Figura 2 - Localização da Bacia Endorreica.....	30
Figura 3 - Localização da área de estudo (UFAL/CACS) e sistema de esgotamento sanitário do CACS.....	31
Figura 4 - Imagem de satélite do CACS/UFAL e representação dos pontos de coleta.....	32
Figura 5 - Placa para cultura de células.....	36
Figura 6 - Ensaio de biodegradabilidade.....	37
Figura 7 - Distribuição do pH nos pontos de amostragem.....	48
Figura 8 - Distribuição do Nitrogênio Amoniacal nos pontos de amostragem.....	49
Figura 9- Distribuição de Fósforo total nos pontos de amostragem.....	49
Figura 10 - Distribuição da DQO nos pontos de amostragem.....	50
Figura 11 - Distribuição da concentração de SO ₄ nos pontos de amostragem.....	51
Figura 12 - Distribuição dos Sólidos Suspensos Totais nos pontos de amostragem.....	51
Figura 13 - Decaimento da DQO (mg/L) no ensaio aeróbio.....	61
Figura 14 – Curva de ajuste de 1ª ordem 1 do ensaio aeróbio 1.....	62
Figura 15- Curva de ajuste de 1ª ordem do ensaio aeróbio 2.....	62
Figura 16 - Decaimento da DQO (mg/L) no ensaio anaeróbio.....	64
Figura 17 - Curva de ajuste de 1ª ordem do ensaio anaeróbio 1.....	64
Figura 18 - Curva de ajuste de 1ª ordem do ensaio anaeróbio 2.....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição típica de esgoto sanitários de concentração média.....	16
Tabela 2 - Parâmetros e métodos de monitoramento	33
Tabela 3 - Data das campanhas de amostragem realizadas no campus da UFAL.....	33
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos monitorados máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).....	41
Tabela 5 – Estatísticas descritivas dos parâmetros pH, DQO, N-NH ₄ , Coliformes Totais, E. coli, Fósforo e DBO _{5,20}	46
Tabela 5 – Estatísticas descritivas dos parâmetros pH, DQO, N-NH ₄ , coliformes totais, E. coli, Fósforo e DBO _{5,20}	47
Tabela 6 – Concentração de metais nos pontos de amostragem analisados.....	52
Tabela 7 - Parâmetros microbiológicos monitorados máximo, mínimo, média, mediana e desvio padrão.....	53
Tabela 8 – Análise estatística dos efluentes	55
Tabela 9 - Número de indivíduos expostos e número de indivíduos mortos para o ensaio com dicromato de potássio	56
Tabela 10 – Toxicidade (CL50) para a substância de referência	56
Tabela 11 - Toxicidade (CL50) dos efluentes a <i>Artemia franciscana</i>	57
Tabela 12 – Toxicidade (CL50) das amostras filtradas à <i>Artemia franciscana</i>	58
Tabela 13 - Caracterização inicial dos lodos de inóculo utilizados nos ensaios de biodegradabilidade.....	60
Tabela 14 – Concentração inicial do substrato e biomassa em cada ensaio.....	60
Tabela 15 - Concentração inicial do substrato e biomassa em cada ensaio	63
Tabela 16 - Resultado dos testes de biodegradabilidade	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA/AWWA – Associação Americana de Saúde Pública

AT – Alcalinidade Total

AV – Ácidos Voláteis

CACS – Campus A. C. Simões da UFAL

CL50 – Concentração Letal Média

CV – Coeficiente de Variação

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO_{5,20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias a 20° C

DP – Desvio padrão

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

F/M – Alimento-Microrganismos

HUPAA – Hospital Universitário Professor Alberto Antunes

K – Coeficiente de degradação de matéria orgânica

LSA – Laboratório de Saneamento Ambiental

ml – mililitro

mg/L – miligrama/litro

N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

pH – Potencial hidrogeniônico

PO₄ – Fósforo

RU – Restaurante Universitário

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

SST – Sólidos Suspensos Totais

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

TSK –Trimmed-Spearman Karber

U – Taxa específica de utilização do substrato

UFAL – Universidade Federal de Alagoas

UFC – Unidade Formadora de Colônia

USEPA – United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS E METAS	15
2.1	OBJETIVO GERAL	15
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	EFLUENTES SANITÁRIOS	16
3.2	Constituintes do esgoto sanitário	18
3.2.1	Matéria orgânica	18
3.2.2	Nitrogênio	18
3.2.3	Fósforo	19
3.2.4	Outros componentes	19
3.3	Efluentes hospitalares	20
3.4	Efluentes de restaurantes	21
3.5	Tratamento de efluentes	21
3.5.1	Aspectos gerais do tratamento biológico de efluentes.....	23
3.5.1.1	Digestão Anaeróbia	23
3.5.1.2	Oxidação Aeróbia.....	24
3.6	Legislação ambiental	25
3.6.1	Federal	25
3.6.2	Estadual.....	26
3.6.3	Municipal.....	26
3.7	Ecotoxicologia	27
4	METODOLOGIA	29
4.1	Caracterização da área de estudo	29
4.2	Pontos de amostragem	31
4.3	Caracterização físico-química do efluente	32
4.4	Análise estatística dos dados	34
4.5	Estudo ecotoxicológico	34
4.6	Estudo de tratabilidade	37
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	40

5.1	Caracterização dos efluentes	40
5.1.1	Análises físico-químicas	40
5.1.2	Análise de metais	52
5.1.2	Análise microbiológica	53
5.1.3	Testes de hipóteses	54
5.2	Estudo ecotoxicológico	56
5.2.1	Teste com a substância de referência.....	56
5.2.2	Testes com amostras de efluentes	57
5.3	Estudo de tratabilidade	60
5.3.1	Ensaio aeróbio	60
5.3.2	Ensaio anaeróbio.....	63
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	67
	REFERÊNCIAS	69
	ANEXOS	76
	ANEXO A: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	77
	ANEXO B: RESULTADOS DAS ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	78
	ANEXO C: RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA	79

1 INTRODUÇÃO

A falta de tratamento de águas residuárias representa uma fonte de poluição, um risco à saúde das populações humanas e ao meio ambiente (MOLINOS-SENANTE et al., 2014). Os efluentes sanitários representam uma potencial fonte de poluição dos recursos hídricos, comprometendo sua qualidade podendo afetar sua disponibilidade. Os ecossistemas aquáticos são especialmente impactados, pois grande parte dos efluentes líquidos, tratados ou não, são descartados em corpos d'água. Além disso, o tratamento e destinação adequada de efluentes, como a oferta dos serviços de saneamento básico, é fundamental em termos de qualidade de vida podendo acarretar prejuízos à saúde da população.

Deste modo, um sistema tratamento de efluentes deve levar em consideração o impacto ambiental no corpo receptor, os principais constituintes a serem removidos, o nível de tratamento e a eficiência desejada (VON SPERLING, 2005). O tratamento deve, portanto, garantir que o efluente tratado atenda aos requisitos de qualidade de acordo com a destinação que lhe será dada.

A caracterização de efluentes é feita, geralmente, com base em parâmetros físico-químicos, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), entre outros (HENZE et al., 2008). Além desta abordagem tradicional, é importante se utilizar de ferramentas que avaliem o efeito negativo do seu lançamento em organismos aquáticos, já que a detecção de poluentes específicos não é suficiente para avaliar o risco ambiental, e a toxicidade é uma resposta biológica que pode, por meio de bioensaios, oferecer uma medida mais direta e apropriada destes riscos e complementar as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas (HERNANDO et al., 2005).

Os efluentes produzidos no Campus A. C. Simões (CACS) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), em Maceió/AL, são gerados por atividades diversificadas de ensino e pesquisa, e oriundos de banheiros, laboratórios, biotérios, restaurante, lanchonetes, residência universitária assim como também do Hospital Universitário Professor Alberto Antunes (HUPAA), o que resulta numa mistura do esgoto sanitário e químico, já que não existe uma separação preliminar. Neste cenário, a USEPA (United States Environmental Protection Agency) considera que as Instituições de Ensino Superior (IES) no desenvolvimento de novas tecnologias e novos conhecimentos estão inseridas no grupo de pequenas unidades geradoras de resíduos perigosos.

O CACS dispõe de rede coletora e um sistema de tratamento de efluente que se

constitui de duas lagoas de estabilização em série, sendo uma anaeróbia, seguida de uma facultativa, mas que se encontra fora de operação. Como consequência, tem-se que todo esgoto sanitário produzido pela comunidade acadêmica, inclusive o do HUPAA, é lançado *in natura* no córrego existente no Campus, que também recebe os efluentes sanitários do complexo penitenciário de Maceió, localizado ao lado do CACS, drenando suas água para o sistema de macrodrenagem urbana da bacia endorreica do Tabuleiro, com descarte final no riacho Jacarecica, juntamente com as demais águas pluviais drenadas e esgotos lançados ao longo de seu percurso, visto que a região não dispõe de rede pública coletora de esgotos.

Dentro deste contexto, o presente trabalho teve como objetivo realizar a caracterização físico-química dos efluentes produzidos pelo CACS, avaliar sua biodegradabilidade, aeróbia e anaeróbia, assim como também sua avaliação ecotoxicológica, já que os agentes químicos possivelmente presentes neste efluente podem causar efeitos tóxicos para os organismos aquáticos presentes no corpo de água receptor.

2 OBJETIVOS E METAS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar os efluentes líquidos produzidos no Campus A. C. Simões, da Universidade Federal de Alagoas, localizado em Maceió/AL, avaliando os efluentes do restaurante e do hospital universitário

2.2 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização físico-química do efluente gerado no CACS;
- Avaliar a biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos efluentes produzidos no campus;
- Avaliar a toxicidade do efluente produzido no campus através de bioensaios empregando *Artemia franciscana*.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Efluentes sanitários

Efluente sanitário é o líquido utilizado por uma comunidade e que contém materiais adicionados à água servida durante o seu uso (MARA, 2013). Em geral, os efluentes são classificados em:

- Esgoto sanitário ou doméstico;
- Esgoto industrial;
- Esgoto pluvial.

Os efluentes sanitários têm em sua composição uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas suspensas ou dissolvidas na água e varia de acordo com o uso ao qual a água foi submetida. A Tabela 1 apresenta a composição típica de efluentes sanitários.

Tabela 1 - Composição típica de esgoto sanitários de concentração média

CONSTITUINTE	CONCENTRAÇÃO	CONSTITUINTE	CONCENTRAÇÃO
Sólidos totais	720 mg/L	DBO _{5,20}	350 mg/L
Sólidos fixos	355 mg/L	DQO	600 mg/L
Sólidos voláteis	365 mg/L	Nitrogênio total	40 mg/L
Sólidos sedimentáveis	10 mg/L	Nitrogênio orgânico	15 mg/L
Alcalinidade	100 mg.CaCO ₃ /L	Nitrogênio amoniacal	25 mg/L
pH	7,5	Nitrito	0
Óleos e graxas	100 mg/L	Nitrato	0
Coliformes totais	10 ⁷ NMP/100 mL	Fósforo total	8 mg/L

Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY, 2003.

Apesar das características médias, a qualidade do efluente sanitário possui especificidades a depender do local, e essa caracterização deve ser determinada para cada caso. Mesmo sua composição química sendo variável, as substâncias orgânicas presentes no esgoto sanitário constituem-se principalmente por proteínas, carboidratos, gorduras e óleos. O melhor método de tratamento a ser adotado para a eficiência desejada e determinação da carga poluidora gerada dependem da caracterização do efluente a ser tratado. As variações na composição do esgoto sanitário nos sistemas de tratamento devem-se à natureza das atividades humanas que resulta em variação na produção de efluentes, contribuições de infiltração da chuva ou de águas pluviais que resultam sobrecarga na rede e no sistema de

tratamento, áreas turísticas podem sofrer drástica variação sazonal na vazão de esgoto (LEITÃO et al., 2006).

A concentração dos componentes do esgoto sanitário é uma combinação da carga de poluentes e da quantidade de água na qual o poluente está misturado. A composição do esgoto sanitário em determinada localidade pode variar com o tempo, não somente pela alteração na quantidade de descarga de substâncias, mas principalmente devido à variação do consumo e infiltração e exfiltração durante o transporte na rede de esgoto (HENZE et al., 2008).

Os efluentes sanitários de instituições de ensino superior, devido a suas peculiaridades de reunir esgotos sanitários com efluentes químicos e de saúde tem sido alvo de estudos.

Os efluentes líquidos do campus universitário da Universidade Federal de Ouro Preto (MG) foram caracterizados para avaliação de tratabilidade (BERTOLINO, CARVALHO E AQUINO, 2008). As amostras do efluente final do campus resultaram em valores médios de DQO, DBO_{5,20}, NTK, fósforo e sólidos totais de, respectivamente, 670 mg/L, 300 mg/L, 56 mg/L, 6 mg/L, 300 mg/L, indicando que, em termos de carga orgânica e macronutrientes, o esgoto do campus se assemelha ao esgoto sanitário.

Os efluentes do campus universitário Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade de Santa Cruz do Sul (RS) foram caracterizados para avaliação da eficiência de remoção principalmente em termos de DQO e nitrogênio amoniacal (MACHADO, 2009). A caracterização demonstrou concentração de DQO, DBO_{5,20}, SST, NO₃, Fósforo total, coliformes termotolerantes, de respectivamente, 169,39 mg/L, 147,40 mg/L, 78,30 mg/L, 2,45 mg/L, 7,17 mg/L, 1,6 x 10⁶ NMP/100mL, e altos valores de nitrogênio amoniacal (70-500 mg/L).

Na caracterização dos efluentes líquidos gerados pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão (PR), realizada por Martins (2012), foram realizados sete perfis de amostragem temporal dos esgotos sanitários cujos valores médios observados para DQO bruta, DQO filtrada, Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis foram de, respectivamente, 648 mg/L, 454 mg/L, 637 mg/L, 184 mg/L e 463 mg/L.

Aquino (2013) realizou a avaliação ecotoxicológica e físico-química do impacto do lançamento dos efluentes do Campus da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa/MG, utilizando os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*. Os resultados indicaram toxicidade aguda do efluente bruto produzido no campus da UFV e efeito adverso na qualidade da água dos corpos receptores, embora o lançamento destes efluentes não resulte em toxicidade nos mesmos.

Da Silva Pereira (2014) caracterizou os efluentes do Campus Universitário de Capão do Leão em Pelotas no RS. O efluente apresentou concentrações médias de DQO, ST SDT, SST, Fósforo total, N-NTK e N-NH₄ de, respectivamente, 298,80 mg/L, 540 mg/L, 428 mg/L, 111 mg/L, 0,32 mg/L, 58,45 mg/L e 23,48 mg/L. Foram detectados a presença dos metais Manganês (1,17 mg/L), Ferro (0,88 mg/L) e Alumínio (0,13 mg/L).

3.2 Constituintes do esgoto sanitário

3.2.1 Matéria orgânica

A matéria orgânica, tradicionalmente medida como Carbono Orgânico Total (TOC), DBO e DQO, é o principal poluente das águas residuárias, e é medida indiretamente através dos testes de DQO e DBO, e de forma direta pelo método do TOC. O teste de DQO é realizado por meio de oxidação química da maior parte da matéria orgânica presente na amostra. Já a análise de DBO mede a oxidação de parte da matéria orgânica. A DBO é associada com a fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. As frações da matéria orgânica são ainda divididas entre particulada e dissolvida (HENZE et al., 2008; VON SPERLING; CHERNICARO, 2005).

As substâncias orgânicas presentes no esgoto consistem principalmente de proteínas (aproximadamente 40%), carboidratos (25 – 50%), óleos e graxas (por volta de 10%) e ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros (PESSOA E JORDÃO, 2011).

3.2.2 Nitrogênio

O Nitrogênio Total inclui as formas de nitrogênio orgânico (nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e ureia), amônia, nitrito e nitrato, e é um elemento essencial para o crescimento microbiano em sistemas biológicos de tratamento de efluentes. As formas de nitrito e nitrato são produtos intermediário e final na oxidação da amônia, respectivamente, estão praticamente ausentes no esgoto bruto (VON SPERLING; CHERNICARO, 2005).

Vários problemas estão associados à presença de nitrogênio nos corpos hídricos, dentre eles, o favorecimento do fenômeno de eutrofização de lagos e reservatórios, pode levar ao consumo do oxigênio dissolvido nos corpos receptores devido ao processo de conversão de amônia a nitrito e deste à nitrato; na forma de amônia é diretamente tóxico para os peixes; e o nitrogênio na forma de nitrato está associado a doenças como a metemoglobinemia. No esgoto sanitário bruto, o nitrogênio se encontra predominantemente nas formas orgânica e de

amônia, estas duas formas podem ser determinadas em laboratório através do método de Kjeldahl (NTK) (VON SPERLING; CHERNICARO, 2005; CHEN; KIM; WESTERHOFF, 2011).

3.2.3 Fósforo

Nos efluentes brutos, o fósforo total está presente nas formas inorgânica, cuja principal fonte são os detergentes e outros produtos químicos de uso doméstico, e orgânica, de origem fisiológica. Na sua forma inorgânica se encontra nas formas de ortofosfatos e polifosfatos. Em sua forma orgânica, se encontra combinado com a matéria orgânica. O fósforo total, assim como o nitrogênio, também é um nutriente essencial no tratamento biológico de efluentes (VON SPERLING; CHERNICARO, 2005).

Nos detergentes o fósforo está presente, no esgoto bruto, na forma solúvel de polifosfatos e, após a hidrólise, como ortofosfatos, forma na qual o nutriente se encontra diretamente disponível para o metabolismo biológico sem requerer a conversão para formas mais simples. As formas nas quais os ortofosfatos estão presentes na água nas formas de PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4^- e são dependentes do pH. No esgoto doméstico típico, a forma predominante é de HPO_4^{2-} . O fósforo originário dos detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total no esgoto doméstico (MOTA; VON SPERLING, 2009).

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. O esgoto doméstico, em geral, apresenta concentrações suficientes de fósforo. Nutriente essencial para o crescimento de algas, o excesso de fósforo pode, eventualmente, levar ao fenômeno de eutrofização de lagos e reservatórios (VON SPERLING, 2005).

A caracterização da água residuária quanto à degradabilidade dos seus componentes também é importante, visto que a maioria dos tratamentos adotados se baseiam na degradação e conversão biológica dessas substâncias (HENZE et al., 2008). Entretanto, a matéria orgânica é bastante heterogênea, e contém substâncias simples e também complexas.

3.2.4 Outros componentes

A inibição da atividade microbiana pode ser causada por agentes químicos ou físicos, como pH, temperatura, potencial de oxirredução, entre outros. Entretanto alguns componentes do esgoto sanitário contribuem para a sua toxicidade nos microrganismos ou exercem efeito inibidor sobre os mesmos interferindo diretamente no tratamento (HENZE et al., 2008). Estas

substâncias, entretanto, não são alvos diretos dos sistemas de tratamentos convencionais. Além de afetar o tratamento, quando por via biológica, podem também ocasionar efeitos nos corpos hídricos receptores.

Alguns destes componentes são os metais e também poluentes específicos, como fenol, clorofórmio. Em estudo para determinar a presença de metais em diferentes estágios de um sistema de tratamento por lodos ativados na Grécia tratando efluentes urbanos, os metais mais abundantes na água residuária bruta foram Ferro e Zinco (KARVELAS; KATSOYIANNIS; SAMARA, 2003). Em estudo no Brasil, as concentrações de metais em esgoto sanitário urbano demonstraram grande variação causada provavelmente pela diversidade de atividades desenvolvidas na região (DA SILVA OLIVEIRA et al., 2007).

O enxofre se encontra nas águas naturais e conseqüentemente também está presente nos efluentes, é um elemento requerido na síntese de proteínas e é liberado na sua degradação (METCALF E EDDY, 2003). Altas concentrações de sulfato podem inibir os processos biológicos no tratamento de efluentes.

3.3 Efluentes hospitalares

Hospitais são um dos maiores produtores de efluentes com grande carga de químicos, considerando o consumo médio de água de 300–1000 L por leito por dia (VON SPERLING; CHERNICARO, 2005), possuindo características e compostos que não são regulamentados pelas legislações que regulamentam o lançamento de efluentes e conseqüentemente que não são alvo dos sistemas convencionais de tratamento.

Os efluentes hospitalares podem ser tão poluentes quanto efluentes domésticos ou ainda possuir menor carga de poluentes que estes em termos de características físico-químicas. Embora possam ser de 5 a 15 vezes mais tóxicos que efluentes sanitários urbanos comuns (VERLICCHI et al., 2015), ainda são diretamente dispostos nas redes coletoras públicas, sem tratamento prévio (MENDOZA et al., 2015). Além disso, os efluentes hospitalares podem contribuir para a proliferação de microrganismos patogênicos e resistentes a antibióticos nas estações de tratamento, e se tornar fonte de substâncias tóxicas especialmente no meio aquático.

A presença de substâncias ativas de fármacos, muitas delas resistentes a degradação, em efluentes hospitalares também é de importância em relação aos impactos da disposição destes efluentes, mesmo após tratamento, pois, algumas possuem características de persistência em meio aquoso, toxicidade e bioacumulação.

A caracterização físico-química de efluente hospitalar na França apresentou faixas de concentração de pH, SST, DBO e DQO de, respectivamente, 7,7–8,8, 155–298 mg/L, 200–1559 mg/L e 362–2664 mg/L (EMMANUEL et al., 2005).

Em estudo físico-químico, microbiológico e ecotoxicológico de análise da variação diária das características de efluente hospitalar as concentrações de DQO variaram de 43 de 270 mg/L (BOILLOT et al., 2008). Em termos de DBO_{5,20}, neste mesmo estudo, a variação foi de 15 a 120 mg/L, faixa de pH 7,7 a 8,1, e concentração de NH₄ de 19 a 54 mg/L.

O esgoto bruto de um hospital universitário no sul do Brasil apresentou concentrações médias de DQO, Fosfato total, SST e pH de, respectivamente, 420±7 mg/L, 7,73±0,03 mg/L, 484±1 mg/L e 7,00 (MARTINS et al., 2009).

3.4 Efluentes de restaurantes

Efluentes de restaurantes são resultado da água utilizada para a limpeza de vegetais, carne, limpeza de louça e utensílios de cozinha, ou limpeza do chão, e sua composição varia de acordo com as características entre as diferentes cozinhas (CHEN; CHEN; YUE, 2000).

Este tipo de água residuária deste tipo de atividade também sofre variações de acordo com o horário e refeição a ser servida, variando tanto em sua composição quanto em volume.

Em geral, efluentes de restaurantes geralmente possuem alta carga orgânica, proveniente das sobras de comida, e alto teor de óleos e graxas (ZULAIKHA et al., 2014).

Em estudo de efluentes produzido em restaurante e lanchonetes em um campus universitário em Hong Kong, o efluente de um restante universitário apresentou concentrações de DQO que variaram entre 900–3250 mg/L, DBO de 545–1630 mg/L, SST de 124–1320 mg/L e faixa de pH de 6,82–8,76 (CHEN; CHEN; YUE, 2000).

O efluente bruto do restaurante universitário no sudeste do Brasil apresentou concentrações de DQO, DBO, Nitrogênio, Fósforo, pH de, respectivamente, 605,5 mg/L, 174,8 mg/L, 61,95 mg/L, 12,56 mg/L e 7,44 (PULSCHEN et al., 2013).

3.5 Tratamento de efluentes

O tratamento de efluentes pode ser realizado por via biológica ou por mecanismos físicos e químicos. Os métodos de tratamento em que a aplicação de forças físicas é predominante são denominados operações unitárias. Os métodos de tratamento cuja remoção de poluentes é realizada através de mecanismos químicos e biológicos são denominados processos unitários (VON SPERLING, 2005).

Os níveis de tratamento de esgoto estão relacionados à eficiência do tratamento, e combinam operações e processos unitários para prover diferentes níveis de tratamento, mesmo com a adoção de diferentes metodologias e, de modo geral, o tratamento de efluentes segue um fluxo que compreende as etapas (VON SPERLING, 2005, METCALF & EDDY 2003):

- Tratamento Preliminar: o tratamento preliminar tem como objetivo principal a remoção de sólidos grosseiros e areia. A adoção do tratamento preliminar numa estação de tratamento ajuda a prevenir danos às unidades do sistema.
- Tratamento Primário: o tratamento secundário destina-se à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes.
- Tratamento Secundário: o tratamento secundário tem como objetivo a remoção de matéria orgânica dissolvida, que não pode ser removida por meios puramente físicos, e a matéria orgânica em suspensão remanescente que não foi removida no tratamento primário.
- Tratamento Terciário: corresponde a uma etapa complementar ao tratamento secundário, como a remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis ou elementos não biodegradados na etapa secundária, e eliminação de patogênicos.

Quatro categorias de poluentes são o principal alvo dos sistemas de tratamento de efluentes: a matéria orgânica solúvel, matéria orgânica insolúvel, matéria inorgânica solúvel e matéria inorgânica insolúvel. A transformação da matéria inorgânica insolúvel se dá tipicamente por meio do tratamento primário, visto que a sua conversão por via biológica é muito baixa (GRADY, 2011).

O tratamento por via biológica é bastante empregado tanto para o tratamento de efluentes domésticos quanto industriais pois constituem uma alternativa atraente em relação ao custo-benefício e quanto a sustentabilidade. Entretanto, muitas vezes apenas o tratamento biológico não é capaz de produzir efluente em qualidade satisfatória de acordo com os padrões de lançamento, sendo necessário o uso de tecnologias complementares.

Os processos bioquímicos utilizados no tratamento de efluentes convertem os poluentes solúveis em formas inócuas, como dióxido de carbono ou nitrogênio gasoso, ou em biomassa microbiana, que pode ser posteriormente removido por operações físicas (GRADY, 2011).

A fração de nitrogênio e fósforo na água residuária influencia na escolha do método de tratamento a ser utilizado, uma vez que normalmente a maioria dos nutrientes é solúvel, inviabilizando sua remoção por decantação, filtração, flotação e outros métodos de separação sólido-líquido (HENZE et al., 2008). Em plantas de sistemas de tratamento de efluentes pode ocorrer o processo de nitrificação, que leva ao consumo de oxigênio e alcalinidade. No processo de desnitrificação (conversão do nitrato à nitrogênio gasoso) pode ocorrer a deterioração da sedimentabilidade do lodo (VON SPERLING; CHERNICARO, 2005).

Efluentes industriais com alta carga poluidora são preferencialmente tratados por meio de reatores anaeróbios devido à sua alta carga de DQO e o potencial para geração de energia, e a baixa produção de excesso de lodo (CHAN et al., 2009).

A toxicidade ou efeito inibidor de algum componente do efluente alvo do tratamento gera taxas de degradação mais lentas e alteração na atividade da biomassa, devido à dificuldade da absorção de nutrientes ou diminuição das taxas de crescimento (HENZE et al., 2008). O tratamento dos efluentes, por vezes, não é suficiente para remover os componentes que são fontes da toxicidade (HERNANDO et al., 2005).

A eficiência requerida do tratamento de efluentes, com relação à qualidade física, química e microbiológica da água condiciona as possibilidades de reuso, considerando-se um tratamento adequado que produz um efluente com baixas concentrações de poluentes orgânicos e inorgânicos, livre de entidades biológicas como coliformes fecais, vírus entéricos e outros patogênicos, aliando eficiência requerida para o reuso ou destinação final com um custo mínimo (TRAN et al., 2015).

3.5.1 Aspectos gerais do tratamento biológico de efluentes

3.5.1.1 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia consiste em uma sequência de ações realizadas por uma grande variedade de bactérias que convertem componentes orgânicos a metano, dióxido de carbono e novas células bacterianas e ocorre na ausência de oxigênio molecular (O_2) (GERARDI, 2003).

Na digestão anaeróbia da matéria orgânica particulada, carboidratos, proteínas e lipídeos são hidrolisados a monômeros orgânicos, utilizados como posteriormente como substratos para organismos fermentativos (aminoácidos e açúcares) ou por oxidantes anaeróbios (ácidos voláteis). Estes produtos são convertidos a acetato e hidrogênio ou componentes intermediários, que depois podem ser convertidos a acetato e hidrogênio. O

metano é principalmente produzido a partir de acetato ou hidrogênio e dióxido de carbono ou ácido fórmico (DEMIREL; SCHERER, 2008).

Além dos processos fermentativos, que resultam na produção de biogás, podem ser utilizados oxidantes alternativos, o nitrato, que pode ser reduzido a sua forma molecular (desnitrificação), e o sulfato, que pode ser reduzido para sulfeto.

Os parâmetros operacionais mais importantes na digestão anaeróbia são a temperatura, o pH e o tempo de detenção. O pH necessita, geralmente, estar na condição de neutralidade, podendo ocorrer variações para performance ótima dos microrganismos dependendo da natureza do substrato (MARA; ALEXIOU, 2003).

O controle do pH pode ser necessário no tratamento de alguns efluentes industriais, mas em geral, para outros tipos de águas residuárias, o pH se mantém na faixa ótima (L. SEGHEZZO et al., 1998). A faixa ótima de pH para a digestão anaeróbia se situa entre 6,5 – 7,6, pois os microrganismos metanogênicos são muito sensíveis às mudanças de pH.

A temperatura também é um importante fator que influencia no processo, e a maioria dos sistemas empregados ocorrem nas faixas mesofílica (30 a 35 °C) e termofílica (50 a 55 °C), embora atividade metanogênica tenha sido reportada em temperaturas abaixo de 15 °C e acima de 65 °C (ZHANG et al., 2006).

A presença de nutrientes também é essencial para os processos biológicos para a degradação a matéria orgânica, tanto os nutrientes essenciais quanto micronutrientes. A quantidade necessária desses nutrientes depende dos microrganismos presentes e de sua eficiência na obtenção de energia a partir do substrato. Uma estimativa grosseira da quantidade necessária de macro nutrientes N, P e S, em princípio, pode ser obtida a partir da composição bacteriana e o crescimento bacteriano relativo ao lodo anaeróbio (LETTINGA, 1995).

3.5.1.2 Oxidação Aeróbia

A oxidação aeróbia envolve o uso de oxigênio por microrganismos aeróbios e facultativos na conversão da matéria orgânica para biomassa e CO₂ e são aplicados no tratamento de efluentes orgânicos devido ao alto grau de eficiência por dois processos simultâneos, o catabolismo ou desassimilação e anabolismo ou assimilação (CHAN et al., 2009). No catabolismo a energia armazenada no substrato é liberada, sendo convertida em material celular na desassimilação (VON SPERLING, 2005). Isso é ilustrado pelas seguintes reações na presença de microrganismos:



A segunda reação, a respiração endógena, predomina na digestão aeróbia. Por meio da respiração endógena, os microrganismos consomem o próprio plasma microbiano para obter energia para suas reações celulares quando o substrato disponível para a biodegradação é totalmente consumido (WANG; SHAMMAS; HUNG, 2010).

A inativação de patógenos no lodo de alimentação é resultado do longo tempo de retenção celular usualmente empregado. A nitrificação também pode ocorrer se alcalinidade suficiente estiver presente (GRADY, 2011).

Em geral, sistemas aeróbios são adequados para o tratamento de efluentes com concentrações de DQO na faixa de 50 a 4000 mg/L (GRADY, 2011), quando se leva em consideração o requerimento energético e que não é possível o aproveitamento de bioenergia, especialmente no caso de efluentes industriais altamente poluentes. Nestes casos, o tratamento mais adequado é por via anaeróbia, em se tratamento de métodos biológicos (CHAN et al., 2009).

A presença de nutrientes também é essencial para os processos biológicos para a degradação a matéria orgânica, tanto os nutrientes essenciais quanto micronutrientes. A quantidade necessária desses nutrientes depende dos microrganismos presentes e de sua eficiência na obtenção de energia a partir do substrato.

3.6 Legislação ambiental

3.6.1 Federal

O lançamento de efluentes deve obedecer ao estabelecido na Resolução CONAMA 430/2011. Segundo o artigo 5º da referida resolução, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

O lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, estabelecido no seu artigo 21, deverão ser obedecidas as seguintes condições e padrões específicos:

- a) pH entre 5 e 9;

- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.
- e) substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg/L; e
- f) ausência de materiais flutuantes.

No que diz respeito à gestão de efluentes, a referida resolução estabelece em seu artigo 24 que os responsáveis pelas fontes poluidoras dos recursos hídricos deverão realizar o automonitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores, com base em amostragem representativa dos mesmos. Para fontes de baixo potencial poluidor, assim definidas pelo órgão ambiental competente, poderá ser dispensado o automonitoramento, mediante fundamentação técnica.

3.6.2 Estadual

No âmbito estadual, o decreto nº 6.200 de 01 de março de 1985 estabelece limites ou padrões de emissão para lançamento de efluentes líquidos em corpos de água, dentre os quais vale citar: pH entre 5 e 9; temperatura inferior a 40°C; $DBO_{5,20} \leq 60$ mg/L; $DQO \leq 150$ mg/L; nitrogênio amoniacal de 0,5 mg/L e Sólidos Sedimentáveis até 1 mL/L com teste em cone Imhoff.

3.6.3 Municipal

No que diz respeito a legislação municipal destaca-se a Lei Nº 4.548, de 21 de novembro de 1996, que institui o Código Municipal de Meio Ambiente e dispõe sobre a administração do uso dos recursos ambientais, da proteção da qualidade do meio ambiente, do controle das fontes poluidoras e da ordenação do uso do solo do território do Município de Maceió, de forma a garantir o desenvolvimento sustentável.

No que diz respeito aos efluentes de qualquer fonte poluidora, consta no artigo 117 que somente poderão ser lançados direta ou indiretamente nos corpos d'água desde que obedecem às legislações federais e estaduais pertinentes e os dispositivos desta Lei. Vale ressaltar ainda os artigos 118, que estabelece que a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMPMA), utilizará a classificação dos corpos d'água constante na legislação estadual e o artigo 119, que estabelece que não será permitido o lançamento de despejos que confirmam ao corpo d'água qualidade em desacordo com a sua classificação, e em seu Parágrafo Único estabelece que afim de assegurar-se a manutenção dos padrões de qualidade previstos para o corpo d'água, a avaliação de sua capacidade de assimilação de poluentes deverá ser realizada em condições hidrológicas e de lançamento mais desfavoráveis.

A Portaria SEMPMA nº 9 de 26 de julho de 2012 que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no município de Maceió estabelece em seu artigo 3º que os empreendimentos implantados localizados em áreas não dotadas de Rede Coletora Pública de Esgoto e que tenham adotado como concepção para o esgotamento sanitário uma Estação de Tratamento de Esgotos, deverão para lançamento dos efluentes atenderem aos padrões de qualidade dos corpos receptores estabelecidos em função de seu uso preponderante conforme disposto na legislação ambiental vigente. Em seu parágrafo único institui que os empreendimentos pertencentes à tipologia da área da saúde, tais como: hospitais, clínicas médicas e/ou veterinárias e outros estabelecimentos, nos quais hajam geração de efluentes infectados por microrganismos patogênicos, deverão apresentar projeto para análise, avaliação e aprovação pela SEMPMA, indicando o tipo de tratamento a ser adotado, à luz da legislação pertinente.

A Portaria estabelece ainda em seu artigo 11º que o empreendimento poderá se utilizar da galeria de águas pluviais, para o lançamento dos efluentes, através de emissário independente, tipo tubulação flex, inserido dentro da galeria, desde que esta possua dimensão suficiente para comportá-lo. A utilização da galeria será concedida mediante autorização da Secretaria Municipal da Infra-Estrutura – SEMINFRA.

3.7 Ecotoxicologia

As análises ecotoxicológicas já vem sendo adotadas por órgãos ambientais de diversos estados brasileiros. A Resolução CONAMA nº 357/2005, que trata da classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, dentre outras matérias,

estabelece análise ecotoxicológica aguda e/ou crônica com diferentes organismos para enquadramento dos corpos d'água em uma das classes de águas doces, salinas ou salobras.

A variabilidade dos efluentes não permite avaliar se a toxicidade observada ao longo do tempo é causada por um único agente tóxico ou se por uma combinação de constituintes, ou, ainda, por um número de diferentes combinações de cada constituinte.

A identificação da toxicidade envolve duas fases, sendo a primeira a caracterização da toxicidade envolve as propriedades físicas/químicas do efluente tóxico seguida de bioensaios de toxicidade. A primeira avaliação busca alterar ou tornar indisponível biologicamente possíveis compostos tóxicos baseados em suas características. Os bioensaios são realizados antes e após os diferentes tratamentos, onde elementos conhecidos são removidos. A fase posterior envolve a identificação das substâncias causadoras do efeito tóxico (USEPA, 1988).

Neste sentido, a abordagem orientada por toxicidade pode conduzir para a seleção de tratamentos mais adequados à natureza tóxica do efluente já na concepção do tratamento.

A avaliação integrada da descarga de efluente e seus efeitos biológicos nos ecossistemas é relevante e testes de ecotoxicidade são ferramentas úteis para a identificação de impactos ambientais (MENDONÇA et al., 2009). O emprego de diferentes organismos teste representativos de diferentes níveis tróficos e com diferentes sensibilidades é o modo mais apropriado de avaliar a toxicidade de efluentes, pois oferece uma avaliação mais completa do risco associado ao seu lançamento em ecossistemas aquáticos (HERNANDO et al., 2005).

A *Artemia franciscana*, organismo escolhido para a realização dos bioensaios, é um microcrustáceo marinho que pertence ao gênero *Artemia*. Podem sobreviver em águas com salinidade variando de 5 a 280‰ e temperaturas entre 6° e 35°C. Possui ainda um ciclo de vida curto, alta adaptabilidade a condições ambientais adversas, alta taxa de fecundação, reprodução bissexuada ou por partenogênese (com a produção de náuplios ou cistos), e adaptabilidade a vários nutrientes utilizados para a sua alimentação.

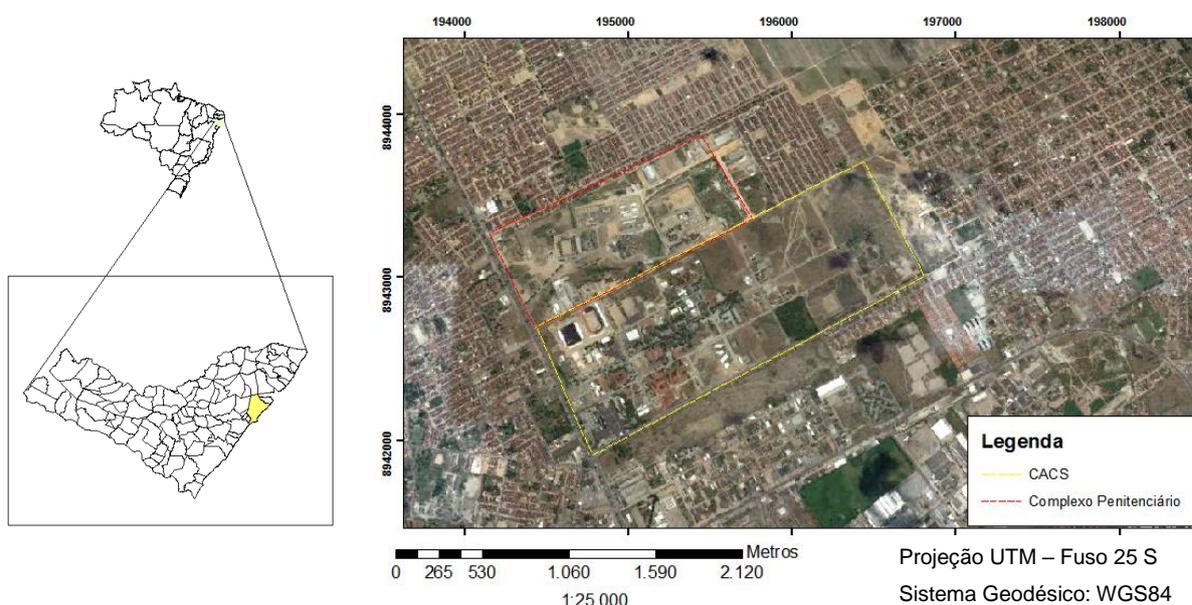
O ensaio com *Artemia* é atrativo por diferentes razões, incluindo a disponibilidade comercial dos cistos, os cistos de *Artemia* podem ser acondicionados em laboratório por um longo tempo e sua eclosão ser facilmente induzida, o ensaio é rápido, fácil e de baixo custo e requer pequenos volumes de amostra (RIZZO, 2011).

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo é o Campus A. C. Simões da UFAL em Maceió, estado de Alagoas, situado entre as coordenadas 9°33'11" de latitude sul e 35°46'05" de longitude oeste. O Campus tem como vizinhança loteamentos populares e o Complexo Penitenciário de Maceió, composto sete unidades penitenciárias: Presídio Baldomero Cavalcanti de Oliveira, Presídio Cyridião Durval e Silva, Presídio Feminino Santa Luzia, Casa de Custódia da Capital, Centro Psiquiátrico Judiciário Pedro Marinho Suruagy, Núcleo Ressocializador da Capital, Presídio de Segurança Máxima, e Colônia Agro-Industrial São Leonardo (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo



Fonte: Imagem de satélite do Google Maps

A região contribui para a bacia hidrográfica endorreica do Tabuleiro, com área de 50 km², quase um quinto da área urbana de Maceió, envolvendo totalmente o bairro Cidade Universitária (onde está o CACS/UFAL) e parcialmente os bairros Bendito Bentes, Antares, Santa Lucia, Tabuleiro do Martins, Clima Bom, Santos Dumont, além de uma pequena porção da área rural de Maceió e do município de Rio Largo. Por ser uma bacia endorreica, não possui corpos d'água e, por essa razão, direcionam as águas de precipitação para os pontos de menor altitude, ou seja, para as depressões naturais do terreno, que na bacia do tabuleiro fica na cota 65 onde estão as lagoas de acumulação do macro-drenagem do Tabuleiro (Figura 2).

Figura 2 - Localização da Bacia Endorreica



Fonte: Base cartográfica do município de Maceió.

O sistema de esgotamento sanitário do CACS/UFAL foi projetado e construído em meados da década de 70, para atender todas as edificações do CACS, incluindo o Hospital Universitário Professor Alberto Antunes (HUPAA) e consiste em uma rede coletora, poços de visita, uma estação elevatória de esgotos e uma unidade de tratamento biológico formado por duas lagoas de estabilização em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa, cujo efluente tratado era descartado na drenagem natural do terreno, visto que o sistema estava situado numa bacia endorreica a região não dispunha de rede pública coletora de esgoto.

O Hospital Universitário (HU) é um hospital-escola voltado para a formação de profissionais onde são desenvolvidas atividades de ensino, pesquisa e assistência, e conta com 209 leitos e oferece serviços de média e alta complexidade.

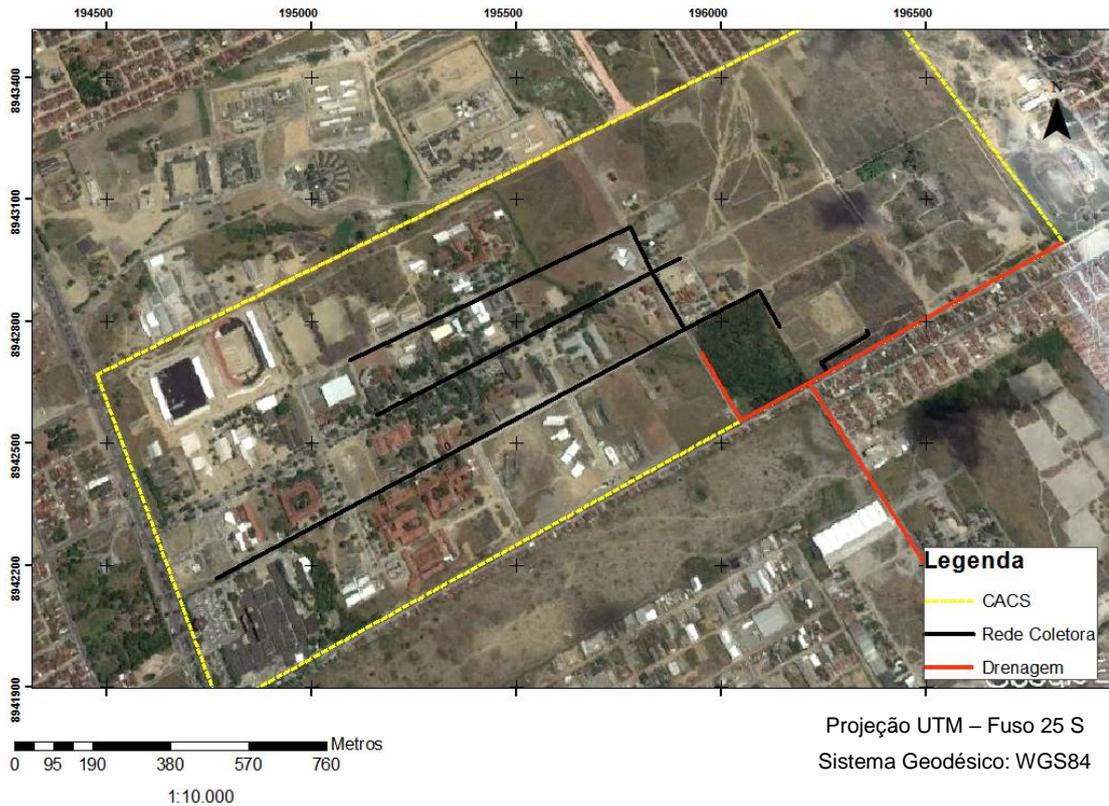
Após quase 40 anos de funcionamento, em 2004, o sistema foi desativado devido a problemas na estação elevatória que era composta de uma única bomba de recalque, que parou de funcionar e não foi recuperada.

Com a expansão da Universidade, desenvolvida pelo Governo Federal e a construção de novas edificações para atender ao aumento de docentes, discentes e técnicos administrativos no CACS, houve a necessidade de se colocar o sistema de esgotamento sanitário em operação, visto que a região continua sem sistema público de coleta e tratamento de esgoto.

Desta forma, foi elaborado em 2015, um projeto de ampliação e reforma para atender as futuras expansões. Foi então feita uma revisão do sistema com ampliação e adequações na rede, na elevatória e no sistema de lagoas, cujo emissário de efluente tratado foi interligado ao sistema de macrodrenagem do Tabuleiro, visto que na região continua sem rede coletora. As

obras de reforma foram iniciadas no ano de 2015, mas em 2016 as obras foram paralisadas e o sistema continua desativado. A Figura 3 ilustra o atual sistema de esgotamento sanitário do CACS/UFAL.

Figura 3 - Localização da área de estudo (UFAL/CACS) e sistema de esgotamento sanitário do CACS



Fonte: Imagem de satélite do Google Maps

O redimensionamento levou em conta a vazão de esgotos, na retomada de operação, estimada a partir da aplicação do coeficiente de retorno de 0,8 sobre o consumo de água futuro para os anos de 2025 e 2030, estimado a partir dos dados atuais aferidos no macromedidor de entrada de água no CACS, que em 2015 era de 34.500 m³/mês para o CACS e de HUPPA de 5.500 m³/mês, e da taxa de crescimento esperada para o CACS para esse período, que resultou numa vazão de esgoto de início e final de plano, respectivamente de 22,2 L/s e 33,2 L/s, de acordo com dados da Superintendência de Infraestrutura da UFAL.

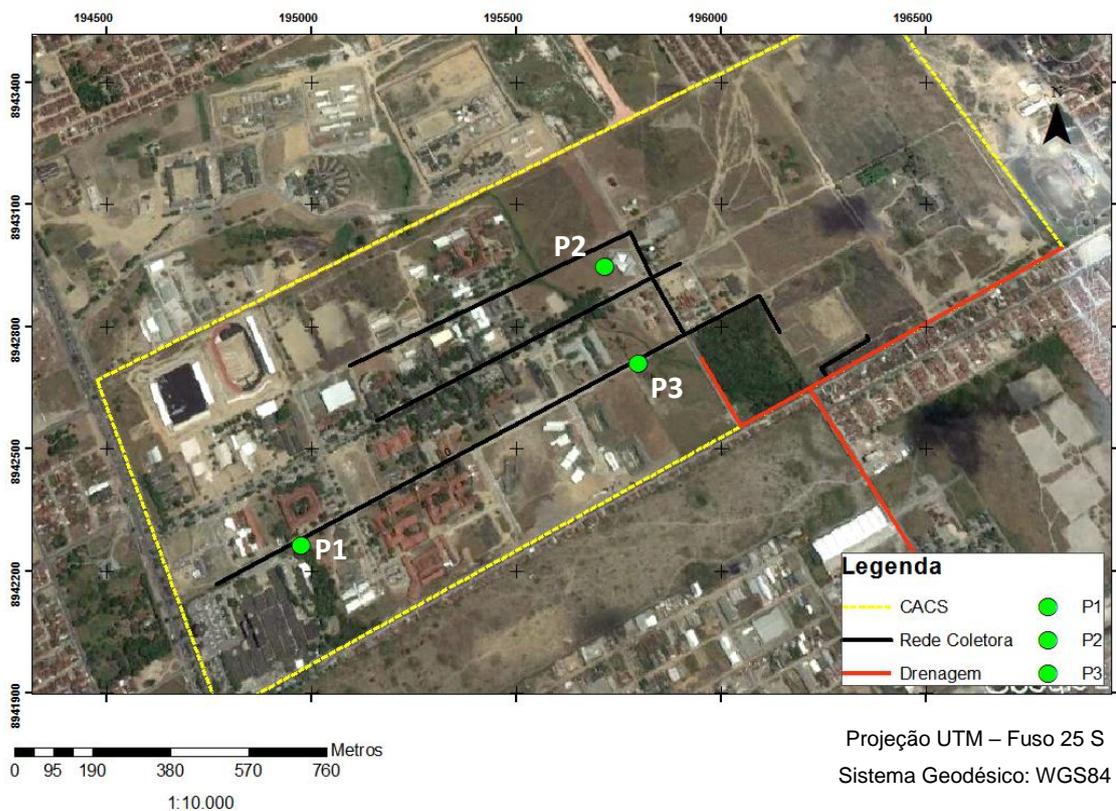
4.2 Pontos de amostragem

A caracterização do efluente se deu por meio da coleta de amostras em três pontos do campus:

- **Ponto de coleta 1 (P1):** recebe apenas a contribuição do efluente do Hospital Universitário;
- **Ponto de coleta 2 (P2):** recebe a contribuição do efluente do restaurante Universitário, coletado após a caixa de gordura;
- **Ponto de coleta 3 (P3):** poço de visita que reúne o efluente produzido por todo o campus.

Na Figura 4 são apresentados os pontos de coleta na área de estudo no campus da UFAL.

Figura 4 - Imagem de satélite do CACS/UFAL e representação dos pontos de coleta



Fonte: Imagem de satélite do Google Maps

4.3 Caracterização físico-química do efluente

As análises realizadas em cada ponto de amostragem e os respectivos métodos utilizados estão apresentadas na Tabela 3, de acordo com as metodologias do Standard Methods (APHA 2005).

Tabela 2 - Parâmetros e métodos de monitoramento

Parâmetro	Método
Potencial hidrogeniônico (pH)	Potenciométrico
Alcalinidade Total (AT)	Titulométrico
Ácidos Voláteis (AV)	Titulométrico
Coliformes Totais (CT)	Chromocult
<i>E. coli</i>	Chromocult
DBO _{5,20}	Teste de incubação
DQO total	Espectrofotométrico
N-NH ₄ ⁺	Titulométrico
Nitrogênio Total (NTK)	Titulométrico
Fósforo Total (P-PO ₄ ²⁻)	Espectrofotométrico
Sólidos totais (ST)	Gravimétrico
Sólidos suspensos totais (SST)	Gravimétrico
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	Gravimétrico

Fonte: Autora.

As coletas foram realizadas com materiais e procedimentos adotados para a coleta e transporte das amostras segundo recomendações da APHA (2005), com os devidos cuidados de preservação, armazenamento e transporte, a fim de não provocar alterações na qualidade físico-químicas e bacteriológicas das mesmas e levadas ao Laboratório de Saneamento (LSA) no prédio do Núcleo de Pesquisa Tecnológicas (NPT) no Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL) para análise. Para a análise metais as amostras foram acondicionadas em garrafas de plástico sob refrigeração e acidificadas no momento da coleta com ácido nítrico.

Foram realizadas 11 campanhas de amostragem entre março e dezembro de 2016. Na primeira campanha, entretanto, apenas foi coletada amostra para análises em P3, pois seria, inicialmente, o único ponto de monitoramento. Todas as coletas foram realizadas entre as 9:30 e 11:00 da manhã, horário de maior fluxo no campus.

Tabela 3 - Data das campanhas de amostragem realizadas no campus da UFAL

Campanha	Data
1	30/03/2016
2	29/04/2016
3	12/05/2016
4	02/06/2016
5	07/07/2016

6	20/07/2016
7	10/08/2016
8	24/08/2016
9	21/09/2016
10	31/10/2016
11	06/12/2016

Fonte: Autora.

Os metais cobre (Cu), cádmio (Cd), chumbo (Pb), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr) foram quantificados apenas em duas campanhas de coleta nos pontos P1 e P3. As análises foram realizadas pela empresa Qualitex Engenharia e Serviços, utilizando o método POPMET 375-R02 (APHA, 2012).

4.4 Análise estatística dos dados

Os resultados do monitoramento foram submetidos ao tratamento estatístico descritivo, que tem por objetivo resumir ou descrever as características importantes de um conjunto conhecido de dados, com identificação de máximos e mínimos das séries de dados, cálculo da média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação por meio do *software* Excel versão 2013.

Para a aplicação dos testes de hipóteses, foi utilizado o *software* R, de acesso livre. A normalidade das séries foi verificada pelo método de Shapiro-Wilk. Para as séries que apresentaram distribuição normal, foi utilizado o Teste F para análise de variâncias e, em seguida o Teste t para igualdade de médias. Já para as séries que apresentaram distribuição não normal foi aplicado o teste não paramétrico de Wilcoxon.

Para os testes F, t e de Wilcoxon foi estabelecido nível de significância α de 5% e nível de significância α de 1% para o teste de Shapiro-Wilk. A hipótese nula adotada é de igualdade das médias, e foram calculadas as probabilidades de a hipótese nula ser aceita (p-valor). Deste modo, para $p \geq 0,05$, não existe diferença estatística entre as médias.

4.5 Estudo ecotoxicológico

O estudo ecotoxicológico foi feito por meio de bioensaios utilizando como organismo teste *Artemia franciscana*.

Com alto grau adaptativo a condições variadas, a *Artemia* é relativamente pouco sensível a toxicidade, o que a torna ideal para realização de bioensaios com efluentes brutos.

Além disso, visto que o LSA não dispõe de estrutura específica para realização de ensaios ecotoxicológicos, o bioensaio com *Artemia* mostrou-se mais viável.

O bioensaio com cistos de *Artemia* é independente de cultivo, pois utiliza cistos do organismo em estado de dormência. Os organismos ideais para a realização do teste são os de instar II (48 h) e II (72h) (VANHAECKE et al., 1981). A maior sensibilidade de náuplios de instar II e III em relação aos de instar I (24h), se deve ao fato de, nesta fase, os organismos já terem iniciado a atividade de filtração, possibilitando o contato do epitélio do trato digestivo com o meio externo (SORGELOOS et al., 1978). A eclosão dos cistos era feita imediatamente antes dos ensaios, seguindo os seguintes procedimentos:

- (i) A água do mar coletada é previamente filtrada em bomba de vácuo em malha de algodão, com o objetivo de remover as partículas de área remanescentes;
- (ii) Parte da água do mar filtrada é transferida para uma placa de Petri revestida com papel alumínio contendo os cistos de *Artemia* para que a eclosão ocorra na ausência de luz. A placa contém um orifício para a saída dos náuplios (primeiro instar larval) por fototropismo;
- (iii) Água do mar filtrada é transferida para um recipiente, e a placa de Petri é inserida, de modo que o orifício se encontre submerso para permitir a saída dos náuplios e sua coleta viabilizada no béquer com o auxílio de uma pipeta Pasteur;
- (iv) O período de eclosão é de 24 horas, em que são obtidos os náuplios de instar I.

Para a obtenção dos náuplios de instar II, ideais para a realização do bioensaio, é acrescentada água do mar e aguarda-se mais 24 horas. Após esse novo período, obtém-se os organismos em estágio ideal para a realização dos testes de toxicidade aguda com *Artemia*.

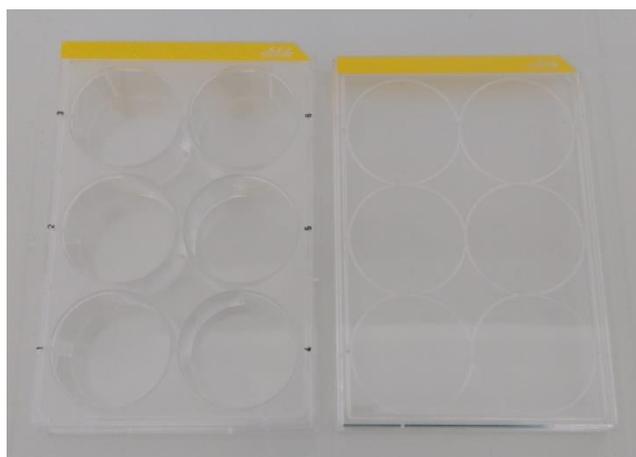
O ensaio foi previamente padronizado após diversos testes em condições distintas de temperatura de incubação e também quanto ao estágio larval mais adequado para a realização do teste. Os organismos foram incubados a temperatura do ensaio a 24 °C. Um controle contendo somente água do mar é utilizado, que consiste na mesma água utilizada para eclosão dos cistos e diluição das amostras, para garantir a aceitabilidade do teste.

Para garantir a aceitabilidade do teste era feito um controle contendo somente água do mar. A taxa de mortalidade aceitável para o controle era de 10%.

Para avaliar a saúde/sensibilidade do lote de organismos utilizou-se como substância de referência o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$). Os procedimentos utilizados na padronização estão especificados abaixo:

- (i) A eclosão dos cistos e a coleta dos náuplios foram realizados da mesma forma como descrita acima;
- (ii) Na padronização, foram utilizados os náuplios de instar II, por serem mais sensíveis;
- (iii) Para o bioensaio com dicromato, foram utilizadas soluções com as seguintes concentrações: 5 mg/l, 15 mg/l, 25 mg/l e 50 mg/l;
- (iv) O período de exposição dos organismos foi de 24 horas e o ensaio foi realizado em estufa de temperatura regulável, na ausência de luz, à temperatura de 24 °C;
- (v) Os testes foram realizados em placas para cultura de células com volume final de 10 ml com 10 indivíduos em cada poço, em média (Figura 3). A água de diluição e o controle consistiram na mesma água do mar filtrada utilizada para a eclosão dos cistos;

Figura 5 - Placa para cultura de células



Fonte: Autora.

- (vi) Após o novo período de 24 horas, era realizada a contagem de indivíduos mortos (imóveis por pelo menos 10 segundos).

Para a realização do teste com as amostras dos efluentes foram adotados os seguintes procedimentos:

- (i) A eclosão dos cistos foi realizada como descrito anteriormente;
- (ii) Os náuplios de instar II foram expostos a diferentes concentrações das amostras, 10%, 40% e 70% do volume total de 10 mL para estabelecimento da relação dose-resposta. Todos os testes foram realizados em triplicata, resultando em 30 indivíduos expostos, em média, para cada concentração, por um período de 24

horas. A água de diluição e o controle consistiram na mesma água do mar filtrada utilizada para a eclosão dos cistos;

- (iii) Após o novo período de 24 horas, era realizada a contagem de indivíduos mortos (imóveis por pelo menos 10 segundos).

De posse do número de indivíduos mortos e a quantidade de indivíduos expostos foi calculada a CL50, concentração letal que mata 50% dos indivíduos, pelo método estatístico Trimmed-Spearman Karber (TSK) (HAMILTON et al., 1977) por meio de software desenvolvido pela agência ambiental dos EUA (EPA), quanto menor o valor da CL50 maior a toxicidade da amostra.

Na última campanha de amostragem, o ensaio de toxicidade foi realizado após filtração das amostras em membrana de fibra de vidro com 1,2 μm de porosidade (metodologia de sólidos suspensos).

4.6 Estudo de tratabilidade

O estudo de tratabilidade foi feito por meio de ensaios de biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia, indiretamente, através da quantificação do decaimento da DQO do substrato, realizado em incubadora sob agitação de 100 rpm (Figura 6).

Figura 6 - Ensaio de biodegradabilidade



Fonte: Autora

Biodegradabilidade aeróbia

O ensaio aeróbio foi realizado em frasco de vidro com volume útil de 900 mL (Figura 3), aerados por meio de difusores domésticos (pedra porosa). A biomassa utilizada como inóculo foi proveniente de um sistema de lodo ativado em operação que trata efluentes domésticos provenientes de um condomínio residencial.

O substrato foi caracterizado em termos de DQO (mg/L) e o lodo em termos de ST, STF, STV (mg/L) e pH.

Para realizar o monitoramento, alíquotas de 15 mL eram retiradas diariamente. Como durante a biodegradação ocorre aumento da biomassa, acarretando um aumento na DQO total do efluente, as amostras coletadas eram deixadas em repouso para decantação para monitoramento do teste.

Biodegradabilidade anaeróbia

O ensaio anaeróbio foi realizado em frasco de vidro vedado para manter as condições anaeróbias com volume útil de 900 mL (Figura 3). A biomassa utilizada como inóculo para o ensaio anaeróbio foi proveniente de um reator UASB em operação que trata efluentes domésticos provenientes de um condomínio residencial. O ensaio foi realizado em incubadora sob agitação de 100 rpm.

Os modelos e as constantes cinéticas para as amostras do efluente estudado foram determinados por meio de perfis temporais de decaimento de DQO. Os experimentos foram conduzidos, em temperatura ambiente, simulando as condições que ocorreriam no sistema de tratamento adotado para os efluentes do campus.

Com a utilização do *software* Matlab versão 2013 foi realizado o estudo da cinética de degradação do efluente, por meio da construção de gráficos e ajuste de modelos matemáticos às cinéticas de ordem zero e de primeira ordem.

O modelo de primeira ordem para reatores em batelada é representado como:

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (3)$$

Onde: C_0 = concentração de substrato (mg/L);

k = constante cinética para reação de primeira ordem;

t = tempo.

As velocidades observadas (r_{obs}) de utilização do substrato ao longo do tempo foram determinadas pela equação 4.

$$r_{obs}\Big|_{t=ti} = -dS/dT\Big|_{t=ti} = a.k.e^{-kt} \quad (4)$$

a = concentração inicial;

t = tempo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões das análises realizadas neste trabalho, relativo aos efluentes produzidos no campus da Universidade Federal de Alagoas e pelo Hospital Universitário Professor Alberto Antunes.

No item 5.1 são apresentados e discutidos os resultados das análises físico-químicas (5.1.1), de metais (5.1.2) e microbiológicas (5.1.3) realizadas ao longo das campanhas de amostragem e a análise estatística dos dados por meio de teste de hipóteses (5.1.4).

No item 5.2 são apresentados os resultados do estudo ecotoxicológicos realizados com a substância de referência (5.2.1) e com os efluentes coletados nos três pontos de amostragem (5.2.2).

No item 5.3 são apresentados os resultados do estudo de tratabilidade através de ensaios de biodegradabilidade aeróbio e anaeróbio dos efluentes produzidos na área de estudo.

5.1 Caracterização dos efluentes

5.1.1 Análises físico-químicas

Na Tabela 4 são apresentados os resultados da caracterização físico-química dos parâmetros monitorados e as estatísticas descritivas básicas dos pontos de monitoramento no período de estudo.

As análises de $DBO_{5,20}$ não foram realizadas em todas as campanhas de amostragem devido à variabilidade do efluente, cujo valor era superior/inferior à faixa de medição do equipamento, ou por indisponibilidade do equipamento no dia da coleta.

As análises de NTK foram realizadas apenas em quatro das 11 campanhas realizadas devido a problemas operacionais do LSA.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos monitorados máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV)

Ponto de Coleta/Parâmetros	pH	AT	AV	DQO (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DBO/DQO	N-NTK (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Fósforo (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SDT (mg/L)	
P1 HUPAA	Máximos	8,34	317,40	176,76	1899,0	966,00	0,86	95,31	109,61	63,77	9,39	1540,00	480,00	1112,00
	Mínimos	5,59	37,03	32,33	119,7	225,00	0,64	45,08	0,48	1,65	1,09	384,00	114,00	43,00
	Média	6,60	135,33	101,96	718,92	400,8	0,71	53,84	32,69	28,91	5,75	777,60	326,00	465,00
	Mediana	6,41	94,91	117,84	449,4	292,00	0,74	51,52	31,96	39,65	5,86	624,00	337,00	346,00
	Desvio Padrão	0,77	94,7	53,10	572,31	317,78	0,13	29,6	31,73	19,6	2,74	385,67	123,81	349,51
	CV (%)	11,72	73,80	52,08	79,61	79,29	19,85	60,21	97,06	71,54	47,70	49,60	37,98	75,16
P2 RU	Máximos	7,11	179,55	176,76	3978,65	1769,00	0,87	172,59	53,87	277,33	34,2	6354,00	2636,00	2636,00
	Mínimos	5,92	3,45	32,33	623,64	820,00	0,64	52,81	0,74	2,46	3,85	742,00	56,00	526,00
	Média	6,45	89,20	128,79	1959,46	1319,75	0,78	73,42	15,09	135,09	14,32	2425,00	706,00	1906,00
	Mediana	6,30	85,93	95,38	1732,38	1345,00	0,72	82,43	12,03	39,65	12,63	2428,00	530,00	2031,00
	Desvio Padrão	0,42	51,20	89,98	1050,79	513,39	0,09	47,95	15,94	87,8	9,23	1634,45	761,06	935,7
	CV (%)	6,58	60,21	69,86	53,63	38,90	12,79	75,41	105,62	64,99	64,49	67,40	107,80	52,07
P3 FINAL	Máximos	8,03	275,08	168,84	1696,01	1087,00	0,98	101,75	64,43	164,15	10,97	868,00	414,00	576,00
	Mínimos	5,71	95,22	32,33	224,38	213,00	0,52	32,20	13,33	1,65	2,39	332,00	50,00	104,00
	Média	6,95	170,79	78,03	471,71	416,86	0,73	62,08	35,93	50,73	5,56	585,00	201,00	337,00
	Mediana	6,98	164,16	60,30	289,67	305,00	0,72	88,23	35,91	46,15	4,68	518,00	316,00	316,00
	Desvio Padrão	0,66	57,4	44,29	427,86	312,13	0,13	43,8	16,90	44,1	2,35	171,72	128,66	131,44
	CV (%)	9,47	35,2	56,76	90,70	74,88	19,0	70,6	47,02	91,3	42,30	29,36	64,00	39,00

Fonte: Autora.

Efluentes do HUPAA

Pela Tabela 4 verifica-se que os valores médios DQO e DBO_{5,20} dos efluentes do HUPAA foi de 718,9 mg/L e 400,8 mg/L, respectivamente, com relação DBO_{5,20}/DQO, que indica o potencial de biodegradabilidade do efluente, de 0,71 indicando que o mesmo apresenta características alta degradação, embora sejam usados antibióticos e outras drogas no hospital.

Estudo de efluentes hospitalares realizados por Emmanuel et al. (2005) mostraram variação de concentrações de DQO de 362–2664 mg/L e DBO_{5,20} de 200–1559 mg/L, com relação DBO_{5,20}/DQO em torno de 0,56, cujos autores comentam que esses valores indicam que estes efluentes não são essencialmente domésticos. Embora os valores de DBO_{5,20} e DQO encontrados para o HUPAA estejam dentro da faixa encontrada por esse autor, a relação DBO_{5,20}/DQO é maior, ou seja, apresentam maior biodegradabilidade.

Já no estudo físico-químico, microbiológico e ecotoxicológico da variação diária das características de efluente hospitalar realizado por Boillot et al., (2008), as concentrações de DQO variaram de 43 de 270 mg/L e a DBO_{5,20} de 15 a 120 mg/L, concentrações bastante inferiores aos encontrados no HUPAA.

As concentrações médias de SST encontradas para o efluente do HUPAA foram de 114–480 mg/L, próximos ao encontrado por Emmanuel et al. (2005) com concentrações de SST que variaram de 155–298 mg/L. Os valores médios de ST, SST e SDT foram respectivamente de 777,60 mg/L; 326,00 mg/L; 465,00 mg/L, onde se verifica que 60% dos sólidos estão na forma dissolvida. A concentração média de STV de 549,3 mg/L e STF de 228,3 mg/L, ou seja, a maior parte dos sólidos é de composição orgânica.

A alcalinidade dos efluentes do HUPAA variou de 37–317 mg/L condizentes com os valores de pH que variaram entre 5,59 a 8,34, de levemente ácido a ligeiramente alcalino.

No que diz respeito ao nitrogênio, o valor médio da forma amoniacal ionizada – NH₄, foi de 32,7 mg/L, enquanto que o total – NTK foi de 53,8 mg/L, mostrando que 39% deste nitrogênio está na forma orgânica. Essas concentrações de nitrogênio estão da faixa encontradas para esgoto doméstico de média a alta carga (METCALF E EDDY, 2003).

Efluentes do RU

Os valores de DBO_{5,20} e DQO dos efluentes produzidos no RU do CACS/UFAL variaram respectivamente entre 820–1769 mg/L e 623–3978 mg/L, com DQO média de

1959,5 mg/L e $DBO_{5,20}$ de 1319,8 mg/L, resultando numa relação $DBO_{5,20}/DQO$ média de 0,67 indicando que o mesmo apresenta características de alta degradação, resultados semelhantes aos obtidos por Chen et al. (2000), para os efluentes de um restaurante em universidade em Hong Kong, que apresentaram concentrações de DQO 900–3250 mg/L, DBO de 545–1630 mg/L, SST de 124–1320 mg/L e faixa de pH de 6,82–8,76.

Por outro lado, Pulschen et al. (2013) caracterizaram os efluentes brutos de um restaurante universitário (efluente da cozinha e efluente sanitário) de uma universidade brasileira e observaram concentrações médias de DQO, DBO, respectivamente, 605,5 mg/L, 174,8 mg/L, inferiores aos encontrados no RU do CACS.

Com relação aos nutrientes, a concentração de PO_4 apresentou bastante variação (3,85–34,2 mg/L) bem como a de NH_4 (0,74–54 mg/L), este último com concentrações inferiores aos outros pontos de amostragem. Pelos resultados de NTK, pode-se perceber que, neste ponto, o nitrogênio se encontra predominantemente em sua forma orgânica (com concentrações que variaram de 53 a 172 mg/L). Os valores médios obtidos foram de 73,42 mg/L; 15,09 mg/L; 135,09; e 14,32 mg/L, respectivamente para NTK, N- NH_4 e P, valores também superiores aos encontrados por Pulschen et al. (2013), de 61,95 mg/L, 12,56 mg/L e 7,44 mg/L.

O efluente do RU apresentou alcalinidade de 3,45–179,55 mg $CaCO_3$ /L e faixa de pH de 5,92–7,11. A concentração de ST variou de 742–2425 mg/L, a de SST variou de 56–2636 mg/L e a de SDT apresentou faixa de 526 – 3718 mg/L, e em relação ao valor médio, 76% se encontra na forma dissolvida. A concentração de STV foi de 575,8 mg/L e de STF de 1849,5 mg/L, ou seja, a maior parte dos sólidos corresponde à fração orgânica.

Efluente final

O efluente final gerado pelo CACS/UFAL apresentou faixas de variação para DQO de 224–1696 mg/L e $DBO_{5,20}$ de 213–1087 mg/L. As maiores concentrações de DQO e $DBO_{5,20}$ observadas ocorreram no período em que parte das atividades do campus estavam suspensas, deste modo, a variação de DQO e $DBO_{5,20}$ pode estar associada ao uso irregular da água que torna o esgoto mais concentrado.

Os efluentes líquidos de um campus universitário no sudeste do Brasil foram caracterizados para avaliação de tratabilidade (BERTOLINO; CARVALHO; AQUINO, 2008). O efluente final do campus apresentou valores médios de DQO, $DBO_{5,20}$, NTK, Fósforo, SST, N- NH_4 , AT de, respectivamente, 670 ± 94 mg/L, 300 ± 55 mg/L, $56,2\pm 25,7$

mg/L, $5,8 \pm 1,1$ mg/L, 296 ± 121 mg/L, $32,6 \pm 16,6$ mg/L e 241 ± 69 mg/L. O efluente da UFAL apresentou menor carga de DQO, embora a variação tenha sido maior (472 ± 408 mg/L) e menor carga de $DBO_{5,20}$ (417 ± 289 mg/L), ressaltando, entretanto, que neste estudo, a quantificação da $DBO_{5,20}$ não foi possível em todas as coletas. As concentrações de $N-NH_4$ ($35,9 \pm 15,5$ mg/L) e PO_4 ($5,6 \pm 2,2$ mg/L) encontradas para o efluente em P3 foram semelhantes aos resultados encontrados por Bertolino, Carvalho e Aquino (2008).

Aparentemente, o nitrogênio amoniacal tende a apresentar altas concentrações em efluentes de universidades no Brasil. Em uma universidade no sul do Brasil, o efluente apresentou altas concentrações para este parâmetro (70-500 mg/L) (MACHADO, 2009). Além disso, o efluente bruto apresentou concentrações de DQO, $DBO_{5,20}$, SST e Fósforo total, de respectivamente, 169,39 mg/L, 147,40 mg/L, 78,30 mg/L, 7,17 mg/L. Em termos de carga orgânica (DQO de 472 ± 408 mg/L) e SST (SST de 190 ± 129 mg/L) são bastante inferiores aos efluentes produzidos na UFAL.

Em outra universidade no sul do Brasil, no estado do Paraná, os valores médios observados para DQO e ST de, respectivamente, 648 mg/L e 637 mg/L (MARTINS, 2012), maiores que as concentrações médias do efluente da UFAL (DQO de 472 mg/L e ST 499 mg/L). Da Silva Pereira (2014) caracterizou os efluentes do Campus Universitário de Capão do Leão em Pelotas no RS. O efluente apresentou concentrações médias de DQO, ST SDT, SST, Fósforo total, N-NTK e $N-NH_4$ de, respectivamente, 298,80 mg/L, 540 mg/L, 428 mg/L, 111 mg/L, 0,32 mg/L, 58,45 mg/L e 23,48 mg/L. O efluente do CACS apresenta somente concentração inferior a encontrada por Da Silva Pereira (2014) para o parâmetro SDT (337 mg/L).

O monitoramento de um córrego que corta o campus da UFAL e que deságua em um bueiro da rede de drenagem, através de coletas de amostras e medição de vazão, mostrou elevadas cargas geradas em um dia de avaliação, com altos valores de DQO (3 kg.h^{-1}), DBO ($0,6 \text{ kg.h}^{-1}$), nitrogênio amoniacal (1 kg.h^{-1}), fósforo ($0,08 \text{ kg.h}^{-1}$), coliformes totais ($25 \times 10^7 \text{ NMP.s}^{-1}$) e sólidos (350 kg.h^{-1}) (AGRA et al., 2016). O córrego é um corpo hídrico intermitente, não possui nascente e só deveria apresentar vazão nos períodos de chuva, entretanto, possui escoamento permanente devido ao lançamento dos efluentes produzidos no campus.

Análise composta do efluente final

Neste item são apresentados os resultados das análises realizadas ao longo de 12 horas de monitoramento do efluente final do CACS/UFAL (ponto P3). Os parâmetros DQO, pH, Coliformes Totais, *E. coli* e N-NH₄ tiveram medição realizadas em intervalos de uma hora, e outros, por questões de infraestrutura, em intervalos de duas ou três horas. A amostragem foi realizada no dia 05/10/2016 e teve início às 6:00 h da manhã se estendendo até as 18:00 h. A amostragem foi realizada em P3, ponto que reúne todos os efluentes gerados no campus. Na Figura 4 são apresentados os gráficos dos parâmetros monitorados.

Aparentemente, as características médias se mantiveram ao longo do dia de monitoramento. O pH se manteve dentro de condições neutras ao longo do dia de monitoramento, sendo condizente com o valor de pH médio encontrado nas onze campanhas de amostragem. O parâmetro Coliformes Totais apresentou pico às 18h, com valor superior ao encontrado em todas as campanhas de amostragem.

Figura 4 - Gráficos das concentrações ao longo do monitoramento: (a) DQO, (b) DBO_{5,20}, (c) pH, (d) N-NH₄, (e) Fósforo total e (f) Coliformes totais e *E. coli*

(Continua)

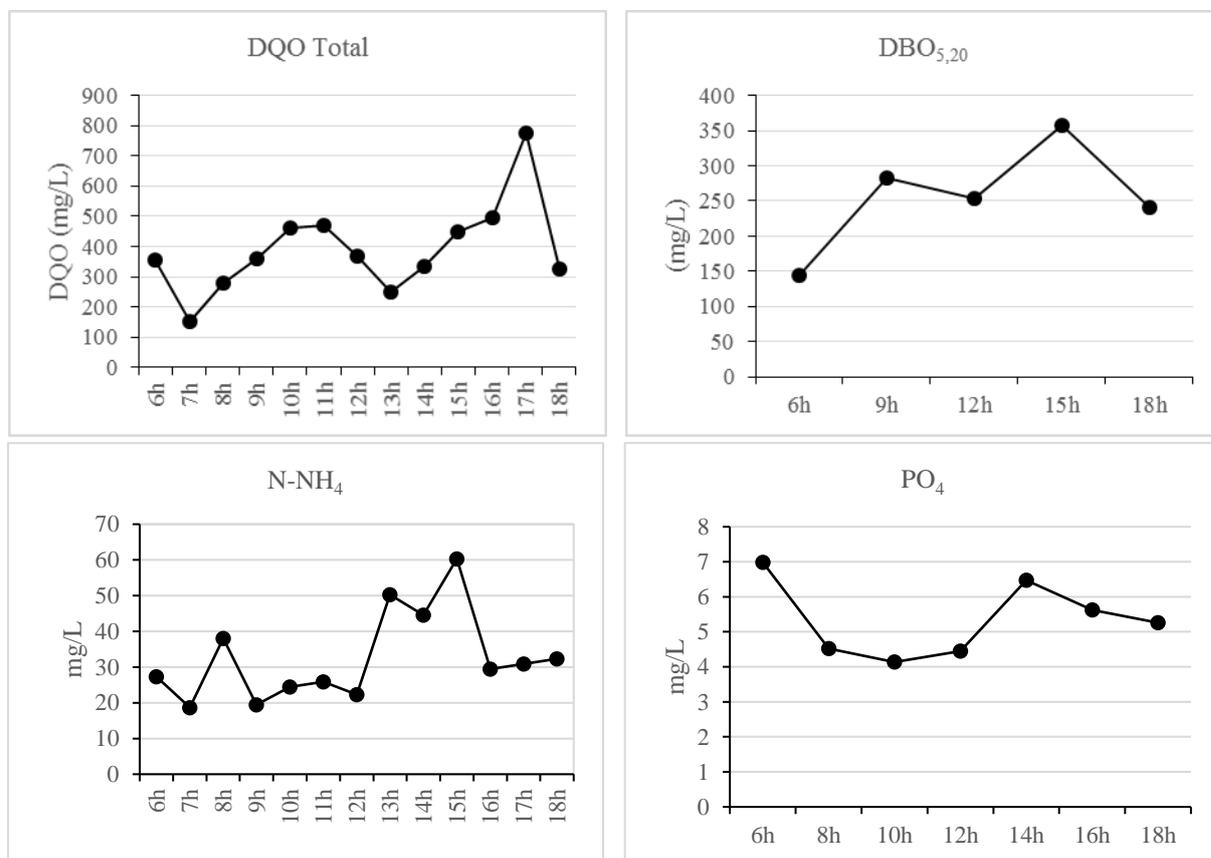
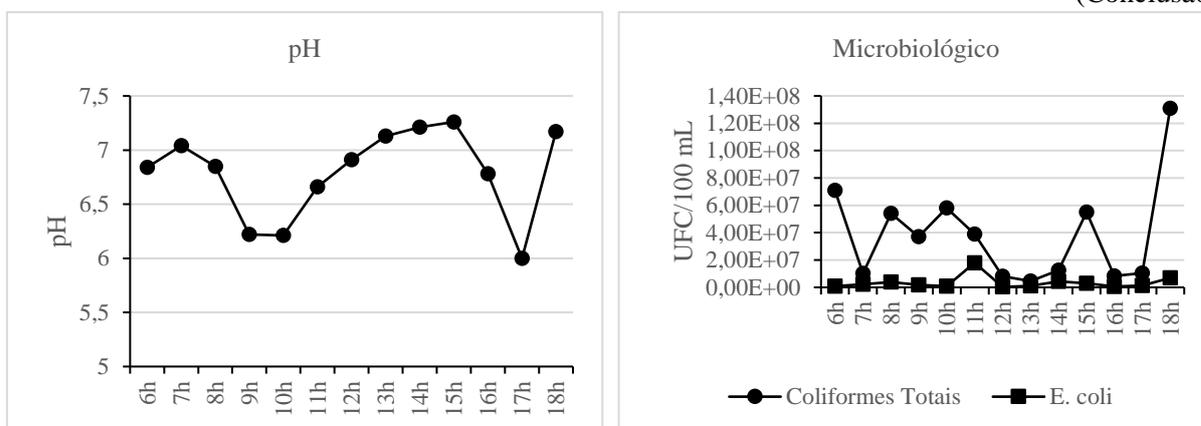


Figura 4 - Gráficos das concentrações ao longo do monitoramento: (a) DQO, (b) DBO_{5,20}, (c) pH, (d) N-NH₄, (e) Fósforo total e (f) Coliformes totais e *E. coli*

(Conclusão)



Fonte: Autora.

Também é interessante notar a variação da concentração de DQO ao longo de um dia (Figura 4.a), cuja concentração média indica que o efluente possui características de esgoto sanitário de concentração média (389,56 mg/L), porém apresentando pico de concentração às 17h (775 mg/L).

Na Tabela 5 são apresentadas as estatísticas básicas do monitoramento destes parâmetros no dia de amostragem. Na primeira parte da tabela são apresentadas as estatísticas básicas para cada parâmetro. Logo após, são apresentados os resultados e interpretação dos testes de hipóteses realizados para comparar se houve variação significativa da análise composta em relação aos valores médios para P3 obtidos durante todo o monitoramento.

Tabela 5 – Estatísticas descritivas dos parâmetros pH, DQO, N-NH₄, Coliformes Totais, *E. coli*, Fósforo e DBO_{5,20}

(Continua)

Parâmetros	pH	DQO (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	CT (UFC/100 ml)	<i>E. coli</i>	PO ₄ (mg/L)	DBO (mg O ₂ /L)
Máximos	7,26	775,02	60,33	1,31 x 10 ⁸	1,8 x 10 ⁷	6,98	358
Mínimos	6,00	151,39	18,67	4,6 x 10 ⁶	3 x 10 ⁵	4,14	145
Média	6,79	389,56	32,60	3,84 x 10 ⁷	3,46 x 10 ⁶	5,35	256
Mediana	6,85	357,56	29,45	3,7 x 10 ⁷	1,7 x 10 ⁶	5,26	253
Desvio Padrão	0,40	144,85	12,03	3,47 x 10 ⁷	4,56 x 10 ⁶	1,00	68,83
p-valor (teste de normalidade de Shapiro-Wilk)	0,1016	0,1701	0,1402	0,01672	0,0001466	0,5146	0,8852
p-valor (Teste não paramétrico de Wilcoxon)	0,685	0,649	0,7762	0,588	0,965	0,8601	0,5303
p-valor (Teste de Variância)	0,1279	0,001249	0,3238	0,8257	0,1049	0,06937	0,01727

Tabela 6 – Estatísticas descritivas dos parâmetros pH, DQO, N-NH₄, coliformes totais, E. coli, Fósforo e DBO_{5,20}

(Conclusão)

Parâmetros	pH	DQO (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	CT (UFC/100 ml)	E. coli	PO ₄ (mg/L)	DBO (mg O ₂ /L)
p-valor (Teste t para igualdade de variância)	0,473	0,5234	0,5849	0,6287	0,6099	0,8321	0,2914
p-valor (Teste t para desigualdade de variância)	0,4921	0,5559	0,5954	0,6186	0,5127	0,8049	0,2319
Interpretação							
Teste de normalidade de Shapiro-Wilk	normal	normal	normal	normal	não normal	normal	normal
Teste não paramétrico de Wilcoxon	-	-	-	-	iguais	-	-
Teste de Variância	var. iguais	var. desiguais	var. iguais	var. iguais	-	var. iguais	var.des iguais
Teste t para igualdade de variância	iguais	-	iguais	iguais	-	iguais	-
Teste para desigualdade de variância	-	iguais	-	-	-	-	iguais

Fonte: Autora.

Nota: Para o teste de Shapiro-Wilk foi adotado nível de significância $\alpha=0,01$ e $\alpha=0,05$ para os demais testes

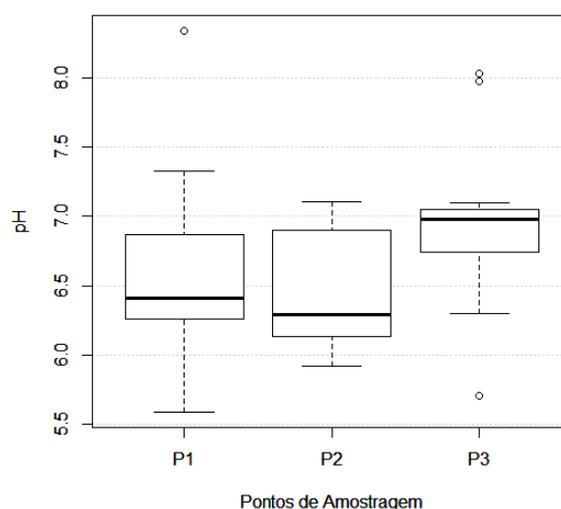
De posse do p-valor, pode-se concluir que todos os parâmetros analisados apresentam probabilidades de igualdade, com valores entre 23% a 96%, indicando comportamento semelhante aos dados de monitoramento de valores médios (única coleta em um dia). É importante destacar que o parâmetro DBO apresentou baixa porcentagem de igualdade (23%), resultado provavelmente influenciado pelo reduzido número de amostras analisadas para este parâmetro tanto durante o monitoramento quanto na análise composta do efluente.

Análise conjunta dos três pontos de coleta

Pôde-se notar a variabilidade dos efluentes durante as campanhas de coleta, consequência da diversidade e complexidade de atividades de um campus universitário.

O pH se encontra, predominantemente, dentro de condições neutras em todos os pontos, com valores médios de $6,64 \pm 0,71$ em P1, 6,41 em P2 e $7,04 \pm 0,63$ em P3. Entretanto todos os pontos de amostragem apresentaram valores de pH inferiores a 6,0 em algumas coletas. A distribuição dos valores de pH nos pontos de amostragem é apresentada na Figura 7.

Figura 7 - Distribuição do pH nos pontos de amostragem

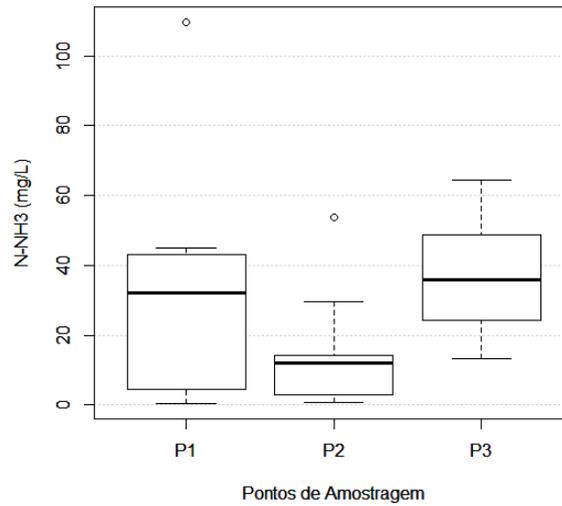


Fonte: Autora.

A maior amplitude do pH observada se deu no ponto P1. O valor médio do pH final do efluente, mais elevado que nos outros dos ponto de monitoramento, pode se dever ao resíduos químicos provenientes das atividades nos laboratórios.

Na Figura 8 é apresentado o gráfico da variação das concentrações de nitrogênio amoniacal dos pontos de amostragem. P2 apresentou menor concentração média de N-NH₄ (15,71 mg/L), indicando que o nitrogênio se encontra, em sua maior parte, na forma orgânica. A partir da Figura 8 também é possível observar a similaridade entre P1 e P3 nas concentrações de N-NH₄. As concentrações variaram entre 109,61–0,483 mg/L em P1, 53,87–0,74 mg/L em P2 e 64,43–13,33 mg/L em P3.

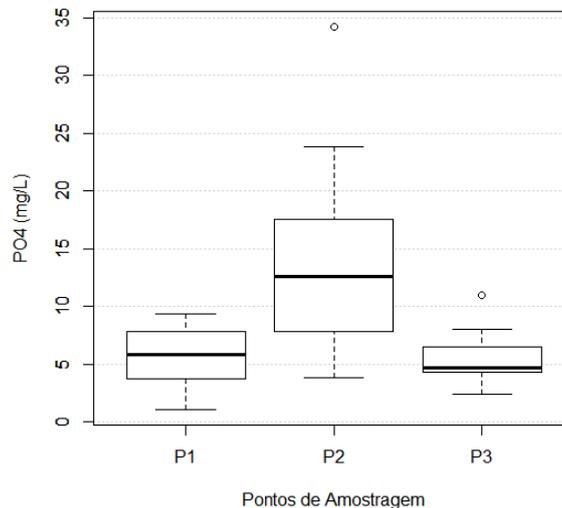
Figura 8 - Distribuição do Nitrogênio Amoniacal nos pontos de amostragem



Fonte: Autora.

As concentrações de PO_4 se encontram na faixa esperada para efluentes domésticos de média concentração tanto em P3 quanto em P1 (METCALF E EDDY, 2003; JORDÃO E PESSOA, 2011).

Figura 9- Distribuição de Fósforo total nos pontos de amostragem

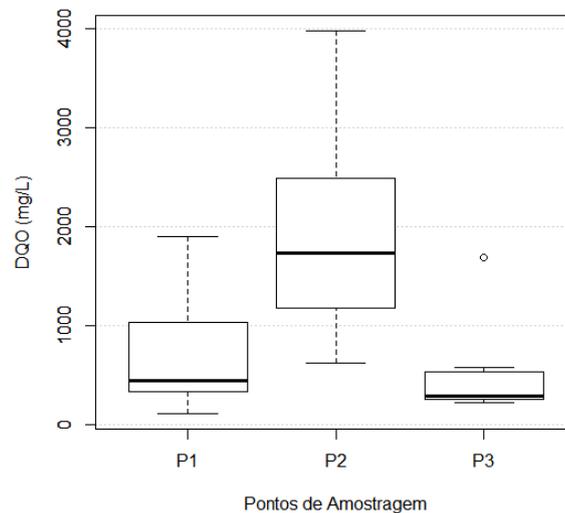


Fonte: Autora.

As concentrações de fósforo (Figura 9) se mantiveram bastante próximas entre P1 e P3. Já a alta concentração de fósforo observada em P2 em algumas campanhas se deve provavelmente à utilização de detergentes na lavagem de utensílios de cozinha durante o funcionamento do RU.

As concentrações dos efluentes gerados exclusivamente pelo RU e pelo HU apresentaram alta carga orgânica. O efluente gerado pelo HU apresentou variação acentuada quanto às suas características, em termos de carga orgânica, apresentando variações significativas nos valores de DQO encontrados, chegando a apresentar concentração de DQO de 1899 mg/L. Entretanto na última campanha de amostragem a DQO observada em P3 foi maior que a encontrada nas contribuições de P1 e P2, provavelmente devido à diminuição da vazão de efluentes gerada no campus, visto que durante a última campanha as aulas no campus estavam suspensas. Entretanto, como pode ser observado pela Figura 10, a própria diluição produz redução da carga orgânica.

Figura 10 - Distribuição da DQO nos pontos de amostragem

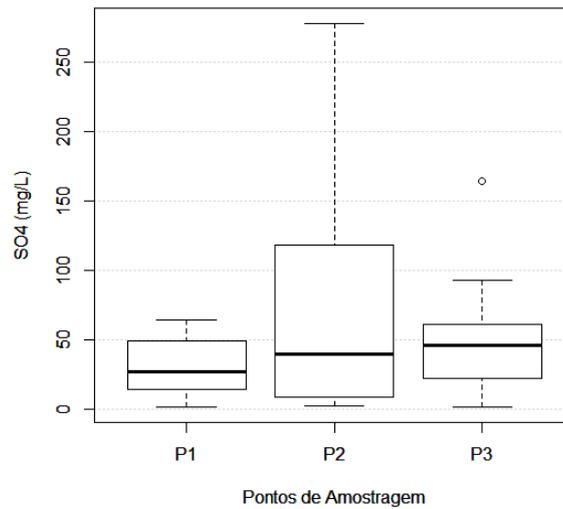


Fonte: Autora.

O efluente gerado pelo RU apresentou DQO bastante elevada, com variações de 623 a 3978 mg/L, porém, vale salientar que parte do efluente gerado pelo RU extravasa e, por vezes, ocorre disposição no solo, por problemas da rede coletora, diminuindo a contribuição deste ponto em P3.

As concentrações de SO_4 (Figura 11) em P1 e P3 apresentam, em geral, comportamento semelhante e a concentração em P2 apresenta maior variabilidade. Foram observadas concentrações máximas de 277,3 mg/L em P2 e 164,1 mg/L em P3. O enxofre está presente nos efluentes como produto da degradação de proteínas, e o incremento da concentração de sulfato nos efluentes se dá, ainda, pela concentração de SO_4 na água de abastecimento utilizada (METCALF E EDDY, 2003).

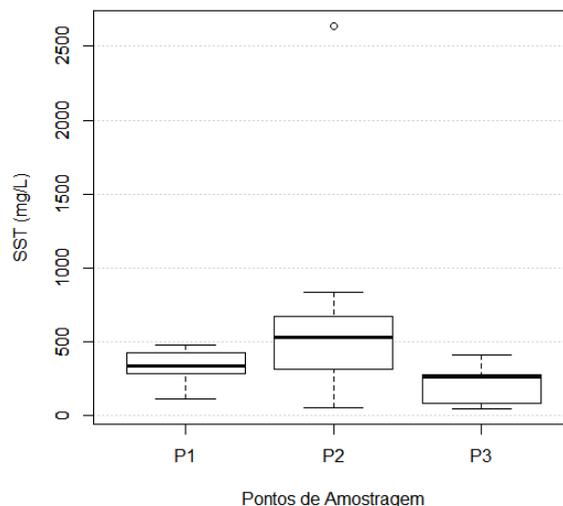
Figura 11 - Distribuição da concentração de SO₄ nos pontos de amostragem



Fonte: Autora.

A concentração de Sólidos Suspensos Totais é um importante parâmetro para a seleção de métodos de tratamento e avaliação da tratabilidade de efluentes. A Figura 12 mostra que, em P2, o efluente apresenta maior variabilidade bem como maior concentração. Pode-se observar o decaimento da concentração de SST no efluente final, que apresentou concentração média de 190,1 mg/L, dentro da faixa de concentração para esgotos domésticos (METCALFF & EDDY, 2003).

Figura 12 - Distribuição dos Sólidos Suspensos Totais nos pontos de amostragem



Fonte: Autora.

De maneira geral a DBO_{5,20} e DQO média do esgoto sanitário produzido no campus são condizentes com a literatura para esgoto sanitário (VON SPERLING, 2005; METCALF E

EDDY, 2003). Os valores de DQO e $DBO_{5,20}$ médias são muito próximos, indicando que o efluente é de fácil degradação. Apesar disso, a razão $DQO/DBO_{5,20}$ neste ponto variou de 0,52–0,98.

Embora a carga orgânica, em termos de DQO nos pontos P1 e P2 seja alta, os resultados da $DBO_{5,20}$ e da razão $DBO_{5,20}/DQO$ médias levam a conclusão de que se trata de um efluente também de fácil degradação.

5.1.2 Análise de metais

As análises de metais foram realizadas apenas nas duas últimas campanhas de amostragem para os pontos P1 (HUPAA) e P3 (efluente final). Os resultados das análises são apresentados na Tabela 6.

Tabela 7 – Concentração de metais nos pontos de amostragem analisados

Parâmetro	Unidade	P1			P3		
		31/10/2016	06/12/2016	Média	06/12/2016	06/12/2016	Média
Cromo Total	mg/L	0,006	<0,004*	0,006	0,005	<0,004*	0,005
Chumbo Total	mg/L	0,017	0,016	0,016	0,007	0,007	0,007
Zinco Total	mg/L	0,135	0,142	0,138	0,107	0,109	0,108
Cádmio	mg/L	<0,004*	<0,004*	-	<0,004*	<0,004*	-
Níquel	mg/L	<0,004*	<0,004*	-	<0,004*	<0,004*	-
Cobre Total	mg/L	0,041	0,054	0,047	0,032	0,036	0,034

Fonte: Autora.

Nota: * - Limite de detecção

Entre os metais monitorados, somente o zinco se encontra em maiores concentrações em P1 e P3. Percebe-se também, que a concentração de todos os metais é maior no efluente proveniente do HUPAA. Os metais Cd e Ni não foram detectados ou apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção para o método utilizado em todas as amostras.

As concentrações de Pb de 0,017 mg/L e Zn de 0,135 mg/L em P1 são condizentes com as encontradas por Boillot et al. (2008). A concentração de Cu de 0,041 mg/L do efluente do HUPAA é inferior a encontrada por Boillot et al. (2008) (0,162 mg/L).

No trabalho de Bertolino, Carvalho e Aquino (2008) os efluentes de uma universidade em Minas Gerais, no sudeste do Brasil apresentaram as concentrações de Zn de $0,389 \pm 0,390$

mg/L e de Cu de $0,033 \pm 0,015$ mg/L, e os metais Cr, Ni e Cd foram analisados, mas não foram detectados.

Todos os metais analisados se encontram dentro do padrão de lançamento de efluentes estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011.

5.1.2 Análise microbiológica

Na Tabela 7 são apresentadas as estatísticas descritivas básicas dos parâmetros microbiológicos monitorados.

Tabela 8 - Parâmetros microbiológicos monitorados máximo, mínimo, média, mediana e desvio padrão

Ponto de coleta		Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100 mL)
P1 HUPAA	Máximos	$6,8 \times 10^7$	$4,1 \times 10^6$
	Mínimos	$2,4 \times 10^6$	2×10^5
	Média	$2,76 \times 10^7$	$1,5 \times 10^6$
	Mediana	$1,32 \times 10^7$	$1,15 \times 10^6$
	DP	$2,7 \times 10^7$	$1,2 \times 10^6$
	CV	104,57	87,81
P2 RU	Máximos	$3,9 \times 10^7$	$1,3 \times 10^7$
	Mínimos	$2,4 \times 10^6$	1×10^5
	Média	$2,3 \times 10^7$	$2,2 \times 10^6$
	Mediana	$2,4 \times 10^7$	$3,7 \times 10^5$
	DP	$1,1 \times 10^7$	$4,4 \times 10^6$
	CV	55,89	217,08
P3 FINAL	Máximos	$8,2 \times 10^7$	$6,7 \times 10^6$
	Mínimos	$3,3 \times 10^7$	7×10^5
	Média	$3,2 \times 10^7$	$2,1 \times 10^6$
	Mediana	$1,2 \times 10^7$	1×10^6
	DP	$3,3 \times 10^7$	2×10^6
	CV	106,9	95,3

Fonte: Autora.

O efluente do HUPAA apresentou concentrações de coliformes totais da ordem de 10^6 a 10^7 UFC/100 mL e de 10^5 a 10^6 UFC/100 mL para *E. coli*. As concentrações de coliformes totais e *E. coli* do efluente em P1, se assemelham as de efluentes sanitários (METCALF E EDDY, 2003), condizente com alguns estudos, embora também tenham sido reportadas nestes estudos concentrações bastante inferiores para este parâmetro microbiológico neste tipo de efluente ao encontrado nesta pesquisa (EMMANUEL et al., 2005, BOILLOT et al., 2008). Emmanuel et al. (2005) encontrou concentrações que variaram da ordem 10^3 NMP/100 mL a

10^8 NMP/100 mL para coliformes totais. Boillot et al. (2008) reportou praticamente ausência de microrganismos no efluente de um hospital francês, provavelmente devido à utilização de desinfetantes.

O efluente do RU apresentou concentração média de CT de $2,3 \times 10^7$ UFC/100 mL e de *E. coli* de $2,2 \times 10^6$ UFC/100 mL. Efluentes de um restaurante universitário no sudeste do Brasil apresentaram concentração média de $3,22 \times 10^6$ NMP/100 mL (PULSCHEN, 2013).

O efluente final do campus apresentou concentração de CT de $3,2 \times 10^7$ UFC/100 mL e de *E. coli* de $2,1 \times 10^6$ UFC/100 mL. Os valores encontrados são condizentes para efluentes sanitários domésticos (METCALF E EDDY, 2003; JORDÃO E PESSOA, 2011). Em uma universidade no sul do Brasil, a concentração de coliformes termotolerantes do efluente bruto foi de $1,6 \times 10^6$ NMP/100mL (MACHADO, 2009).

5.1.3 Testes de hipóteses

Para avaliar as características dos pontos de amostragem foram realizados testes de hipóteses tendo como referência P3, ponto que reúne todos os efluentes do campus, fazendo uma avaliação por meios dos testes se as diferenças para cada parâmetro em P1 e P2 eram significativas em relação ao efluente final. Na Tabela 8 são apresentados os resultados dos testes de hipóteses. Inicialmente foi testada a normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk. Para as séries com distribuição normal foi utilizado o Teste t de diferença entre duas médias. Para as séries com distribuição não normal foi aplicado o teste não paramétrico de Wilcoxon. Foi estabelecido nível de significância $\alpha=0,05$ para ambos os testes.

Não foram realizados testes de hipótese para os parâmetros $DBO_{5,20}$, $DBO_{5,20}/DQO$, NTK, metais e parâmetros microbiológicos devido ao tamanho das amostras.

A partir dos testes de hipóteses, de posse do p-valor para cada um dos parâmetros avaliados, é possível observar a semelhança entre o efluente de P1 e P3, apresentando igualdade de médias em todos os testes realizados. Os efluentes de P1 e P3 apresentam características médias semelhantes (Tabela 4), embora as probabilidades de igualdade para os parâmetros analisados seja baixa, entre 5% e 40%. Já para o efluente de P2, 6 dos 10 parâmetros analisados apresentam médias diferentes (rejeição da igualdade), o que era esperado, visto à natureza do efluente coletado neste ponto.

Tabela 9 – Análise estatística dos efluentes

P1	pH	AT	AV	DQO	N-NH ₄	SO ₄	PO ₄	ST	SS	SD
p-valor (teste de normalidade Shapiro-Wilk)	0,2351	0,1305	0,3456	0,1046	0,03336	0,7367	0,6957	0,6864	0,5436	0,4597
p-valor (teste não paramétrico de Wilcoxon)	0,1389	0,2048	0,376	0,1971	0,3979	0,3069	1	0,5993	0,02443	0,7304
p-valor (Teste de variância)	0,6192	0,1306	0,6199	0,3777	0,06232	0,02347	0,6367	0,007045	0,9162	0,01208
p-valor (teste t para igualdade de variância)	0,2785	0,3315	0,3146	0,2733	0,7706	0,1869	0,1869	0,3978	0,05174	0,3187
p-valor (teste t para desigualdade de variância)	0,2832	0,3463	0,3151	0,2818	0,778	0,1785	0,1785	0,4032	0,05176	0,3271
Interpretação										
Teste de normalidade Shapiro-Wilk	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal
Teste não paramétrico de Wilcoxon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Teste de variância	var. iguais	var. iguais	var. iguais	var. iguais	-	var. desiguais	var. iguais	var. desiguais	var. iguais	var. desiguais
Teste t para igualdade de variância	iguais	iguais	iguais	iguais	-	-	iguais	-	iguais	-
Teste t para desigualdade de variância	-	-	-	-	-	iguais	-	iguais	-	iguais
P2	pH	AT	AV	DQO	N-NH ₄	SO ₄	PO ₄	ST	SST	SDT
p-valor (teste de normalidade Shapiro-Wilk)	0,1864	0,9132	0,008521	0,5963	0,009064	0,02698	0,3206	0,04791	0,001238	0,7457
p-valor (teste não paramétrico de Wilcoxon)	0,09785	0,006192	0,1203	0,0001077	0,003652	0,888	0,01272	3,75 E-04	0,01419	8,23E-02
p-valor (Teste de variância)	0,2028	0,798	0,05834	0,009604	0,8709	0,05867	1,91E-04	4,31E-05	3,90E-02	5,93E-03
p-valor (teste t para igualdade de variância)	0,05613	0,005611	0,1442	0,0003637	0,0092	0,444	0,006619	0,001448	0,0673	2,39 E-04
p-valor (teste t para desigualdade de variância)	0,05309	0,005439	0,1366	0,001367	0,009043	0,4606	0,01531	0,006096	0,08334	0,001397
Interpretação										
Teste de normalidade Shapiro-Wilk	normal	normal	não normal	normal	não normal	normal	normal	normal	não-normal	normal
Teste não paramétrico de Wilcoxon	-	-	iguais	-	desiguais	-	-	-	não iguais	-
Teste de variância	var. iguais	var. iguais	-	var. desiguais	-	var. iguais	var. desiguais	-	-	var. desiguais
Teste t para igualdade de variância	iguais	não iguais	-	-	-	iguais	-	-	-	-
Teste t para desigualdade de variância	-	-	-	não iguais	-	-	não iguais	-	-	não iguais
P3	pH	AT	AV	DQO	N-NH ₄	SO ₄	PO ₄	ST	SS	SD
p-valor (teste de normalidade Shapiro-Wilk)	0,278	0,5901	0,1292	0,02339	0,6483	0,0656	0,1535	0,2996	0,1664	0,7933
Interpretação										
Teste de normalidade Shapiro-Wilk	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal	normal

Fonte: Autora. Nota: Para o teste de Shapiro-Wilk foi adotado nível de significância $\alpha=0,01$ e $\alpha=0,05$ para os demais testes

5.2 Estudo ecotoxicológico

Neste item são apresentados os resultados dos ensaios de toxicidade realizados com os efluentes gerados no campus da UFAL.

5.2.1 Teste com a substância de referência

Foram realizados dois bioensaios com a substância de referência dicromato de potássio. A quantidade de indivíduos expostos e o número de indivíduos mortos nos dois ensaios estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 10 - Número de indivíduos expostos e número de indivíduos mortos para o ensaio com dicromato de potássio

Concentração das soluções de $K_2Cr_2O_7$	Ensaio 1		Ensaio 2	
	Indivíduos expostos	Indivíduos mortos	Indivíduos expostos	Indivíduos mortos
5 mg/L	29	6	29	4
15 mg/L	28	9	29	8
25 mg/L	29	17	29	15
50 mg/L	29	29	30	22

Fonte: Autora.

A toxicidade média dos dois testes realizados com a substância de referência calculada pelo TSK é apresentada na Tabela 10.

Tabela 11 – Toxicidade (CL₅₀) para a substância de referência

Substância de referência/Ensaio	Toxicidade CL ₅₀ (mg/L)
Dicromato de Potássio/1	19,50
Dicromato de Potássio/2	24,74
Toxicidade média (mg/L)	22,12

Fonte: Autora.

Os resultados da CL₅₀ com a substância de referência mostram a sensibilidade do lote de organismos utilizados nos testes. A concentração obtida está de acordo com PERSOONE et al. (1989) obteve CL₅₀ de 22,2 mg/L e superior ao encontrado por HADJISPYROU et al. (2001) de 4,77 mg/L.

5.2.2 Testes com amostras de efluentes

Foram realizadas três campanhas de amostragem para os testes de toxicidade com *Artemia*. O teste de toxicidade foi implantado somente nas três últimas campanhas de coleta. Os valores da CL₅₀, a concentração letal que mata 50% dos indivíduos expostos, foram determinados por meio do método Trimmed-Spearman Karber (HAMILTON, et al., 1977). O valor da CL₅₀ indica a quantidade da substância ou amostra necessária que causa letalidade em 50% dos indivíduos expostos, ou seja, quanto menor o valor da CL₅₀, maior a toxicidade da amostra. Na tabela 11 são apresentadas as toxicidades calculadas para cada ponto de amostragem.

Tabela 12 - Toxicidade (CL₅₀) dos efluentes a *Artemia franciscana*

Ponto Campanha	P1 (HUPAA) CL ₅₀	P2 (RU) CL ₅₀	P3 (Efluente Final) CL ₅₀
23-09-2016	-*	-*	12,60
31-10-2016	13,09	-*	17,71
06-12-2016	14,73	15,70	-*
Média	13,91	15,70	15,15

Fonte: Autora.

Nota: *não foi possível calcular a toxicidade

Na primeira campanha de amostragem dos testes de toxicidade não foi possível calcular a CL₅₀ do ponto P2 devido ao alto índice de mortalidade em todas as concentrações para esta amostra. O mesmo aconteceu para a amostra de P1 (efluente do HUPAA). Em P3 (efluente final) a CL₅₀ calculada foi de 12,6%, apresentando significativa toxicidade. Observou-se nesta campanha alto percentual de mortalidade de indivíduos nas amostras que apresentaram maiores concentrações de DQO, P1 (855,81 mg/L) e P2 (2451,48 mg/L).

Na realização do primeiro bioensaio, a temperatura da incubadora programada para a permanecer a 24 °C apresentou variações chegando a atingir valores superiores a 30°C, o que pode ter contribuído para o alto índice de mortalidade observada.

Na segunda campanha de amostragem, as amostras de efluente do HUPAA e do RU apresentaram concentração de DQO de, respectivamente, 1899,05 mg/L e 2493,85 mg/L, superiores a concentração em P3 (efluente final), que apresentou concentração de 565,14 mg/L. Novamente não foi possível realizar o cálculo da toxicidade da amostra de P2 devido à elevada mortalidade de indivíduos em todas as concentrações. O efluente do HUPAA apresentou maior toxicidade, com CL₅₀ de 13,09% em relação a P3 com CL₅₀ de 17,71%.

No terceiro bioensaio realizado, não foi possível o cálculo da toxicidade em P3 (efluente final) devido ao alto percentual de mortes em todas as concentrações. A toxicidade observada coincide com a época em que a esgoto sanitário produzido no campus encontra-se mais concentrado, em termos de carga orgânica, com DQO e DBO_{5,20} de, respectivamente, 1696 mg/L e 1087 mg/L. Entretanto, parâmetros químicos globais podem não oferecer reais informações sobre os efeitos biológicos ou os impactos destes efluentes nos ecossistemas aquáticos (HERNANDO et al., 2005). Porém, o uso combinado do monitoramento de parâmetros físico-químicos e avaliação de toxicidade deve ser realizado, visto que existem métodos de atualmente aceitos e utilizados para estimação de correlações entre estes parâmetros e os dados toxicidade.

Neste estudo, porém, não foi possível realizar estudos de correlação de Spearman ou análise multivariada de componentes (ACP) entre a toxicidade e os parâmetros físico-químicos monitorados devido ao número de observações obtidos ser menor que o de dados necessários.

Além do bioensaio com as amostras brutas, foi também realizado bioensaios com amostras filtradas, coletadas no dia 06/12/2016. Os resultados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 13 – Toxicidade (CL50) das amostras filtradas à *Artemia franciscana*

Amostras	CL50 (%)
P1	18,13
P2	22,22
P3	-*

Fonte: Autora.

Nota: *não foi possível calcular a toxicidade

Após filtração foi possível remover parte da toxicidade dos efluentes das amostras dos pontos P1 (efluente do HUPAA) e P2. A remoção da toxicidade após a filtração se deu mais proeminentemente em P2. Isso mostra que a toxicidade se deve principalmente à presença de substâncias dissolvida nos efluentes. Para a amostra de P3 (efluente final), entretanto, não foi possível o cálculo da toxicidade mesmo após filtração.

O efluente de P1 (HU) apresentou maior toxicidade média, entretanto, é importante ressaltar que nos outros pontos de amostragem, em algumas das campanhas, não foi possível calcular a toxicidade das amostras devido ao alto percentual de mortes em todas as concentrações testadas.

A toxicidade do esgoto sanitário doméstico já foi relatada na literatura (MA, WANG, LIU, 2011; MENDONÇA et al., 2009). A remoção de matéria orgânica em diferentes etapas do tratamento de efluentes domésticos resultou em diminuição da ecotoxicidade empregando *Vibrio qinghaiensis-sp* como organismo teste (MA, WANG, LIU, 2011). Na avaliação ecotoxicológica das amostras de efluentes sanitários antes e após etapas de tratamento foram utilizados organismos *Vibrio fischeri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna* e *Lemna minor* (MENDONÇA et al., 2009), demonstrando que a toxicidade é dependente do nível de tratamento.

Em relação a efluentes advindos de campus universitário, um estudo de toxicidade foi realizado com os efluentes de uma universidade em Minas Gerais, sudeste do Brasil, empregando *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia Dubia* e indicou toxicidade dos esgotos brutos a *Daphnia similis* (AQUINO, 2013).

Efluentes hospitalares podem ser de 5 a 15 vezes mais tóxicos que o esgoto sanitário urbano devido a altas concentrações de detergentes, desinfetantes, metais pesados (VERLICCHI et al., 2015). Diversos estudos foram feitos na caracterização e avaliação da toxicidade de efluentes hospitalares. Em estudo de efluente de um hospital na França, foram detectados poluentes como detergentes, cloro residual livre, acetona, fenóis, amônia e metais (BOILLOT et al., 2008). A toxicidade se deu principalmente pelo cloro residual livre. Em estudo de toxicidade aguda utilizando *Daphnia magna* indicaram potencial de toxicidade em todas as amostras coletadas em um hospital francês (EMMANUEL et al., 2005). Na investigação realizada no tratamento do efluente do Hospital Universitário de Santa Maria, no Rio Grande do Sul, foram realizados ensaios de toxicidade com *Artemia salina* (MARTINS et al., 2009). Os resultados mostraram redução da toxicidade do efluente durante o tratamento de 43,5% por foto Fenton e de 46,3% por meio da fotocatalise heterogênea com TiO_2 , demonstrando que o tratamento pode atenuar a toxicidade de efluentes.

A alta toxicidade observada para os efluentes do HUPAA, RU e efluente final, pode também ser devida à sensibilidade do lote de organismos utilizado no estudo, além dos problemas em manter a temperatura adequada durante todo o ensaio, provocando alta mortalidade dos indivíduos expostos, especialmente durante a primeira bateria de ensaios.

Apesar da possível sensibilidade do lote de microrganismos utilizado nos bioensaios, a toxicidade de esgoto sanitário (MA, WANG, LIU, 2011; MENDONÇA et al., 2009) e efluentes hospitalares (BOILLOT et al., 2008; EMANNUEL et al., 2005) já foi reportada na literatura e confirmada nesta pesquisa.

5.3 Estudo de tratabilidade

Neste item são apresentados os resultados dos ensaios de tratabilidade realizados com o efluente final, coletados no ponto P3 que reúne todos os efluentes gerados no CACS, visando avaliação sua biodegradabilidade via metabolismo anaeróbio e anaeróbio.

Para o ensaio foram utilizados frasco reatores com volume total de 1000 mL, e volume útil de 900 mL. O lodo de inóculo dos frascos reatores foram caracterizados em termos de Sólidos totais, fixos e voláteis, e pH antes dos dois ensaios (Tabela 13).

Tabela 14 - Caracterização inicial dos lodos de inóculo utilizados nos ensaios de biodegradabilidade

Parâmetro	Lodo Aeróbio	Lodo Anaeróbio
pH	7,0	6,7
ST (mg/L)	10440	15450
STF (mg/L)	2200	7932
STV	8240	7518

Fonte: Autora.

O lodo aeróbio utilizado no ensaio foi proveniente de um sistema de lodos ativados de um condomínio residencial, tratando efluentes domésticos.

5.3.1 Ensaio aeróbio

Foram realizados dois ensaios de biodegradabilidade aeróbia, ambos 300 mL do mesmo lodo, proveniente de uma ETE de lodo ativado que trata esgoto doméstico em um loteamento fechado em Maceió. Foram utilizados em cada ensaio 600 mL do efluente final coletados no ponto P3 nos dias 24 de outubro de 2016 e 06 de dezembro de 2016. A Tabela 14 apresenta as características do licor misto no início do ensaio.

Tabela 15 – Concentração inicial do substrato e biomassa em cada ensaio

Ensaio	Sólidos totais mg/L	Sólidos voláteis mg/L	Sólidos fixos mg/L	SV/ST	DQOi mg/L	F/M mg.DQO/mg.SV
1	5220	4120	1100	0,79	467,70	0,1
2	6475	5030	1445	0,78	1469,89	0,3

Fonte: Autora.

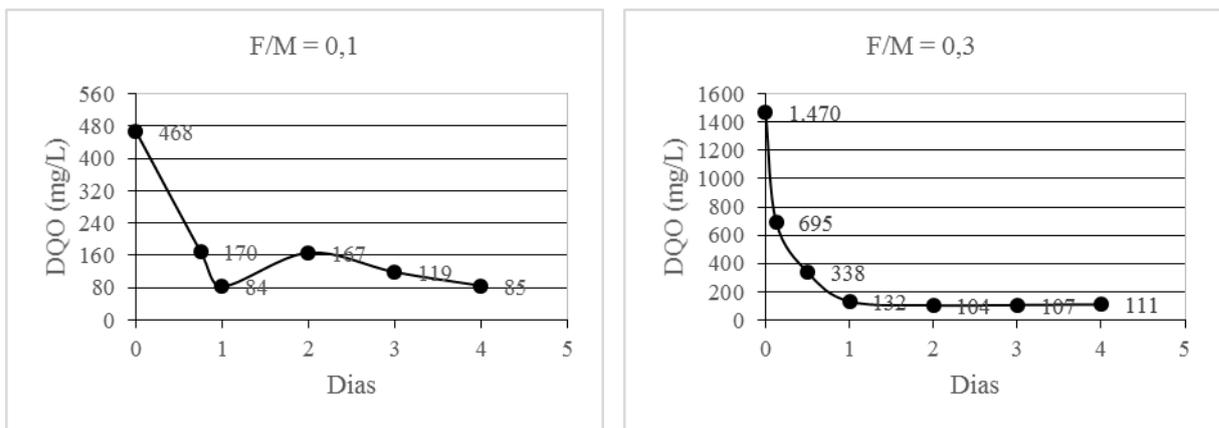
O mesmo lodo foi utilizado em ambos os ensaios e percebe-se que suas características não sofreram alterações significativas. O lodo apresenta alta concentração de sólidos voláteis o que indica maior fração orgânica do lodo.

Os resultados dos ensaios (curvas de monitoramento dos valores médios de DQO em função do tempo, em dias) estão apresentados na Figura 13. Em ambos os ensaios a medição foi interrompida quando observada estabilização na remoção de DQO e também quando a DQO observada atingiu o limite mínimo de detecção (DQO = 80mg/L).

As diferentes relações F/M se deveram principalmente à natureza do substrato, mas também ao aumento da concentração de STV entre os ensaios. Verificou-se que, mesmo com diferentes relações F/M, e valor inicial de DQO afluente, o decaimento mais acentuado se deu durante as primeiras 24 horas, ou seja, no segundo ensaio, mesmo com maior carga de DQO o aumento da biomassa contribuiu para o rápido consumo do substrato. Com uma concentração inicial maior de biomassa haverá uma menor relação F/M, que resulta em degradação mais rápida do substrato (AQUINO et al., 2007).

No Ensaio I, pode-se observar que após o decaimento no primeiro dia houve um aumento da DQO. Com uma menor relação F/M, mais rapidamente o substrato é consumido. Entretanto mesmo com uma relação F/M maior, a DQO foi rapidamente consumida, no Ensaio II, o mínimo foi atingido no Dia 2, já no Ensaio I o mínimo foi observado nas primeiras 24 horas, no limite mínimo de detecção da curva de DQO utilizada. O rápido consumo observado no segundo ensaio pode se dever a melhor adaptação do lodo ao substrato.

Figura 13 - Decaimento da DQO (mg/L) no ensaio aeróbio



Fonte: Autora.

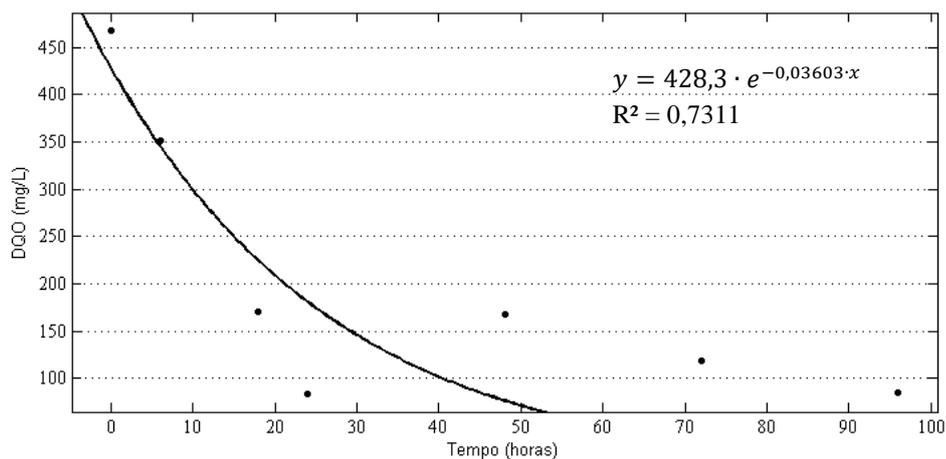
No Ensaio 1 pode-se observar aumento na concentração de DQO após o valor mínimo atingido (84 mg/L). Este aumento na DQO pode ser resultado da produção de produtos microbianos solúveis (SMP). Efluentes provenientes de sistemas biológicos de tratamento podem conter uma variedade de compostos orgânicos solúveis, incluindo resíduos do substrato degradáveis e não/lentamente degradáveis, produtos intermediários e finais da

degradação do substrato, componentes orgânicos complexos formados através de reações de condensação entre o substrato influente e produtos intermediários e SMP (BARKER; STUCKEY, 2007).

Para os dois ensaios, o modelo que melhor se ajustou aos dados foi o que corresponde à cinética de primeira ordem, nas quais a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente. Os coeficientes de correlação (R^2) encontrados para os Ensaios 1 e 2 foram de, respectivamente, 0,7311 e 0,8811.

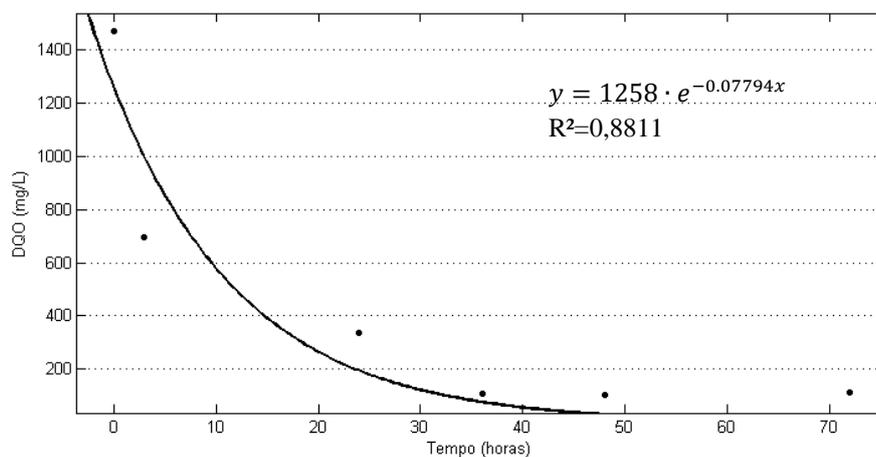
O coeficiente de degradação (k) mede a velocidade de uma reação de primeira ordem, representa a variação da concentração de um reagente ou produto na unidade de tempo. Os valores de k encontrados foram de $0,03602 \text{ h}^{-1}$ e $0,07794 \text{ h}^{-1}$, que correspondem a $0,86 \text{ d}^{-1}$ e $1,87 \text{ d}^{-1}$. As curvas de ajuste estão apresentadas nas Figuras 14 e 15.

Figura 14 – Curva de ajuste de 1ª ordem 1 do ensaio aeróbio 1



Fonte: Autora.

Figura 15- Curva de ajuste de 1ª ordem do ensaio aeróbio 2



Fonte: Autora.

A biodegradabilidade aeróbia de efluentes de um campus universitário foi estudada por meio do decaimento da DQO solúvel (BERTOLINO; CARVALHO; AQUINO, 2008). Os valores obtidos da constante de decaimento da DQO para as relações F/M 0,3 e 0,5 foram de $1,12 \text{ d}^{-1}$ e $1,73 \text{ d}^{-1}$. Um maior valor da constante cinética indica que o substrato é degradado mais rapidamente.

Os valores médios para as constantes encontrados no segundo ensaio para a relação F/M de 0,3 de $1,87 \text{ d}^{-1}$ foi superior a encontrada por Bertolino, Carvalho e Aquino (2008) para a mesma relação F/M. Essa diferença de comportamento pode se dever à natureza do efluente que possui substâncias oriundas de laboratórios e ainda de efluente hospitalar, de natureza mais complexa, apesar de ter apresentado características semelhantes à de despejos domésticos.

A remoção de DQO no primeiro e no segundo ensaio foram de, respectivamente, 82% e 92%, a partir da DQO inicial inoculada.

5.3.2 Ensaio anaeróbio

Foram realizados dois ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, ambos 300 mL do mesmo lodo, proveniente de um reator UASB de uma ETE que trata esgoto doméstico em um loteamento fechado em Maceió. Foram utilizados 600 mL do efluente final coletados no ponto P3 nos dias 29 de setembro de 2016 e 06 de dezembro de 2016. O primeiro teve o objetivo de adaptar o lodo ao resíduo a ser tratado, e o segundo para avaliar a biodegradabilidade do resíduo com o lodo adaptado. A Tabela 15 apresenta as características do lodo de inóculo e do efluente final.

Tabela 16 - Concentração inicial do substrato e biomassa em cada ensaio

Ensaio	Sólidos totais mg/L	Sólidos voláteis mg/L	Sólidos fixos mg/L	DQOi mg/L	SV/ST	F/M mg.DQO/mg.S V
1	7725	3759	3966	467,70	0,49	0,1
2	8278	4583	3695	1469,89	0,55	0,3

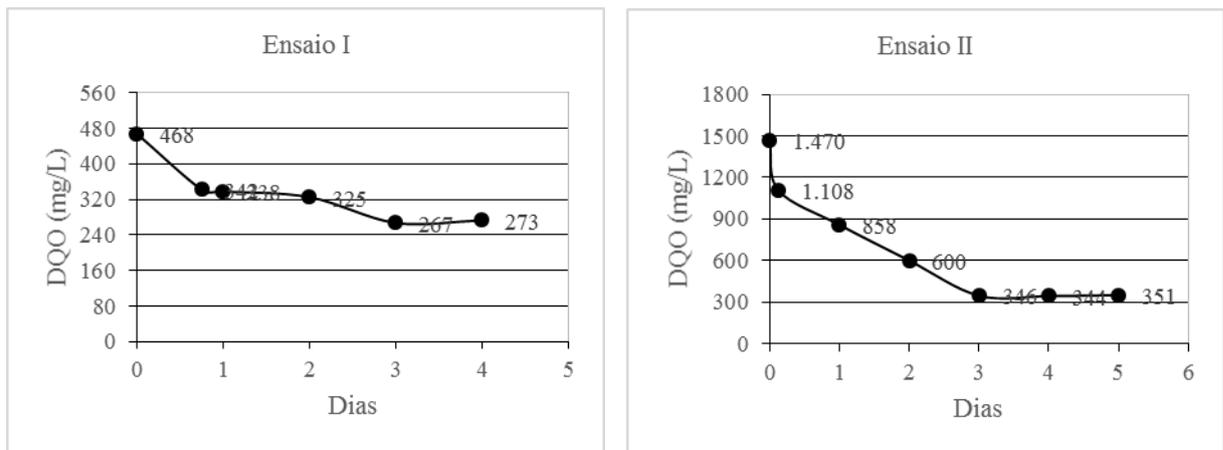
Fonte: Autora.

Segundo Tanaka et al. (1997), a relação F/M para digestão anaeróbia deve se situar entre 0,45–0,50. Pranshanth et al. (2006) encontrou melhores valores para relação F/M entre 0,57–0,68.

O perfil temporal de decaimento de DQO do efluente gerado no campus coletado no ponto P3 é apresentado na Figura 14. Em ambos os ensaios, foi observada estabilização na

concentração de DQO no terceiro dia. No primeiro ensaio para adaptação do lodo o decaimento foi gradativo $1,53 \text{ mgDQO.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ apresentando sinais de estabilização em torno de 270 mg/L a partir de 3 dias. No Ensaio 2, mesmo com maior valor de DQO inicial, a taxa de decaimento foi mais elevada $3,58 \text{ mgDQO.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, com estabelecimento da DQO remanescente em torno de 340 mg/L também a partir do terceiro dia. Isto certamente foi devido à adaptação do lodo ao substrato no segundo ensaio.

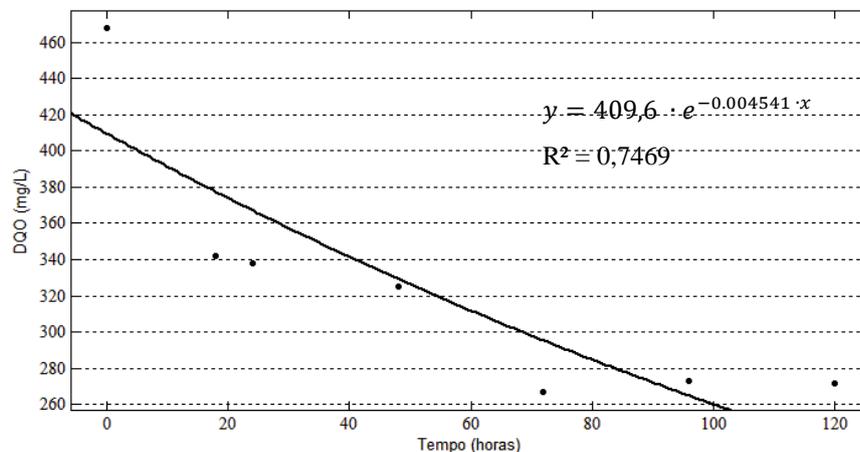
Figura 16 - Decaimento da DQO (mg/L) no ensaio anaeróbico



Fonte: Autora.

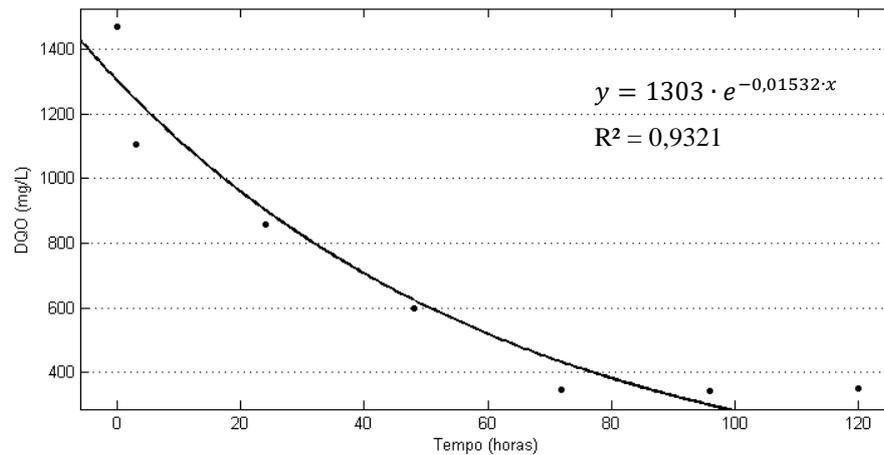
Em condições anaeróbicas, o modelo que melhor representou a biodegradação da matéria orgânica foi o que corresponde à cinética de primeira ordem. As curvas de ajuste para os ensaios são apresentadas nas Figuras 15 e 16. Os coeficientes de correlação (R^2) encontrados para os Ensaio 1 e 2 foram de, respectivamente, 0,7469 e 0,9321.

Figura 17 - Curva de ajuste de 1ª ordem do ensaio anaeróbico 1



Fonte: Autora.

Figura 18 - Curva de ajuste de 1ª ordem do ensaio anaeróbio 2



Fonte: Autora.

Os coeficientes das constantes de velocidade são obtidos a partir do coeficiente angular das curvas de ajuste ao modelo cinético de Primeira Ordem. Os coeficientes de degradação (k) encontrados para o primeiro e segundo ensaios foram de, respectivamente, $0,004541 \text{ h}^{-1}$ e $0,01532 \text{ h}^{-1}$, que correspondem a $0,11 \text{ d}^{-1}$ e $0,37 \text{ d}^{-1}$. Foram obtidos valores bastante distintos de k nos ensaios realizados e a constante obtida no ensaio 1 mostra claramente que a degradação da matéria orgânica se deu de forma mais lenta. Provavelmente a DQO do substrato utilizado não foi suficiente para manutenção das espécies para estabelecimento da digestão anaeróbia durante este ensaio. A adaptação do lodo no ensaio 2, portanto, pode ter contribuído para a maior taxa de remoção aparente de matéria orgânica obtida.

No primeiro ensaio, cerca de 45% da DQO inicial foi removida e, no segundo ensaio, cerca de 76%. Durante o período de aclimação do lodo, anterior aos ensaios, a remoção de DQO pela via anaeróbia mostrou eficiência de aproximadamente 67%. O desempenho pode ter sido afetado por influência de alguma carga tóxica do efluente aos microrganismos anaeróbios. Já a alta biodegradabilidade anaeróbia do efluente no segundo ensaio se deveu provavelmente à adaptação do lodo ao resíduo.

Na Tabela 16 são apresentados os resultados dos testes de biodegradabilidade. Foi calculada a taxa específica do substrato (U) para os ensaios aeróbio e anaeróbio com base na massa inicial de lodo inoculada, com o objetivo de entender o comportamento da biomassa nos diferentes ensaios.

Tabela 17 - Resultado dos testes de biodegradabilidade

Etapa	STV mg/L	STF mg/L	SV/ST	F/M mg.DQO/mg.STV	U mg.DQO/mg.STV.d
Aeróbio	4120	1100	0,79	0,1	0,059±0,053
	5030	1445	0,78	0,3	0,449±0,680
Anaeróbio	3759	3966	0,49	0,1	0,013±0,021
	4583	3695	0,55	0,3	0,183±0,680

Fonte: Autora (2017).

A taxa específica de utilização do substrato mostra que houve aumento da atividade microbiana entre o primeiro e o segundo ensaio tanto para a etapa aeróbia quanto anaeróbia.

Estes resultados mostram que o esgoto final do CACS/UFAL foi, de fato, melhor biodegradado aerobiamente do que anaerobicamente, e esse resultado é função da vantagem metabólica dos microrganismos aeróbios frente aos anaeróbios. A adaptação dos microrganismos anaeróbios, entretanto, a via anaeróbia apresentou remoção de DQO satisfatória.

O sistema de tratamento adotado no CACS-UFAL se constitui de duas lagoas de estabilização em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa. A eficiência de remoção de DBO em lagoas de estabilização é usualmente da ordem de 50% a 70%, o que implica na necessidade de uma unidade posterior de tratamento do efluente de uma lagoa anaeróbia. Na utilização de um sistema composto de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, a remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona uma redução substancial na área requerida para a lagoa facultativa (VON SPERLING, 2005).

Nas lagoas facultativas, em ambiente aeróbio, a redução nos níveis de DBO₅ é resultado da relação simbiótica entre algas e bactérias, onde o oxigênio produzido pelas algas é utilizado pelas bactérias na degradação da matéria orgânica e os produtos decompostos são utilizados pelas algas como nutrientes durante a fotossíntese (VEERESH, 2010; MARA, 2008). Na zona facultativa e anaeróbia ocorre uma interação entre as bactérias facultativas e anaeróbias. As lagoas facultativas geralmente apresentam eficiência de remoção de DBO em torno de 75% a 85% (PESSOA E JORDÃO, 2011).

As porcentagens de DQO degradada nos ensaios de biodegradabilidade, mostram que o sistema de tratamento existente pode ser viável para o tratamento do efluente produzido no campus.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- Os efluentes líquidos produzidos no HU apresentam características médias típicas de efluentes sanitários de alta concentração, com concentrações médias de DQO de 718,92 mg/L e DBO_{5,20} de 400,8 mg/L, embora por vezes, as altas concentrações de DQO e DBO_{5,20} tenham sido muito superiores as de esgotos domésticos. Para os nutrientes fósforo e nitrogênio, as concentrações foram semelhantes a esgotos sanitário de média concentração. As concentrações médias de ST, SST e SDT também são semelhantes à de efluentes domésticos.
- O efluente do RU apresenta características bastante distintas das de esgoto sanitário, com concentrações médias de DQO de 1959,46 mg/L e DBO_{5,20} de 1319,75 mg/L. Apresenta alta carga orgânica, com DQO e DBO_{5,20} bastante elevadas. Em relação ao nitrogênio, as concentrações foram semelhantes a esgotos sanitário de média a alta concentração e se encontra predominantemente em sua forma orgânica. Neste ponto de amostragem foram observadas as maiores concentrações de fósforo, resultado do intenso uso de detergentes.
- O efluente produzido no campus da UFAL apresenta características semelhantes à de esgoto sanitário, com concentrações médias de DQO de 471,71 mg/L e DBO_{5,20} de 416,86 mg/L, mesmo com as altas concentrações dos pontos de contribuição na rede, por efeito de diluição devido ao predomínio de contribuições de efluentes com características domésticas. Entretanto, durante o período com menor fluxo de alunos, o esgoto do campus se encontrava mais concentrado. Para os nutrientes fósforo e nitrogênio, as concentrações foram semelhantes a esgotos sanitário de média concentração. As concentrações de sólidos também são semelhantes à de efluentes domésticos.
- As concentrações de CT e *E. coli* em todos os pontos de amostragem são condizentes com concentrações típicas para esgoto sanitário.
- Os metais Cr, Pb, Zn e Cu apresentaram concentrações bem abaixo do limite permitido pela legislação, e os metais Cd e Ni, mais tóxicos, não foram detectados.
- Os efluentes do HUPAA, do RU e o efluente final do CACS/UFAL apresentaram toxicidade aguda à *Artemia franciscana*, com CL50 de, respectivamente, 13,91%, 15,70% e 15,15%.
- Os efluentes do RU, apesar da menor toxicidade média que os efluentes do HUPAA, apresentaram alta taxa de letalidade dos indivíduos expostos não sendo possível

cálculo da CL50 em duas campanhas de amostragem, o que indica a alta toxicidade das amostras.

- O ensaio de biodegradabilidade demonstrou que o efluente gerado no campus da UFAL é viável para ser tratado biologicamente. O ensaio mostrou o favorecimento dos organismos aeróbios ao tratar o efluente, entretanto quando empregada a via anaeróbia, após adaptação dos microrganismos, a remoção de DQO foi da ordem de 75%.
- A taxa específica de utilização do substrato aumentou entre o primeiro e o segundo ensaios para as duas etapas (aeróbia e anaeróbia), demonstrando aumento da atividade microbiana.

Com base nos resultados desta pesquisa, recomenda-se:

- A retomada do funcionamento do sistema de tratamento de efluentes do campus.
- Avaliar a toxicidade dos efluentes utilizando outros organismos teste e a avaliação da toxicidade pós-tratamento biológico, visto que a literatura reporta diminuição da toxicidade após processo de tratamento e, ainda, a realização de uma análise mais detalhada sobre a toxicidade dos efluentes alvos deste estudo com o emprego de técnicas de fracionamento para identificar possíveis causas da toxicidade e permitir a aplicação de estudos de correlação.

REFERÊNCIAS

AGRA, C. C. et al. Comportamento da carga de poluentes ao longo de um dia no córrego da Universidade Federal de Alagoas. In: XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2016, Aracaju. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2016. v. único.

ALEXIOU, G. E.; MARA, D. D. Anaerobic waste stabilization ponds. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 109, n. 1-3, p. 241-252, 2003. ISSN: 0273-2289. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1385/ABAB:109:1-3:241>>. Acesso em: 11 jan. 2016.

APHA, AWWA & WEF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21st Ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.

AQUINO, D. S. **Avaliação ecotoxicológica de esgotos de redes coletoras de um campus universitário e da área urbana da cidade de Viçosa-MG e sua influência na qualidade dos corpos receptores**. 2013. 58f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2013.

BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 271-273, 2008. ISSN 1413-4152. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000300005>>. Acesso em: 17 jun. 2016.

BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water research**, v. 33, n. 14, p. 3063-3082, 1999. ISSN: 0043-1354. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00022-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00022-6)>. Acesso em: 02 jan. 2017.

BOILLOT, C. et al. Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities. **Science of the total environment**, v. 403, n. 1, p. 113-129, 2008. ISSN: 0048-9697. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.037>>. Acesso em: 02 mai. 2016.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução **CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa

e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília: Diário Oficial da União, 16.05.2011.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013. ISSN: 1364-0321. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>>. Acesso em: 18 jan. 2016.

CAMARGO VALERO, M.A.; MARA D.D. **Ammonia volatilisation in water stabilisation ponds: a cascade of misinterpretations?** *Water Sci Technol.* v. 61, n.3, p.555-561. 2010. ISSN: 0273-1223. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.856>>. Acesso em: 18 jan. 2016.

CHAN, Y. J. et al. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, n. 1, p. 1-18, 2009. ISSN: 1385-8947. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2009.06.041>>. Acesso em: 05 set. 2016.

CHEN, B.; KIM, Y.; WESTERHOFF, P. Occurrence and treatment of wastewater-derived organic nitrogen. **Water research**, v. 45, n. 15, p. 4641-4650, 2011. ISSN: 0043-1354. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.018>>. Acesso em: 27 nov. 2016.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and purification technology**, v. 19, n. 1, p. 65-76, 2000. ISSN: 1383-5866. Disponível em: <[http://dx.doi.org/S1383-5866\(99\)00072-6](http://dx.doi.org/S1383-5866(99)00072-6)>. Acesso em: 07 jan. 2017.

DA SILVA OLIVEIRA, A. et al. Heavy metals in untreated/treated urban effluent and sludge from a biological wastewater treatment plant. **Environmental Science and Pollution Research-International**, v. 14, n. 7, p. 483-489, 2007. ISSN: 0944-1344. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1065/espr2006.10.355>>. Acesso em: 08 jan. 2017.

DA SILVA PEREIRA, H. Estudo da Caracterização do Efluente do Campus Universitário Capão do Leão e Possibilidade de Reúso. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias, Pelotas, 2014.

DAVIES-COLLEY, R. J. et al. Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds: interactions of environmental factors with sunlight. **Water Research**, v.

33, n. 5, p. 1220-1230, 1999. ISSN: 0043-1354. Disponível em: <[http://dx.doi.org/S0043-1354\(98\)00321-2](http://dx.doi.org/S0043-1354(98)00321-2)>. Acesso em: 11 jan. 2016.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. Reviews in **Environmental Science and Bio/Technology**, v. 7, n. 2, p. 173-190, 2008. ISSN: 1569-1705. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>>. Acesso em: 13 jan. 2016.

GRADY JR, C. P. L. et al. **Biological wastewater treatment**. CRC press, 2011.

HADJISPYROU, S.; KUNGOLOS, A.; ANAGNOSTOPOULOS, A. Toxicity, bioaccumulation, and interactive effects of organotin, cadmium, and chromium on *Artemia franciscana*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 49, n. 2, p. 179-186, 2001. ISSN: 0147-6513. Disponível em: <<https://doi.org/10.1006/eesa.2001.2059>>. Acesso em: 02 mar. 2017.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science & Technology**, v. 11, n. 7, p. 714-719, 1977. ISSN: 0013-936X. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1021/es60140a017>>. Acesso em: 13 dez. 2016.

HENZE, M. et al. (Ed.). **Biological wastewater treatment: principles, modelling and design**. IWA publishing, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 6ª Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KARVELAS, M.; KATSOYIANNIS, A.; SAMARA, C. Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. **Chemosphere**, v. 53, n. 10, p. 1201-1210, 2003. ISSN: 0045-6535. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00591-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00591-5)>. Acesso em: 17 fev. 2016.

LEITÃO, R. C. et al. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 9, p. 1105-1118, 2006. ISSN: 0960-8524. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.00>>. Acesso em: 11 jan. 2016.

MA, X. Y.; WANG, X. C.; LIU, Y. J. Study of the variation of ecotoxicity at different stages of domestic wastewater treatment using *Vibrio-qinghaiensis* sp.-Q67. **Journal of hazardous materials**, v. 190, n. 1, p. 100-105, 2011. ISSN: 0304-3894. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.003>>. Acesso em: 17 jan. 2017.

MACHADO, E. L. et al. **Tratamento de efluente de campus universitário via sistema de baixo custo com leitos cultivados (Wetland)**. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009 Recife – PE. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/sga/SGF/Material-de-apoio/textos/textos-apoio/links/II-121.pdf>>. Acesso em: 04 fev. 2016

MARA, D. Waste stabilization ponds: a highly appropriate wastewater treatment technology for Mediterranean countries. In: Al Baz, I., Otterpohl, I. & Wendland, C. (eds) **Efficient Management of Wastewater**. Springer, Heidelberg, 2008. p. 113-123. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-74492-4_10>. Acesso em: 11 jan. 2016.

MARA, D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. Routledge, 2013.

MARTINS, A. F. et al. A study of photocatalytic processes involving the degradation of the organic load and amoxicillin in hospital wastewater. **Clean–Soil, Air, Water**, v. 37, n. 4-5, p. 365-371, 2009. ISSN: 1863-0669. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/clen.200800022>>. Acesso em: 01 jan. 2017.

MARTINS, J. E. M. Avaliação hidrodinâmica de um reator UASB tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão. 2012. 100 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012. Disponível em: <<http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/2265>>. Acesso em: 28 fev. 2016.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 1, 2004.

MATAMOROS, V.; RODRÍGUEZ, Y.; ALBAIGÉS, J. A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. **Water research**, v. 88, p. 777-785, 2016. ISSN: 0043-

1354. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.058>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

MENDONÇA, Elsa et al. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: Case study in Portugal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 2, p. 665-670, 2009.

MENDOZA, A. et al. Pharmaceuticals and iodinated contrast media in a hospital wastewater: a case study to analyse their presence and characterise their environmental risk and hazard. **Environmental research**, v. 140, p. 225-241, 2015. ISSN: 0013-9351. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.04.003>>. Acesso em: 01 jan. 2017.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. McGraw-Hill, 2003.

MOLINOS-SENANTE, M. et al. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: A composite indicator approach. **Science of the total environment**, v. 497, p. 607-617, 2014. ISSN: 0048-9697. Disponível em: <<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.026>>. Acesso em: 05 jan. 2016.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. **ABES: Rio De Janeiro, Brasil, v2**, 2009.

PERSOONE, G. et al. Predictive value of laboratory tests with aquatic invertebrates: influence of experimental conditions. **Aquatic Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 149-167, 1989. ISSN: 0166-445X. Disponível em: <[http://doi.org/10.1016/0166-445X\(89\)90025-8](http://doi.org/10.1016/0166-445X(89)90025-8)>. Acesso em: 10 mar. 2017.

PRASHANTH, S.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Anaerobic degradability: effect of particulate COD. **Journal of environmental engineering**, v. 132, n. 4, p. 488-496, 2006. ISSN: 0733-9372. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:4\(488\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:4(488))>. Acesso em: 13 dez. 2016.

POWELL, N. et al. Factors influencing luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilization ponds. **Environmental science & technology**, v. 42, n. 16, p. 5958-5962, 2008. ISSN: 0013-936X. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1021/es703118s>>. Acesso em: 21 jan. 2016.

PULSCHEN, A. et al. Tratamento biológico de efluentes sanitários em ETE mista. Simpósio Internacional Sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, v. 3, 2013. Disponível em: <http://www.sbera.org.br/3sigera/obras/ag_sis_06_MarcusGomes.pdf>. Acesso em: 08 jan. 2017.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water research**, v. 45, n. 15, p. 4311-4340, 2011. ISSN: 0043-1354. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.035>>. Acesso em: 02 jan. 2017.

SEGHEZZO, L. et al. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource technology**, v. 65, n. 3, p. 175-190, 1998. ISSN: 0960-8524. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7)>. Acesso em: 16 jan. 2016.

SORGELOOS, P.; REMICHE-VAN DER WIELEN, C.; PERSOONE, G. The use of *Artemia nauplii* for toxicity tests—a critical analysis. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 2, n. 3-4, p. 249-255, 1978. ISSN: 0147-6513. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(78\)80003-7](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(78)80003-7)>. Acesso em: 17 mar. 2017.

TRAN, N. H. et al. Sorption and biodegradation of artificial sweeteners in activated sludge processes. **Bioresource technology**, v. 197, p. 329-338, 2015. ISSN: 0960-8524. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.091>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluation – Phase I. Toxicity Characterization Procedures**. USEPA, Duluth, MN, 1988.

VALERO, M. A. C.; MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science & Technology**, v. 55, n. 11, p. 87-92, 2007. ISSN: 0273-1223. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.349>>. Acesso em: 11 jan. 2016.

VANHAECKE, P. et al. Proposal for a short-term toxicity test with *Artemia nauplii*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 5, n. 3, p. 382-387, 1981. ISSN: 0147-6513. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0147-6513\(81\)90012-9](https://doi.org/10.1016/0147-6513(81)90012-9)>. Acesso em: 17 mar. 2017.

VEERESH, M. et al. Dynamics of industrial waste stabilization pond treatment process. **Environmental monitoring and assessment**, v. 169, n. 1-4, p. 55-65, 2010. ISSN: 0167-

6369. Disponível em: <[http://dx.doi.org/ 10.1007/s10661-009-1150-z](http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-1150-z)>. Acesso em: 11 jan. 2016.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. IWA publishing, 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias–Lagoas de estabilização, v. 3. 2a Edição Ampliada. **Belo Horizonte (MG), DESA/UFMG**, 2006.

WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; HUNG, Y. T. (Ed.). **Advanced biological treatment processes**. Springer Science & Business Media, 2010.

ZHANG, J. S. et al. Influence of temperature on performance of anaerobic digestion of municipal solid waste. **Journal of Environmental Sciences**, v. 18, n. 4, p. 810-815, 2006. ISSN: 1001-0742.

ZULAIKHA, S. et al. Treatment of restaurant wastewater using ultrafiltration and nanofiltration membranes. **Journal of Water Process Engineering**, v. 2, p. 58-62, 2014. ISSN: 2214-7144. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.05.001>>. Acesso em: 07 jan. 2017.

ANEXOS

**DADOS EXPERIMENTAIS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS
E ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS**

ANEXO A: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Tabela A1 - Caracterização físico-química das amostras de efluentes coletados no Hospital Universitário Alberto Antunes (HUPAA) (P1), restaurante universitário da UFAL (RU) (P2) e do efluente final da UFAL (P3)

Ponto	Coleta	pH	DQO	DBO	AT	AV	N-NTK	N-NH ₄	P-PO ₄	S-SO ₄	ST	SST	SDT
P1 (HUPAA)	27/abr	8,34	398,03	295	317,4	161,64	NR	109,61	3,90	35,51	484	322	162
	12/mai	7,33	119,66	NR	52,9	32,33	NR	2,22	1,09	13,99	384	341	43
	02/jun	6,45	1395,43	NR	37,03	53,88	NR	4,44	3,32	20,68	1540	428	1112
	07/jul	6,37	500,71	NR	37,95	64,66	45,08	0,48	3,72	22,00	658	NR	NR
	20/jul	6,87	359,35	226	220,59	48,24	51,52	44,98	5,87	31,07	454	171	283
	10/ago	6,26	280,99	225	179,55	-	95,31	43,09	9,39	63,77	552	114	438
	24/ago	6,56	339,20	292	92,34	129,62	77,28	33,04	7,87	1,65	590	337	253
	21/set	6,36	855,81	NR	251,37	176,76	NR	35,91	9,33	2,46	1002	284	718
	31/out	5,9	1899,05	966	97,47	117,84	NR	30,88	7,10	48,69	1286	458	828
	06/dez	5,59	1041,02	NR	66,69	132,66	NR	22,26	5,86	49,24	826	480	346
P2 (RU)	27/abr	6,9	1010,46	820	116,38	43,10	NR	0,74	4,24	18,21	1028	56	972
	12/mai	6,1	3109,00	NR	84,64	226,30	NR	11,11	34,20	32,42	2840	270	2570
	02/jun	6,23	1183,33	NR	52,9	75,43	NR	11,85	3,85	46,88	2220	412	1808
	07/jul	6,13	623,64	NR	3,45	75,43	59,25	1,61	15,23	8,29	742	NR	NR
	20/jul	6,53	1451,03	934	87,21	84,42	172,59	14,28	13,34	117,71	1764	838	926
	10/ago	6,21	3978,65	1756	133,38	144,72	82,43	12,93	17,55	87,46	6354	2636	3718
	24/ago	6,36	2013,73	1769	56,43	94,27	52,81	12,21	11,92	2,48	2655	624	2031
	21/set	5,92	2451,48	NR	46,17	341,74	NR	29,45	23,85	2,46	3174	674	2500
	31/out	7,11	2493,85	NR	179,55	106,06	NR	2,87	11,13	277,33	2636	530	2106
	06/dez	7,05	1279,44	NR	159,03	96,48	NR	53,87	7,86	150,16	840	314	526
P3 (EFFLUENTE FINAL)	30/mar	6,98	289,67	222	179,86	38,09	NR	23,64	4,68	38,40	556	NR	NR
	27/abr	8,03	272,10	228	275,08	53,88	NR	64,43	4,94	20,99	424	50	374
	12/mai	6,88	224,38	NR	95,22	32,33	NR	14,81	2,39	22,54	868	87	245
	02/jun	7,98	268,13	NR	105,8	64,66	NR	13,33	4,49	164,15	868	292	576
	07/jul	6,3	262,55	NR	140,3	NR	32,20	25,76	4,55	47,08	506	NR	NR
	20/jul	6,87	583,69	305	251,37	60,30	88,87	49,27	6,11	46,15	718	260	458
	10/ago	7	228,74	NR	205,2	60,30	101,75	48,12	6,91	92,61	364	64	300
	24/ago	7,1	295,43	NR	164,16	NR	87,58	39,50	3,97	1,65	413	98	315
	21/set	7	503,01	NR	210,33	106,06	NR	55,30	7,98	2,46	618	276	342
	31/out	6,62	565,14	371	148,77	168,84	NR	35,91	4,12	61,82	518	414	104
06/dez	5,71	1696,01	1087	102,6	117,84	NR	25,14	10,97	60,18	584	268	316	

Fonte: Autora.

Legenda: NR – Não realizado

ANEXO B: RESULTADOS DAS ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

Tabela B1 - Resultados das análises microbiológicas para Coliformes Totais (CT) e *E. coli* nos pontos de amostragem

Coleta	CT			<i>E. coli</i>		
	P1 (HUPAA)	P2 (RU)	P3 (EFLUENTE FINAL)	P1 (HUPAA)	P2 (RU)	P3 (EFLUENTE FINAL)
07/jul	13200000	ND	8800000	200000	370000	1900000
20/jul	2400000	2400000	3300000	1300000	100000	700000
10/ago	5800000	30200000	5600000	1300000	195000	2700000
24/ago	64000000	21000000	69000000	1200000	660000	1400000
21/set	30800000	16800000	31700000	4100000	200000	6700000
31/out	68000000	24000000	82000000	1000000	860000	1000000
06/dez	5000000	39000000	12000000	ND	13000000	1000000

Fonte: Autora.

Legenda: ND – Não detectado para a diluição adotada

ANEXO C: RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA

Tabela C1 - Quantidade de organismos de *Artemia franciscana* expostos e mortos após 24 horas de exposição às amostras de efluente bruto e controle contendo somente água do mar para a campanha de amostragem de 23/09/2016.

Concentração	Nº de indivíduos expostos	Nº de indivíduos mortos
P1 10%	30	14
P1 40%	30	21
P1 70%	30	30
P2 10%	30	22
P2 40%	30	30
P2 70%	30	30
P3 10%	30	12
P3 40%	30	30
P3 70%	30	30
Controle	30	0

Fonte: Autora.

Tabela C2 - Quantidade de organismos de *Artemia franciscana* expostos e mortos após 24 horas de exposição às amostras de efluente bruto e controle contendo somente água do mar para a campanha de amostragem de 31/10/2016.

Concentração	Nº de indivíduos expostos	Nº de indivíduos mortos
P1 10%	29	17
P1 40%	28	28
P1 70%	29	29
P2 10%	29	18
P2 40%	30	30
P2 70%	30	30
P3 10%	29	5
P3 40%	30	29
P3 70%	30	30
Controle	29	0

Fonte: Autora.

Tabela C3 - Quantidade de organismos de *Artemia franciscana* expostos e mortos após 24 horas de exposição às amostras de efluente bruto, amostras submetidas à filtração e controle contendo somente água do mar para a campanha de amostragem de 06/12/2016.

Concentração	Amostra bruta		Amostrada filtrada	
	Nº de indivíduos expostos	Nº de indivíduos mortos	Nº de indivíduos expostos	Nº de indivíduos mortos
P1 10%	29	13	30	11
P1 40%	30	19	31	21
P1 70%	30	30	29	29
P2 10%	29	11	27	2
P2 40%	28	21	28	23
P2 70%	28	28	27	27
P3 10%	30	27	29	24
P3 40%	30	30	29	29
P3 70%	29	29	30	30
Controle	30	3	32	3

Fonte: Autora.