



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

TECNOLOGIAS LIMPAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS PARA REUSO NO SEMIÁRIDO

Humbelina Silva Siqueira Lopes

MOSSORÓ - RN
FEVEREIRO DE 2012

Humbelina Silva Siqueira Lopes
Engenheira Agrônoma

**TECNOLOGIAS LIMPAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS PARA REUSO NO SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Mestre em Ciência do solo”.

Orientador: Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista

**MOSSORÓ - RN
FEVEREIRO DE 2012**

HUMBELINA SILVA SIQUEIRA LOPES

**TECNOLOGIAS LIMPAS APLICADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS PARA REUSO NO SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Mestre em Ciência do solo”.

APROVADA EM: 24/02/2012

D. Sc. Rafael Oliveira Batista - UFERSA
Orientador

D. Sc. Luis César de Aquino Lemos Filho - UFERSA
Membro

D. Sc. Rodrigo Guimarães de Carvalho - UERN
Membro

**Ficha catalográfica preparada pelo setor de classificação e
catalogação da Biblioteca “Orlando Teixeira” da UFRSA**

L864t Lopes, Humbelina Silva Siqueira.
Tecnologias limpas aplicadas ao tratamento de águas
residuárias domésticas para reuso no semiárido. / Humbelina
Silva Siqueira Lopes. -- Mossoró, 2012.
103f.: il.

Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade
Federal Rural do Semi-Árido.

Orientador: D. Sc. Rafael Oliveira Batista.

1. Tratamento de água. 2. Água residuária. 3. Esgoto doméstico. 4.
Fertirrigação. I. Título.

CDD: 628.1

Bibliotecária: Vanessa de Oliveira Pessoa

CRB15/453

In Memoriam

*Aos meus avós, Israel Siqueira Cortez e Maria
Eliza da Silva, que me deram amor, carinho e
força nos momentos mais difíceis.*

AGRADECIMENTOS

A **Deus** por está presente em minha vida em todos os momentos, apesar das dificuldades me faz acreditar que tudo é possível.

A Universidade Federal Rural do Semi-Árido pela oportunidade de realizar o mestrado no programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo e a elaboração deste trabalho.

A Universidade Estadual do Rio Grande do Norte pela realização de análises durante o experimento.

À Tia Gilmara, por ser essa pessoa esforçada e batalhadora na qual sempre tento me espelhar. E a todos os tios e tias entre ele (a)s, Roberto, Genuína, Antônia, Augusta, Niúra, Celineide, Adélia e aos demais familiares pela força e otimismo em acreditar no meu potencial.

Aos meus pais, David Ferreira e Maria Rogilna, por terem me feito ver o caminho que estou a seguir.

Aos meus avós falecidos e pais de criação, Israel Siqueira Cortez e Maria Elisa da Silva, pelo amor e carinho, sem vocês eu não seria o que sou hoje, uma pessoa esforçada.

Aos meus amigos Lílían Grace, Matheus, Alexandro, Dayanne, Maria do Socorro, Lenilson, José Alencar, Mário, Monalisa, Jobson e demais amigos pela força e apoio moral.

Ao meu amor, Luiz Eduardo Diaz de Carvalho pelo apoio, compreensão, ilustrações finais, conselhos e principalmente por estar presente em todos os momentos. Obrigada pelo carinho e por você existir em minha vida.

Ao Professor D. Sc. Rafael Oliveira Batista pela orientação, amizade e esclarecimentos constantes.

À FINEP e CAPES pelo apoio financeiro.

Agradecer Alex, Fernanda e Glícia pelo auxílio na coleta dos dados.

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para elaboração deste trabalho, os meus sinceros votos de agradecimento. Obrigada!

*“Faça cada dia valer à pena,
Assim, torna-se menos cansativo,
Pois viver é aprender e querer é não desistir.”*

RESUMO

HUMBELINA SILVA SIQUEIRA LOPES. **Tecnologias limpas aplicadas ao tratamento de águas residuárias domésticas para reuso no semiárido.** Mossoró - RN, Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), fevereiro de 2012. 104 f. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Orientador: Professor D. Sc. Rafael Oliveira Batista.

A escassez de água e a falta de esgotamento sanitário em ambientes rurais é uma realidade do semiárido nordestino, tornando imprescindível o desenvolvimento de tecnologias de baixo custo, fácil operação e alta eficiência, além de serem ambientalmente aceitas pela sociedade. Diante do exposto, o trabalho objetivou analisar o desempenho de miniestações de tratamento de águas residuárias domésticas para reuso em regiões semiáridas do nordeste. Os experimentos foram realizados em áreas experimentais da UFERSA em Mossoró-RN, sendo o experimento I com água cinza e o experimento II com esgoto doméstico. Para avaliação do desempenho das miniestações procedeu-se com a medição de vazão e determinação das características: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), turbidez (TB), coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (CTe), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS), fósforo total (P_{total}), nitrogênio total (N_{total}), óleos e graxas (OG) e nitrato (NO_3^-). Os experimentos foram montados no Delineamento Inteiramente Casualizado com quatro repetições e quatro tratamentos (níveis de tratamento). Foi realizada a análise de variância a 1 e 5 % de probabilidade, as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Turkey à 5 % de probabilidade. Os resultados evidenciaram que o tratamento aplicado no experimento I acarretou remoções significativas das características TB, CT, CTe, DQO, DBO, ST, SS, P_{total} e OG; e mediante nível médio de $29,22 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ foi obtido remoção média de 98,82 % na população de CTe. No experimento II houveram remoções significativas de TB, CT, CTe, DQO, DBO, SS, P_{total} , NO_3^- e OG; e com radiação solar média de $27,81 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, ocorreu remoção média na população de CTe de 99,98 %. As miniestações de tratamento de águas residuárias domésticas possibilitaram ao efluente qualidade microbiológica que atende as diretrizes nacionais para fertirrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

Palavras-chave: Tratamento de água. Água residuária. Esgoto doméstico. Fertirrigação.

ABSTRACT

HUMBELINA SILVA SIQUEIRA LOPES. **Clean Technologies applied to domestic wastewater treatment for reuse in the semi-arid.** Mossoró - RN, Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), February, 2012. 104 f. Dissertation. Graduate program in Soil Science. Advisor: Professor D. Sc. Rafael Oliveira Batista.

The scarceness of water and the lack of sanitation services in rural environment is a reality of northeastern semi-arid, being indispensable the development of low cost technologies, with easy operation and high efficiency, in addition to being environmentally accepted by society. Considering that, this work intended to analyze the performance of mini-stations of domestic wastewater treatment for reuse in northeastern semi-arid regions. The experiments have been done at UFERSA's experimental areas in Mossoró – RN, experiments I with grey water, experiment II with domestic sewage. Some procedures were made to analyze the mini-stations, they were the flow measurement and the characteristic determination: hydrogen-ion potential (pH), electrical conductivity (EC), turbidity (TB), total coliforms (TC), thermotolerant coliforms (ThC), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total solids (TS), suspended solids (SS), total phosphorus ($P_{\text{-total}}$), total nitrogen ($N_{\text{-total}}$), oil and grease (OG) and nitrate (NO_3^-). The experiments were set in the Completely Randomized Design with four repetitions and four treatments (treatment levels). The analysis of variance was done to 1 and 5 % of probability, the averages were compared using Turkey's test at 5 % of probability. The results evidence that the applied treatment at experiments I caused significant removals of the characteristics TB, TC, ThC, COD, BOD, TS, SS, $P_{\text{-total}}$ and OG; and by the average level of $29.22 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ the obtained average removal was 98.82 % at ThC population. At experiments II significant removals occurred of TB, TC, ThC, COD, BOD, SS, $P_{\text{-total}}$, NO_3^- and OG; and with average solar radiation of $27.81 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, it occurred an average removal in ThC population of 99.98 %. The mini-stations of domestic wastewater treatment enable the effluent the microbiological quality that follows the national guidelines to fertigation of crops when not eaten raw.

Key-words: Water Treatment. wastewater. domestic sewage. fertigation.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CEMAS – Centro de Multiplicação de Animais Silvestres

CISAM – Conselho Intermunicipal de Saneamento Ambiental

CE – Condutividade elétrica

CT – Coliformes totais

CTe – Coliformes termotolerantes

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

N_{total} – Nitrogênio total

NO₃⁻ – Nitrato

NMP – Número mais provável

OMS – Organização mundial de saúde

pH – Potencial hidrogeniônico

PNAD – Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios

P_{total} – Fósforo total

SS – Sólidos suspensos

ST – Sólidos totais

SAC – Sistema alagado construído

TB – Turbidez

TDH – Tempo de detenção hidráulico

UFC – Unidades formadoras de colônias

UNT – Unidade nefelométrica de turbidez

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Abastecimento de água em área rural do Brasil, expresso em porcentagem (%).....	21
Tabela 2 - Características monitoradas na qualidade da água da cidade de Mossoró-RN.....	23
Tabela 3 - Dados do esgotamento sanitário em áreas rurais no Brasil, expressos em porcentagem (%).....	24
Tabela 4 - Características físico-químicas de esgoto doméstico sem tratamento.....	26
Tabela 5 - Características biológicas de esgoto doméstico sem tratamento.....	27
Tabela 6 - Concentrações das características das águas cinzas encontrados na literatura.....	28
Tabela 7 - Caracterização da granulometria dos materiais filtrantes utilizados no filtro anaeróbio e no sistema alagado construído no tratamento de água cinza.....	38
Tabela 8 - Valores integralizados de radiação global nos dias de avaliação do desempenho da miniestação de tratamento e aproveitamento de água cinza, Mossoró-RN.....	43
Tabela 9 - Valores de volume e vazão medidos na residência em experimento no sistema de água cinza.....	43
Tabela 10 - Caracterização da granulometria da brita nº 1.....	49
Tabela 11 - Valores integralizados de radiação global nos dias de avaliação do desempenho de monitoramento da miniestação de tratamento de esgoto doméstico, Mossoró-RN.....	53
Tabela 12 - Valores de volume e vazão medidos na residência em experimento no sistema de esgoto doméstico.....	53
Tabela 13 - Médias e desvio padrões das análises físico-químicas e microbiológicas da água cinza nos pontos 1 e 4 e remoção média de cada característica pelo sistema de tratamento de água cinza.....	54
Tabela 14 - Resumo da análise de variância e teste de média das características físico-químicas e microbiológicas nos pontos 1 e 4 da água cinza tratada no sistema.....	62

Tabela 15 - Médias e desvio padrões das análises físico-químicas se microbiológicas do esgoto doméstico nos pontos 1 e 4 e remoção média de cada característica pelo sistema.....	64
Tabela 16 - Resumo da análise de variância e teste de média das características físico-químicas e microbiológicas nos pontos 1 e 4 do esgoto doméstico tratado no sistema.....	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Nova delimitação do semiárido brasileiro.....	20
Figura 2 - Processo de tratamento da água captada em manancial.....	22
Figura 3 - Alagado construído de sistema híbrido.....	31
Figura 4 - Ilustração de um sistema alagado construído subsuperficial de escoamento horizontal.....	31
Figura 5 - Vista aérea da área experimental do CEMAS, Mossoró-RN.....	34
Figura 6 - Ilustração da caixa de gordura no CEMAS, Mossoró-RN.....	36
Figura 7 - Ilustração da caixa de passagem no CEMAS, Mossoró-RN.....	36
Figura 8 - Ilustração do tanque anaeróbio no CEMAS, Mossoró-RN.....	37
Figura 9 - Ilustração do filtro anaeróbio no CEMAS, Mossoró-RN.....	39
Figura 10 - Ilustração do sistema alagado construído no CEMAS, Mossoró-RN.....	39
Figura 11 - Ilustração do reator solar no CEMAS, Mossoró-RN.....	40
Figura 12 - Ilustração do sumidouro no CEMAS, Mossoró-RN.....	41
Figura 13 - Ilustração do leito de secagem no CEMAS, Mossoró-RN.....	42
Figura 14 - Vista aérea do Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.....	45
Figura 15 - Ilustração da caixa de passagem (a) e da tubulação da condução do esgoto doméstico (b) no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.....	46
Figura 16 - Ilustração do tanque séptico no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.....	47
Figura 17 - Ilustração do filtro anaeróbio no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.....	49
Figura 18 - Ilustração do reator solar no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.....	50
Figura 19 - Ilustração do sumidouro no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.....	51
Figura 20 - Variação dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de amostragem.....	55
Figura 21 - Variação dos valores de condutividade elétrica (CE) nos pontos de amostragem.....	55

Figura 22 - Remoção de turbidez (TB) da água cinza tratada pelo sistema.....	56
Figura 23 - Remoção de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTe) da água cinza tratada pelo sistema.....	57
Figura 24 - Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) da água cinza tratada pelo sistema.....	58
Figura 25 - Remoção de sólido total (ST) e sólido suspenso (SS) da água cinza tratada pelo sistema.....	59
Figura 26 - Remoção de fósforo total (P_{total}) e nitrogênio (N_{total}) da água cinza tratada pelo sistema.....	60
Figura 27 - Remoção de óleos e graxas (OG) e nitrato (NO_3^-) da água cinza tratada pelo sistema.....	61
Figura 28 - Ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento de água cinza.....	63
Figura 29 - Variação dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de amostragem.....	65
Figura 30 - Variação dos valores de condutividade elétrica (CE) nos pontos de amostragem.....	66
Figura 31 - Remoção de turbidez (TB) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.....	67
Figura 32 - Remoção de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTe) de esgoto doméstico pelo sistema.....	68
Figura 33 - Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.....	69
Figura 34 - Remoção de sólido total (ST) e sólido suspenso (SS) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.....	69
Figura 35 - Remoção de fósforo total (P_{total}) e nitrogênio (N_{total}) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.....	70
Figura 36 - Remoção de óleos e graxas (OG) e nitrato (NO_3^-) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.....	71
Figura 37 - Ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento do esgoto doméstico.....	72

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	19
2.1 A QUESTÃO DA ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	19
2.1.1 Escassez de água no semi árido brasileiro.....	19
2.1.2 Abastecimento de água.....	21
2.1.3 Qualidade da água no Rio Grande do Norte.....	22
2.2 TRATAMENTO E REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	23
2.2.1 Saneamento.....	23
2.2.2 Esgotamento sanitário.....	24
2.2.3 Caracterização de esgoto doméstico.....	25
2.2.4 Caracterização de águas cinzas.....	27
2.2.5 Reuso das águas cinzas.....	29
2.2.6 Sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas.....	30
2.2.7 Degradação ambiental à disposição de efluentes.....	32
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	34
3.1 EXPERIMENTO I - DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE AGUA CINZA EM MOSSORÓ-RN.....	34
3.1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	34
3.1.2 DESCRIÇÃO DA MINIESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA..	35
3.1.2.1 caixa de gordura.....	35
3.1.2.2 Tanque anaeróbio.....	36
3.1.2.3 Filtro anaeróbio de fluxo ascendente	37
3.1.2.4 Sistema alagado construído (SAC)	39
3.1.2.5 Reator solar	40
3.1.2.6 Sumidouro	41
3.1.2.7 Leito de secagem	41
3.1.3 COLETA DE AMOSTRAS DO EFLUENTE E CARACTERIZAÇÃO DA ANÁLISE.....	42
3.1.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ESTATÍSTICO.....	44
3.2 EXPERIMENTO II – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM MOSSORÓ-RN.....	45
3.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	45
3.2.2 DESCRIÇÃO DA MINIESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	46
3.2.2.1 Caixa de passagem.....	46
3.2.2.2 Tanque séptico.....	47
3.2.2.3 Filtro anaeróbio de fluxo ascendente	48
3.2.2.4 Reator solar	50
3.2.2.5 Sumidouro	50
3.2.3 COLETA DE AMOSTRAS DO EFLUENTE E CARACTERIZAÇÃO DA ANÁLISE.....	52
3.2.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ESTATÍSTICO.....	53

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
4.1 EXPERIMENTO I - DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ÁGUA CINZA EM MOSSORÓ-RN.....	54
4.2 EXPERIMENTO II - DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO DOMÉSTICO EM MOSSORÓ-RN.....	64
5 CONCLUSÃO.....	73
6 REFERÊNCIAS.....	74
APÊNDICE A.....	82
APÊNDICE B.....	101
ANEXO A.....	102

1 INTRODUÇÃO

A água é uma substância de vital importância para os ecossistemas e para a humanidade. Entretanto, é um dos recursos naturais mais afetados pela crescente degradação ambiental, causada, entre outros fatores, pelo crescimento populacional.

A escassez de água potável, os conflitos associados aos usos múltiplos e a cobrança pelo uso vem pressionando a tomada de decisões que envolvam o tratamento de água, esgoto e resíduos como, também, o seu reuso. Para Domingos e Oliveira (2008) a escassez de água potável, está se tornando um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola em determinados locais. O mesmo problema ocorre em regiões com recursos hídricos em abundância, mas com elevada demanda em diversos setores como indústria e agricultura, onde também há influência no desenvolvimento local e ainda degradação do meio ambiente.

Entre os mais exigidos em maior consumo de água e geradores de resíduos destaca-se a atividade agropecuária, sendo um grande problema no meio agrícola a falta de abastecimento de água potável, coleta e tratamento de esgotos como também a falta de deposição apropriada de águas residuárias. Devido à precariedade torna-se necessário o uso de tecnologias que possam amenizar a situação no meio rural. Este trabalho faz parte do projeto Desenvolvimento de Sistema Modular para Tratamento Integrado de Água e Esgoto Doméstico em Comunidades Rurais de Baixa Renda, financiado pelo FINEP e tendo envolvimento da UFERSA, UFV e UNIMONTES, onde foram construídos duas miniestações de tratamento de esgoto doméstico para fins de reuso na agricultura. A elaboração do projeto consiste em melhorias no meio rural contemplando-as com esgotamento sanitário, como, também, o tratamento de esgoto doméstico e águas cinzas em miniestações construídas no local para reuso de água.

Por definição pelo Brasil (2009), O efluente doméstico é constituído por águas de banho, urina, fezes, resto de comida, sabão e água de lavagem, sem incluir as águas de chuva, entretanto as águas cinzas são oriundas de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquinas e tanques de lavar roupas (JEFFERSON et al. 1999; ERIKSSON et al. 2002; OTTOSON; STENSTRÖM, 2003). Para alguns autores, existem grandes discussões na definição de águas cinzas, pois Nolde (1999) assim como Christova-boal; Eden e Macfarlane (1996) em suas pesquisas, não incluem como águas cinzas, o efluente proveniente de cozinhas, por considerá-lo altamente poluído, putrescível e com inúmeros compostos indesejáveis, como exemplo, óleos e gorduras.

De acordo o IBGE (2011), cerca de 18,71 % da população brasileira vivem na área rural, correspondendo a 31,8 milhões de habitantes que, em sua quase totalidade, lançam os esgotos diretamente nos rios, lagos ou mesmo no solo localizado nas proximidades das moradias. O lançamento descontrolado desses esgotos domésticos em corpos hídricos representa uma das principais causas da poluição hídrica no Brasil e no mundo (UNEP/GPA, 2006). Devido à falta de saneamento houve um aumento considerável do número de mortes e enfermidades. As doenças que mais vem afetando a população sem acesso ao saneamento são a diarreia, as verminoses intestinais e a cegueira por conjuntivite contagiosa (HUMAN DEVELOPMENT REPORT, 2006).

No mercado existem inúmeras técnicas de tratamento de águas residuárias domésticas que podem ser empregadas com sucesso, porém os custos de aquisição de equipamentos, os insumos utilizados e a elevada manutenção dos sistemas inviabilizam sua implantação no meio rural (SILVA; ROSTON, 2010).

Para o tratamento e reuso do efluente doméstico é importante considerar a sua origem, os hábitos na geração do efluente, a quantidade de efluente produzido por dia e o tipo de tratamento adequado, para fim de atender níveis recomendados pela legislações nacionais para uso agrícola de efluentes tratados. O projeto é composto por dois experimentos localizados na cidade de Mossoró-RN, onde utilizou-se a residência local no tratamento de águas cinzas e esgoto doméstico.

Na região da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, estado do Rio Grande do Norte (RN), constata-se que 27 % da população reside em áreas rurais, sendo um total de, aproximadamente, 166.678 habitantes (CARVALHO, 2011). A exploração socioeconômica, especialmente vinculada às atividades rurais, depende, entre outros fatores, das condições climáticas para se desenvolverem, sendo a componente ambiental água, um elemento central no planejamento de uso agrícola do solo.

Em termos geoambientais, observa-se que Mossoró está assentado, predominantemente, no ambiente geológico da Bacia Potiguar, com predominância de relevo plano e baixo, baixa densidade de drenagem superficial, precipitações anuais variando de 500 a 700 mm e temperaturas oscilando em média entre 21,0 °C a 36 °C (CARVALHO, 2011; IDEMA, 2012).

Várias tecnologias limpas vêm se desenvolvendo como, por exemplo, as que têm por finalidade o reuso de água e o aproveitamento agrícola de águas residuárias domésticas. Essas tecnologias consistem no tratamento de efluentes sem a utilização de produtos químicos e pós-tratamento na exposição direta pela exposição à radiação solar proporcionando remoções

consideráveis no nível populacional de microorganismos patogênicos. O seu uso vem avançando no tratamento do esgoto doméstico com a utilização de microorganismos (aeróbios e anaeróbios), plantas extratoras de elementos químicos e materiais recicláveis (resíduos da construção civil e outros).

Diante do exposto, esta pesquisa foi desenvolvida com o objetivo geral de analisar o desempenho de miniestações de tratamento de água residuária domésticas para reuso na agricultura em região semiárida do nordeste. Como objetivo específico apresenta-se: a) obter as remoções de características físico-químicas proporcionado pelas miniestações de tratamento de esgoto doméstico e água cinza; e b) analisar a redução do nível populacional de coliformes totais e termotolerantes presentes em esgoto doméstico e água cinza pela exposição direta à radiação solar em Mossoró-RN.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A QUESTÃO DA ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

2.1.1 Escassez de água no semiárido brasileiro

Os ambientes áridos existentes no globo terrestre variam muito quanto as suas formas de relevo, solo, fauna, flora e oferta hídrica. De acordo com Raya (1996), a superfície mundial semiárida oscila entre 10 a 13 % das terras do planeta e estão distribuídas em cinco continentes e 49 países, entre os quais encontra-se o Brasil.

No caso do Brasil, é no Nordeste onde há maior predominância de áreas semiáridas. Embora disponha de uma rede hidrográfica que inclui a Bacia do São Francisco e outras pequenas bacias com seus rios intermitentes, a distribuição de águas nestas áreas ocorre de forma muito irregular. Assim, o semiárido da Bacia do São Francisco apresenta uma disponibilidade hídrica de cerca de 2.000 a 10.000 m³ hab⁻¹ ano⁻¹ em rio permanente, enquanto o semiárido do nordeste setentrional, que compreende parte do estado de Pernambuco e os estados da Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará, dispõe pouco mais de 400 m³ hab⁻¹ano⁻¹ de águas. Este valor é bem inferior ao considerado como ideal pela Organização das Nações Unidas (ONU), que é de 1500 m³ hab⁻¹ano⁻¹ (BRASIL, 2011b).

Uma nova delimitação do semiárido brasileiro foi instituída em março de 2005 pelo Ministério da integração, tomando-se como base três critérios técnicos: a precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 mm; o índice de aridez de até 0,5 calculado pelo balanço hídrico que relaciona as precipitações e a evapotranspiração potencial no período entre 1961-1990; e o risco de seca maior que 60 %, tomando-se como base no período entre 1970-1990 (BRASIL, 2005c). Com esta nova delimitação, 1.135 municípios passam a fazer parte do semiárido, abrangendo uma área de 980.089,26 km², onde está inserida uma população de 21,7 milhões de pessoas, sendo que 44 % destas residem na zona rural (BRASIL, 2005d).

O semiárido nordestino tem como traço principal as frequentes secas que tanto podem ser caracterizadas pela ausência, escassez, alta variabilidade espacial e temporal das chuvas. Não é rara a sucessão de anos seguidos de seca. Geoambientalmente, além das vulnerabilidades climáticas do semiárido, grande parte dos solos encontra-se degradado e os

recursos hídricos caminham para a insuficiência ou apresentam níveis elevados de poluição (SUASSUNA, 1999).

O problema da escassez de água que afeta o semiárido nordestino torna-se mais crítico na área denominada “Polígono das Secas”, na qual o índice pluviométrico oscila de 300 a 800 mm ano⁻¹ e onde ocorre uma grande evaporação causada pela elevada média térmica (SEMIÁRIDO, 2011). De acordo com Santos (2008), as mudanças climáticas que vêm ocorrendo no planeta poderão aumentar substancialmente as secas no Nordeste brasileiro. Marengo et al. (2007) prevê ainda que na área designada como polígono das secas, as mudanças climáticas podem causar problemas mais severos, devido às fragilidades da própria região, sendo que os mais vulneráveis serão os agricultores pobres que praticam a agricultura de subsistência, o que poderá trazer mais pobreza e exclusão social nesta região.

De acordo com o Brasil (2006), o Nordeste em geral e em particular a região do semiárido, apresenta as piores condições sócioeconômicas do Brasil. As habitações nordestinas ainda se caracterizam pela inexistência de serviços de água potável e, sobretudo, de esgotamento sanitário. Na Figura 1 é possível identificar a nova delimitação do semiárido brasileiro.

Figura 1. Nova delimitação do semiárido brasileiro.



Fonte: Brasil (2005c).

2.1.2 Abastecimento de água

Segundo o Brasil (2009), as desigualdade no acesso aos serviços de água são evidentes para os habitantes da zona rural, pois a água de rede geral está disponível para menos de 28 % dos moradores do campo. Para o mesmo, no meio rural 58 % da população ainda usa água proveniente de poço ou nascente, e cerca de 39,3 % não possuem água canalizada dentro de casa. A Tabela 1 ilustra a situação da população da área rural do Brasil quanto ao fornecimento de água por tipo de abastecimento e situação do domicílio.

Tabela 1. Abastecimento de água em área rural do Brasil, expressa em porcentagem (%).

Região	Rede geral		Poço ou nascente		Outro tipo ou sem declaração
	Com	Sem	Com	Sem	
	canalização interna	canalização interna	canalização interna	canalização interna	
Norte	12,96	5,47	27,53	45,50	8,54
Nordeste	23,38	6,66	16,44	28,85	24,67
Sudeste	28,46	1,20	59,61	6,54	4,19
Sul	29,94	0,43	65,36	3,54	0,73
Centro-Oeste	15,97	1,35	68,73	12,20	1,74
Brasil	23,79	4,16	36,92	21,44	13,70

Fonte: Brasil (2009).

O abastecimento de água à população de Mossoró-RN é realizado através da exploração de poços tubulares e também do manancial da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, pertencente a Bacia Hidrográfica Rio Piranhas-Assu, onde recebe água da Adutora Jerônimo Rosado, cuja vazão é $400,00 \text{ L s}^{-1}$. O abastecimento de água à população de Apodi-RN é realizado através de poços tubulares pertencente a Bacia Hidrográfica Apodi-Mossoró. A unidade da empresa responsável pela produção e distribuição de água para consumo humano nesses dois municípios é a regional Mossoró (RIO GRANDE DO NORTE, 2011).

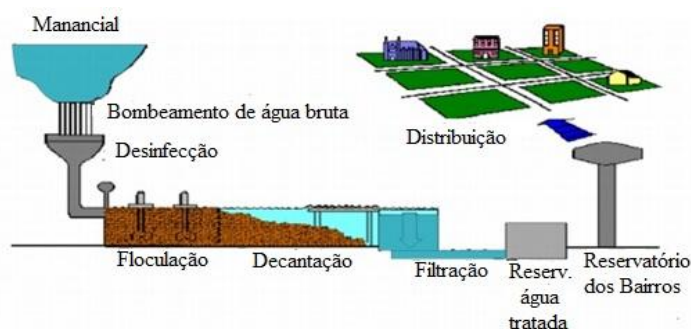
Segundo o Rio Grande do Norte (2011), um sistema de abastecimento de água é composto pelas seguintes etapas:

- Captação: pode ser superficial (rio, riancho, lagoa, barragem ou açude) ou subterrânea (poços rasos ou profundos);
- Adução: consiste no transporte da água através de tubos ou canais;

- Tratamento: objetiva remover, eliminar ou diminuir impurezas de natureza física, química ou biológica;
- Reservação: é o armazenamento da água para garantir fornecimento contínuo;
- Distribuição: encaminhamento da água tratada até os imóveis, através de tubulações.

A Figura 2 ilustra o panorama geral do processo de tratamento da água captada em manancial.

Figura 2. Processo de tratamento da água captada em manancial.



Fonte: Rio Grande do Norte (2011).

2.1.3 Qualidade da água no Rio Grande do Norte

Por meio do decreto Nº 5440/2005 são estabelecidas definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistema de abastecimento, além de serem instituídos mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano (RIO GRANDE DO NORTE, 2011).

Em cumprimento a Portaria 518/2004 (BRASIL, 2004) a qualidade da água fornecida é monitorada diariamente desde as unidades de tratamento até a entrada na residência. Sempre que as amostras coletadas apresentarem resultados fora dos limites estabelecidos pela Portaria 518/2004 (BRASIL, 2004), ações corretivas são providenciadas e novas amostras são coletadas e analisadas até que a qualidade da água seja restabelecida. As características monitoradas são: turbidez, cor, pH, coliformes totais, coliforme termotolerante, cloro e nitrato. Na Tabela 2 são observados as características monitoradas na cidade de Mossoró-RN e na Tabela 4 as características monitoradas na cidade de Apodi-RN abastecidas pela regional Mossoró (RIO GRANDE DO NORTE, 2011).

Tabela 2. Características monitoradas na qualidade da água da cidade de Mossoró-RN.

Parâmetro	Cloro residual (mg L ⁻¹)			Turbidez (UNT)			Cor Aparente (uH)			Coliformes totais		
Mês	Mínimas obrigatórias	Analizadas	Em conformidade	Mínimas obrigatórias	Analizadas	Em conformidade	Mínimas obrigatórias	Analizadas	Em conformidade	Mínimas obrigatórias	Analizadas	Em conformidade
Jan	145	121	76	46	120	110	46	121	120	145	121	115
Fev	145	112	73	46	112	102	46	111	111	145	110	106
Mar	145	151	79	46	160	159	46	159	157	145	159	152
Abr	145	122	89	46	24	120	46	124	114	145	123	116
Mai	145	153	81	46	157	49	46	157	37	145	157	149
Jun	145	128	68	46	130	130	46	130	109	145	129	122
Jul	145	150	86	46	147	144	46	150	104	145	150	141
Ago	145	166	76	46	65	158	46	165	135	145	165	147
Set	145	120	74	46	120	119	46	119	112	145	20	116
Out	145	127	102	46	128	128	46	128	128	145	128	126
Nov	145	149	108	46	149	145	46	81	81	145	144	136
Dez	145	102	63	46	92	92	46	0	0	145	101	97
Total 2010	1740	1601	975	552	1604	1556	552	1445	1308	1740	1607	1523
Padrão	0,2 a 2,0			≤ 5,0			≤ 15			Ausência em 95%		

Fonte: Rio Grande do Norte (2011).

2.2 TRATAMENTO E REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

2.2.1 Saneamento

A OMS (2006) define o saneamento como o controle de todos os fatores do meio físico do homem que exercem, ou podem exercer, efeitos nocivos sobre a saúde, incluindo as medidas que visam a prevenir e controlar doenças transmissíveis ou não. A Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece diretrizes nacionais para o saneamento; e conceitua o saneamento como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais (BRASIL, 2007).

De acordo com as estimativas da OMS (2006), mais de 4 % da taxa de mortalidade no mundo corresponde a enfermidades diarreicas, que afetam principalmente crianças, sendo que 88 % dessa taxa têm sua origem na má qualidade dos sistemas de abastecimento de água e de saneamento e em falta de higiene. Assim, sistemas de abastecimento de água, de esgotos sanitários, de coleta e destinação adequada de resíduos sólidos urbanos e das áreas rurais estão diretamente ligados à qualidade de vida da população.

Segundo o CISAM (2006), o saneamento pode ser dividido em cinco segmentos: canalização e tratamento de água para abastecimento, coleta e tratamento dos esgotos domésticos, drenagem pluvial, controle de vetores de doenças e coleta, transporte, tratamento e, ou destinação de resíduos sólidos.

2.2.2 Esgotamento sanitário

Os dados da PNAD evidenciam que 22 % da população rural residem em domicílios que ainda não têm nenhum tipo de sistema de coleta de esgoto, e 54,3 % recorrem a soluções não adequadas para o esgoto doméstico, como fossas rudimentares, valas e despejo do esgoto diretamente nos rios, lagos e mares, o que representa uma ameaça tanto à saúde da população, principalmente das crianças mais sujeitas a doenças de veiculação hídrica quanto à qualidade do meio ambiente (BRASIL, 2009). A Tabela 3 apresenta os tipos de esgotamento sanitário em áreas rurais nas cinco regiões do Brasil.

Tabela 3. Dados do esgotamento sanitário em áreas rurais no Brasil, expressos em porcentagem (%).

Região	Rede coletora	Fossa séptica	Fossa rudimentar	Vala	Direto para rios,lago ou mar	Outro tipo	Não tinham
Norte	1,79	19,21	51,91	3,93	0,91	0,00	22,26
Nordeste	2,23	12,26	40,95	6,78	0,85	0,42	36,50
Sudeste	17,89	15,84	43,97	3,89	11,72	0,85	5,84
Sul	1,86	44,94	42,53	4,78	2,28	0,21	3,40
Centro-Oeste	1,49	6,37	80,60	1,62	0,37	1,04	8,53
Brasil	5,30	18,40	45,32	5,26	3,28	0,46	21,99

Fonte: Brasil (2009).

Por outro lado, no meio urbano a situação se inverte. Em São Paulo, 86,79 % possuíam equipamentos ligados à rede geral de coleta; no Distrito Federal, 80,58 %; no Rio de Janeiro, 76,69 %; e em Minas Gerais, 76,33 % tinham equipamento sanitário ligado à rede de coleta.

O desconhecimento da importância do esgotamento sanitário para o meio ambiente e saúde pública pela população é um dos entraves para a expansão da rede de esgoto. Calcula-se que, no Rio Grande do Norte, entre 10 % e 15 % da população atendida por esgoto é resistente a fazer este tipo de ligação. A Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) vem trabalhando sistematicamente as áreas onde este tipo de problema se

apresenta e, com trabalhos de conscientização ambiental, consegue reverter à situação (RIO GRANDE DO NORTE, 2011).

Segundo o Governo do Estado do Rio Grande do Norte (2011), em Mossoró, a Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) continua com a implantação do coletor de esgotos, que está ocorrendo na parte central da cidade. A CAERN investiu R\$ 42 milhões, beneficiando 170 mil pessoas com a ampliação do sistema de esgoto de Mossoró-RN.

2.2.3 Caracterização de esgoto doméstico

O esgoto doméstico é aquele que provém principalmente, de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de instalações como banheiros, lavanderias e cozinhas. É constituído por resíduos humanos (fezes e urina) e águas produzidas nas diversas atividades diárias, como asseio corporal, preparo de alimento, lavagem de roupas e utensílios domésticos (VON SPERLING, 2005).

As caracterizações de esgotos sanitários variam em função de diversos fatores, como a contribuição per capita do poluente, o consumo per capita de água, a presença de despejos industriais e outros. Em locais com baixo consumo per capita de água, normalmente se tem esgoto bem concentrados, com valores que podem mesmo exceder aos das faixas típicas apresentadas na Tabela 4 (VON SPERLING, 2005).

Segundo Von Sperling (2005), a contribuição per capita de organismos patogênicos varia em função do nível de saúde pública da população, apresentando maiores valores nos casos de precárias condições sanitárias.

Segundo os dados do relatório do BRASIL (2008), apenas 76 % da população têm acesso ao abastecimento de água e 46,1 % ao esgotamento sanitário indicando que toda essa água esta sendo utilizada e não tem um tratamento e destinação adequada. O acesso da população rural, embora tenha crescido nos últimos anos, atinge apenas 47,3 %, já na zona urbana atinge 90,2 % das residências, seja por rede geral de esgoto ou fossa séptica.

A matéria orgânica presente no esgoto é expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) que retrata a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica, por meio de processos bioquímicos. O valor típico de DBO para esgotos domésticos urbanos em geral é de 300 mg L⁻¹ (VON SPERLING, 2005). Enquanto, a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é referente ao consumo de oxigênio em função da oxidação química

presente na matéria orgânica, está no esgoto doméstico em concentração aproximada de 600 mg L⁻¹ (VON SPERLING, 2005).

Tabela 4. Características físico-químicas de esgoto doméstico sem tratamento.

Parâmetros	Contribuição <i>Per Capita</i> (g hab ⁻¹ d ⁻¹)		Unid.	Concentração	
	Faixa	Típico		Faixa	Típico
Sólidos totais	120 – 200	180	mg L ⁻¹	700 – 1350	1100
Em suspensão	35 – 70	60	mg L ⁻¹	200 – 450	350
Fixos	7 – 14	10	mg L ⁻¹	40 – 100	80
Voláteis	25 – 60	50	mg L ⁻¹	165 – 350	320
Sedimentáveis	-	-	mg L ⁻¹	10 – 20	15
Matéria orgânica					
Determinação indireta					
DBO ₅	40 – 60	50	mg L ⁻¹	250 – 400	300
DQO	80 – 120	100	mg L ⁻¹	450 – 800	600
DBO última	60 – 90	75	mg L ⁻¹	350 – 600	450
Determinação direta					
COT	30 – 60	45	mg L ⁻¹	170 – 350	250
Nitrogênio total	6,0 – 10,0	8,0	mg L ⁻¹	35 – 60	45
Nitrogênio orgânico	2,5 – 4,0	3,5	mg L ⁻¹	15 – 25	20
Amônia	3,5 – 6,0	4,5	mg L ⁻¹	20 – 35	25
Nitrito	≅ 0	≅ 0	mg L ⁻¹	≅ 0	≅ 0
Nitrato	0,0 – 0,2	≅ 0	mg L ⁻¹	0 – 1	≅ 0
Fósforo total	0,7 – 2,5	1,0	mg L ⁻¹	4 – 15	7
Fósforo orgânico	0,2 – 1,0	0,3	mg L ⁻¹	1 – 6	2
Fósforo inorgânico	0,5 – 1,5	0,7	mg L ⁻¹	3 – 9	5
pH	-	-	-	6,7 – 8,0	7,0
Alcalinidade (CaCO ₃)	20 – 40	30	mg L ⁻¹	100 – 250	140
Cloreto	4 – 8	6	mg L ⁻¹	20 – 50	35
Óleos e graxas	10 – 30	20	mg L ⁻¹	55 – 170	110

Fonte: Von Sperling (2005).

O nitrogênio pode assumir diversas formas em esgotos domésticos, sendo um dos responsáveis pelo crescimento das algas contribuindo para o fenômeno de eutrofização. Sua forma predominante nos esgotos domésticos é o nitrogênio orgânico e o amônio. O Fósforo não apresenta problemas sanitários, mas assim como o nitrogênio é essencial para o desenvolvimento das plantas ajudando na eutrofização, é encontrado principalmente nos detergentes e fertilizantes. Verificou-se na Tabela 5 que os teores típicos de nitrogênio total

(N_{total}) e fósforo total (P_{total}) nos esgotos domésticos são de 45 e 7 mg L⁻¹ (VON SPERLING, 2005).

Von Sperling (2005) relata que os esgotos domésticos possuem uma concentração de sólidos totais (ST) de 1100 mg L⁻¹, divididos em 350 mg L⁻¹ de sólidos suspensos (SS), 700 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos (SD) e 15 mg L⁻¹ de sólidos sedimentáveis (SP).

Na Tabela 5 foi representada as características biológicas típicas de esgotos domésticos em termos de organismos patogênicos.

Tabela 5. Características biológicas de esgoto doméstico sem tratamento.

Microrganismo	Contribuição per capita	Concentração
	org hab ⁻¹ d ⁻¹	org (100 mL ⁻¹)
Bactérias totais	10 ¹² – 10 ¹³	10 ⁶ – 10 ¹⁰
Coliformes totais	10 ⁹ – 10 ¹²	10 ⁶ – 10 ⁹
Coliformes fecais	10 ⁷ – 10 ¹⁰	10 ⁴ – 10 ⁷
Estreptococos fecais	10 ⁸ – 10 ⁹	10 ⁵ – 10 ⁶
Cistos de protozoários	< 10 ⁶	< 10 ³
Ovos de helmintos	< 10 ⁶	< 10 ³
Vírus	10 ⁵ – 10 ⁷	10 ² – 10 ⁴

Fonte: Von Sperling (2005).

2.2.4 Caracterização de águas cinzas

O volume de água cinza gerada em uma residência varia de acordo com os costumes dos habitantes e localização. Estudos realizados no Brasil e no exterior afirmam que a água cinza contém elevados teores de matéria orgânica, de sulfatos, turbidez e moderada contaminação por material fecal. Alguns estudos comprovaram também a presença de compostos orgânicos biodegradáveis na sua constituição (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Mesmo não possuindo contribuições dos vasos sanitários, o conteúdo de matéria orgânica e inorgânica presente na água cinza é bastante significativo. A maior parte desta é oriunda de resíduos de alimentos, óleos e gorduras, resíduos corporais, sabão e outros. Já a matéria inorgânica provém principalmente dos produtos químicos e detergentes utilizados para limpeza. Em alguns casos específicos, as concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) podem até superar as concentrações características de esgotos domésticos concentrados (JORDÃO; PESSOA, 2005).

A principal fonte de fósforo na água cinza são os detergentes e os sabões contendo fosfatos. As concentrações de fósforo em águas cinza podem ser semelhantes ou até

superiores àquelas de esgotos domésticos com características médias, que, atingem até 10 mg L⁻¹ (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Para Jordão e Pessoa (2005), a água cinza de maneira geral apresenta turbidez e concentração de sólidos em suspensão bastante elevadas. Quando comparada com o esgoto sanitário, a água cinza misturada possui concentrações médias de sólidos suspensos semelhantes no valor de 230 mg L⁻¹.

Os compostos de enxofre encontram relação direta com a formação de odores desagradáveis onde há geração de água cinza. A formação do gás sulfídrico (H₂S) é o principal fator responsável pelos odores desagradáveis, o que ocorre naturalmente em ambientes redutores (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Embora a água cinza não possua contribuição dos vasos sanitários, de onde provém a maior parte dos microrganismos patogênicos, a presença de consideráveis densidades de coliformes termotolerantes neste tipo de água residuária é um fato. Segundo Rapoport (2004), a água cinza proveniente de cozinha é mais poluente do que as águas negras, pois apresentam altos níveis populacionais de coliformes termotolerantes (2×10^9 UFC 100 mL⁻¹). A água cinza proveniente da lavagem de roupas pode apresentar níveis populacionais que variam de 10^7 UFC 100 mL⁻¹ (primeira lavagem) até 25 UFC 100 mL⁻¹ (no caso de segunda lavagem de máquina de lavar) de coliformes termotolerantes. O nível populacional de coliformes termotolerantes pode oscilar de 10^4 a 10^6 UFC 100 mL⁻¹ (OTTOSON; STENSTRÖM, 2003). Observa-se na Tabela 6 as concentrações das características de água cinza proposta por diversos pesquisadores.

Tabela 6. Concentrações das características das águas cinzas encontrados na literatura.

Parâmetros	ÁGUA CINZA			
	Zabrocki (2005)	Eriksson et al (2002)	Jeppersen e Solley (1994)	Ledin et al (2001)
	FAIXA			
SST (mg L ⁻¹)	-	17-330	45-330	-
Turbidez (UNT)	19,7-189	14-296	22-200	14-370
DBO (mg L ⁻¹)	16,7-286,9	5-1.460	90-290	48-380
DQO (mg L ⁻¹)	-	13-8000	-	26-8000
Nitrato (mg L ⁻¹)	-	-	<0,1-0,8	0-4,9
Amônia (mg L ⁻¹)	-	-	<1,0-25,4	<0,1-25
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	-	0,6-74	2,1-31,5	1,0-42,8
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	0,51-38,4	-	0,6-27,3	0,062-57
Sulfato (mg L ⁻¹)	-	-	7,9-110	-
pH	6,7-8,5	8-10	6,6-8,7	5-10
Condutividade (dS m ⁻¹)	-	-	0,33-1,14	0,05-0,47
Dureza (mg de CaCO ₃ L ⁻¹)	-	-	15-55	18-52
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	10-10 ⁷	10 ⁴	10-10 ⁶	10 ⁴ -10 ⁸

Fonte: Departamento of Health (2002).

2.2.5 Reuso das águas cinzas

Boni (2009) denomina como reuso de água o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana para suprir as necessidades de outros benefícios, inclusive o original. A resolução do CONAMA nº 54/2005 define efluentes líquidos de agroindustriais tratados ou não como água residuária, e o reuso da água como sendo a utilização de águas residuárias (BRASIL, 2005b).

O reuso de água já vem sendo amplamente empregado na indústria, principalmente em torres de resfriamento, caldeiras, construção civil, irrigação de áreas verdes e em alguns processos industriais onde a utilização de água com menor padrão de qualidade não ocasione maiores problemas. Desta forma, o reuso de água para fins não potáveis deve ser considerado como primeira opção para reuso (HESPANHOL; MIERZWA, 2000). Segundo Repoport (2004), o reuso de água domiciliar pode ser considerado como alternativa em tempos de escassez. Porém existem riscos a serem considerados com o reuso de águas cinzas, principalmente no que diz respeito à saúde pública, uma vez que esta água não está isenta de contaminação (REPOPORT, 2004). Portanto cuidados devem ser tomados para o seu emprego e a forma de armazenamento, levando-se em consideração a sua separação da água potável e evitando a conexão cruzada (LIMA, 2010).

No caso de infiltração das águas cinzas no solo pode haver contaminação do lençol freático devido à presença de compostos xenobióticos originados nos produtos químicos utilizados nas residências (ERIKSSON et al., 2002).

Segundo Repoport (2004), o reuso de água pode ser classificado em reuso direto ou indireto. O reuso direto é aquele onde ocorre a conexão direta dos efluentes de uma estação de tratamento de esgotos a uma estação de tratamento de água e em seguida ao sistema de distribuição. O reuso indireto é a diluição do esgoto após tratamento em um corpo hídrico no qual após algum tempo de detenção é efetuada a captação seguida de tratamento adequado e posterior distribuição.

Segundo Eriksson et al. (2002), as águas cinzas podem ser utilizadas para diversos fins. Porém, o tipo de tratamento aplicado e o uso final são fatores determinantes para o sucesso do empreendimento (MAY, 2009). Mendonça (2004) apud May (2009) descreve que, para os sistemas de reuso de águas cinzas serem projetados e construídos de forma sustentável e ecoeficiente, um conjunto de fatores precisam ser atendidos, dentre eles: a aplicação,

requisitos de qualidade, tipo de tratamento, legislação e normas técnicas, instalações hidráulicas e características do efluente.

2.2.6 Sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas

Segundo Chernicharo et al. (2006), as principais tecnologias de tratamento de esgotos domésticos nas companhias de saneamento são as seguintes:

- **Tratamento preliminar:** tem por finalidade remover as partículas sólidas grosseiras (granulometrias maiores que 0,25 mm) em suspensão nos esgotos domésticos, por meio de processos físicos. O tempo de retenção hidráulica é da ordem de minutos a horas. Grades, caixas de areia para a remoção de sólidos sedimentáveis e caixas de separação de materiais insolúveis como óleos e graxas pertencem a essa classe;

- **Tratamento primário:** objetiva a redução de sólidos em suspensão com tempo de detenção maior que o dos tratamentos preliminares ou de equipamentos com precipitantes químicos (sulfato de alumínio, polímeros e outros). O tempo de retenção hidráulica é da ordem de horas. Sedimentadores, decanto-digestores, tanque séptico, flotadores e filtros pertencem a essa classe;

- **Tratamento secundário:** tem por finalidade a redução de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos muito pequenos. O tempo de retenção hidráulica é da ordem de dias. Os processos biológicos de remoção utilizados classificam-se em: aeróbio - utiliza microrganismos que necessitam continuamente de oxigênio dissolvido, no meio líquido, fornecido por aeradores mecânicos ou pela circulação dos líquidos (lagoas aeradas); e anaeróbio - utiliza microrganismos que não necessitam de oxigênio dissolvido no meio líquido, sendo utilizado em esgotos domésticos com alta carga orgânica (biodigestores, reatores de manta de lodo e lagoas anaeróbias);

- **Tratamento terciário:** objetiva a redução do nível populacional de bactérias patogênicas, bem como a remoção final da matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e outros elementos que ainda persistem nas etapas anteriores. O tempo de retenção hidráulica é da ordem de dias. De modo geral, são utilizados quando o esgoto doméstico é lançado em corpos hídricos receptores ou para a reutilização da água. Os filtros biológicos, lagoas de maturação e lagoas de aguapés pertencem a essa classe.

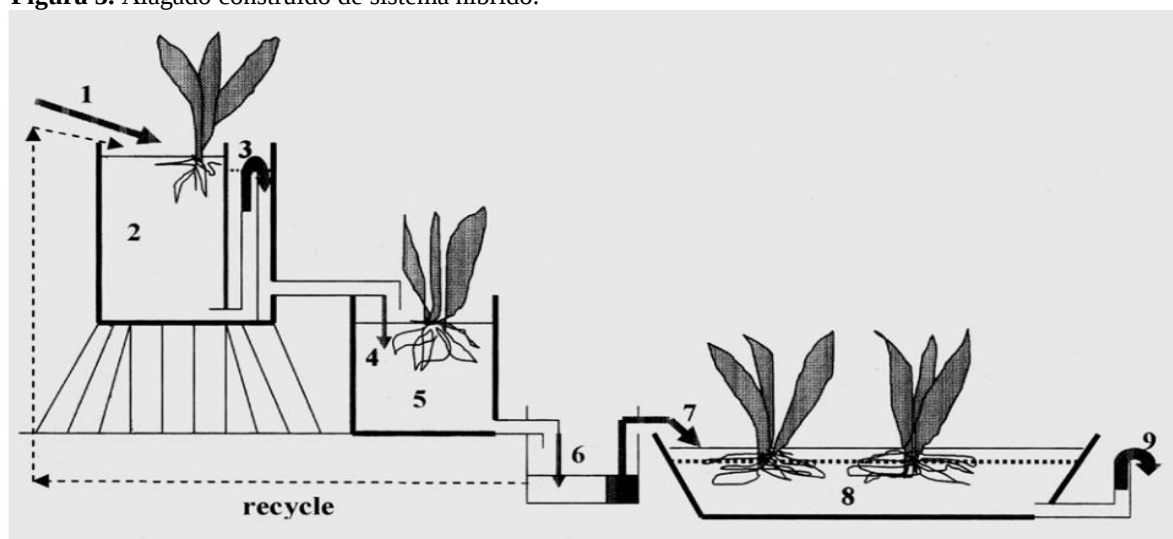
- **Secundário/terciário:** visa à remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos dissolvidos e microrganismos. O tempo de retenção hidráulica é da ordem de dias. A disposição de águas

residuárias no solo pode ser feita por infiltração-percolação, escoamento superficial, fertirrigação e sistema alagado construído.

Alagados construídos são ecossistemas artificiais com diferentes tecnologias, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos sistemas alagados naturais (SALATI, 2011).

A adoção do SACs (sistema de alagados construídos) aumenta como alternativa viável no tratamento de diversas águas residuárias, devido ao baixo custo relativo de implantação, baixa manutenção e fácil operação (SILVA; ROSTON, 2010). O alagado construído pode ser constituído em sistemas contendo escoamento horizontal superficial ou subsuperficial, escoamento vertical ou híbrido na qual este último envolve o escoamento vertical e horizontal em um único sistema (Figura 3).

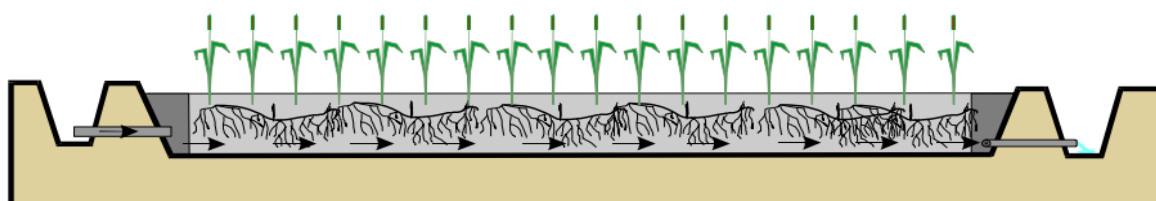
Figura 3. Alagado construído de sistema híbrido.



Fonte: Vymazal; Kröpfelová (2010). (1) Entrada (Esgoto municipal primário), (2) Alagado anaeróbico de escoamento vertical saturado; (3) Regulamentação para o nível da água no alagado (transborda para o segundo estágio); (4) Saída do primeiro alagado; (5) Alagado de escoamento vertical de dreno livre; (6) Saída do alagado de dreno livre; (7) Entrada para camada de escoamento horizontal; (8) Alagado de escoamento horizontal; e (9) Saída final.

Na Figura 4 está apresentado um sistema alagado construído subsuperficial de escoamento horizontal.

Figura 4. Ilustração de um sistema alagado construído subsuperficial de escoamento horizontal.



Fonte: Salati (2000).

Em um alagado construído de escoamento vertical subsuperficial, o esgoto é submetido ao tratamento, uma vez que passa através de um meio poroso ou substrato, como brita ou areia em diâmetro adequado, plantado com um ou mais espécies de macrófitas comum. Durante a passagem através do leito, os poluentes que são suspensos ou dissolvidos na água de alimentação são submetidos a uma variedade de características físicas, químicas e processos biológicos o que pode reduzir substancialmente suas concentrações (PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2009).

Os sistemas alagados construídos com subsuperfície de escoamento horizontal ou escoamento vertical são comuns a sua utilização para tratamentos locais de águas residuárias domésticas. Ambos removem eficientemente as concentrações de sólidos suspensos e orgânicos, entretanto a remoção de nitrogênio não é elevada. (VYMAZAL, 2007; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Sistemas de escoamento horizontal não oxidam amônia, enquanto sistemas de escoamento vertical oxidam, mas liberam alta concentração de nitrato. Os sistemas híbridos que podem resolver esses problemas não são usados com muita frequência (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Os sistemas de escoamento vertical podem reduzir concentrações elevadas de nitrato utilizando a recirculação para unidade de tratamento prévio as quais são usualmente anaeróbias.

2.2.7 Degradação ambiental à disposição de efluentes

O alvo principal nos impactos ambientais causados pela disposição inadequada de efluentes domésticos na sua grande maioria é seu lançamento em corpos hídricos, estes recebem alta carga de matéria orgânica que indiretamente resulta no consumo do oxigênio dissolvido prejudicando o processo de autodepuração, o principal responsável pelo equilíbrio no meio aquático (VON SPERLING, 2005). Com o grande consumo do oxigênio pelos microorganismos na estabilização da matéria orgânica ocorre a mortalidade de peixes e outros seres vivos ali presente, como também o assoreamento de rios, maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água, problemas estético e com o abastecimento industrial; toxidade das algas; diminuição da navegação e capacidade de transporte.

A inadequação dos serviços de saneamento básico é a principal causa de doenças e de poluição ambiental no mundo. De acordo com Human Development Report (2006), cerca de 2,6 bilhões de habitantes moram em domicílio sem rede de esgoto. No Brasil cerca de 45 milhões de pessoas não têm acesso a serviços de coleta de esgoto. Do total do esgoto

coletado, em média, apenas 30 % é tratado antes de serem lançados nos corpos hídricos receptores (HUMAN DEVELOPMENT REPORT, 2006).

Segundo Pereira, Demarchi e Budiño (2009), a degradação ambiental que afeta a qualidade das águas de rios e lagos, decorrentes do acelerado e desorganizado desenvolvimento industrial e os indicadores de abrangências da cobertura do saneamento básico do país são fatores que fornecem um quadro dramático da situação atual do país, com maior gravidade e possibilidade de colapso nas regiões metropolitanas. O excesso de fósforo e nitrogênio quando depositadas indevidamente em corpos hídricos podem acarretar problemas de eutrofização (VON SPERLING, 2005).

O Brasil (2009) apresenta as principais doenças que surgem em decorrência da falta e condições inadequadas do saneamento entre elas as mais comuns são: poliomielite, hepatite, giardíase, disenteria amebiana, diarreias por vírus, febre tifóide e paratifóide, diarreias e disenterias bacterianas (cólera), ascaridíase (lombrigas), tricuríase, ancilostomíase (amarelão), esquistossomose, filariose (elefantíase), dengue, febre amarela e malária.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 EXPERIMENTO I – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE ÁGUAS CINZAS EM MOSSORÓ-RN

3.1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento em estudo foi realizado no Centro de Multiplicação de Animais Silvestres (CEMAS) localizado na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN. Para tal, uma miniestação de tratamento e aproveitamento de água cinza foi montada no CEMAS sob as coordenadas geográficas 5°12'46''S 37°18'36''O e altitude 39 m. De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante é do tipo BSw'h', caracterizado por ser muito quente e semiárido. Os índices pluviométricos situam-se, em média, em torno dos 695,8 mm por ano e temperaturas oscilando em média entre 21,0 °C e 36,0 °C em média anual de 27,4 °C (IDEMA, 2012).

O CEMAS foi criado em 12 de setembro de 1989 através da Portaria ESAM nº 154/89, com o objetivo de fomentar pesquisas no que concerne à conservação e manutenção de espécies silvestres criadas em cativeiros, bem como criar tecnologia capaz de produzir proteína animal de baixo custo.

A Figura 5 corresponde uma imagem aérea do local onde foi montado o experimento utilizando uma residência como unidade experimental.

Figura 5. Vista aérea da área experimental do CEMAS, Mossoró-RN.



Fonte: Google Earth (2012).

Esta área apresenta um espaço físico suficiente para implantação da miniestação e a instalação hidráulica das águas cinzas na residência, sendo separada das demais. A água cinza em estudo é composta por: água do chuveiro, da pia do banheiro e cozinha e dos tanques de lavagem de roupas. A residência é habitada por duas pessoas, porém nos finais de semanas recebem visitas com frequência, o que contribuem também na produção de águas cinza.

3.1.2 DESCRIÇÃO DA MINIAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA

Os ensaios experimentais foram realizados no período de agosto a dezembro de 2010 nos quais avaliou-se o desempenho dos componentes de uma miniestação de tratamento de água cinza, descritos a seguir.

3.1.2.1 Caixa de gordura

Sua finalidade é reduzir a gordura contida na água cinza proveniente da pia da cozinha e remoção de material mais grosseiro, como restos de comida, por meio da fermentação envolvendo microrganismos. Após essa etapa o efluente é destinado ao tanque anaeróbio. No experimento utilizaram-se duas caixas de gordura com objetivo de evitar problemas de entupimento no filtro anaeróbio, que poderia ser ocasionado caso fosse utilizado apenas uma caixa de passagem. Toda semana ocorre a remoção do lodo proveniente da caixa de gordura, onde essa espuma é removida para secagem e posterior destino como alternativa na adubação orgânica ou aterro sanitário.

Este dispositivo foi construído em alvenaria com dimensões internas 0,40 x 0,50 m e 0,30 m de profundidade. O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 12 horas para um volume útil de 0,06 m³. Neste dispositivo segue também uma tampa de alvenaria para fim de redução de odores e proliferação de insetos (Figura 6).

Figura 6. Ilustração da caixa de gordura no CEMAS, Mossoró-RN.



Na primeira caixa de gordura foram adotados dois tipos de tubulações de PVC com diâmetros distintos. O diâmetro nominal de 50 mm tem a funcionalidade de conduzir os efluentes do chuveiro e pia do banheiro enquanto de diâmetro nominal de 75 mm são utilizados para os efluentes do tanque de lavagem de roupas e pia da cozinha. É possível observar uma coloração escura sendo depositada na caixa de passagem, ilustrado na Figura 7.

Figura 7. Ilustração da caixa de passagem no CEMAS, Mossoró-RN.



3.1.2.2 Tanque anaeróbio

O tanque anaeróbio foi construído de alvenaria nas dimensões internas 0,20 x 0,40 m e 0,70 m de profundidade. O tempo de detenção hidráulico (TDH) é de 24 horas. Este dispositivo foi dimensionado com finalidade de reduzir as concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio, óleos e graxas e sólidos decantáveis, como também diminuir os riscos de entupimento nas tubulações das seguintes etapas subsequentes (Figura 7).

Figura 8. Ilustração do tanque anaeróbio no CEMAS, Mossoró-RN.



3.1.2.3 Filtro anaeróbio de fluxo ascendente

Os filtros anaeróbios são reatores biológicos com fluxo através do lodo aderido e retido em um leito fixo de material inerte. Apresentam as vantagens dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo, inclusive na remoção da matéria orgânica dissolvida, porém sua desvantagem decorre ao risco de obstrução do leito (entupimento) e do volume relativamente grande devido ao espaço ocupado pelo material inerte de enchimento. Esses filtros podem ser de fluxo ascendente e descendente. O fluxo ascendente foi o selecionado para os ensaios, pois tem sido alvo de estudos e pesquisas enquanto pouco se conhece sobre os filtros anaeróbios de fluxo descendente.

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente foi constituído em fibra de vidro de 3 mm, com dimensões de 0,80 m de diâmetro por 0,90 de profundidade. É adotado de tampa circular e preenchido com camadas de brita, areia lavada e carvão ativado (Tabela 7).

Tabela 7. Caracterização da granulometria dos materiais filtrantes utilizados no filtro anaeróbio e no sistema alagado construído no tratamento de água cinza.

Material filtrante	Granulometria (mm)	Massa (g)	Percentual retido (%)
Areia lavada	4	2,3	4,6
	2,38	2,1	4,2
	1,0	10	20
	0,50	14,2	28,4
	0,25	15,3	30,6
	0,177	3,3	6,6
	0,074	2,8	5,6
Total	-	50	100
Cascalho e areia lavada	4	1,5	3
	2,38	10,2	20,4
	1,0	33,7	67,4
	0,50	2,3	4,6
	0,25	1	2
	0,177	1	2
	0,074	0,3	0,6
Total	-	50	100
Brita 1	24,5	0	0
	15,9	51,1	25,6
	9,52	133,38	66,7
	6,35	14,69	7,3
	4,76	0,5	0,3
	pó	0,33	0,2
Total	-	200,0	100,0

A distribuição dos elementos filtrantes ocorre do fundo para a superfície do filtro com as seguintes organizações: primeira camada, composta por brita 1 na espessura de 0,10 m; na segunda camada contém brita zero na espessura de 0,25 m; terceira camada constituído de carvão ativado na espessura de 0,05 m; quarta camada foi preenchida com areia grossa na espessura de 0,25 m; e quinta camada composta por brita nº 1 na espessura de 0,25 m. Foi posicionado verticalmente um tubo de PVC de 50 mm de diâmetro e comprimento de 0,70 m nas camadas filtrantes, permitindo que o sistema seja abastecido com fluxo ascendente. Para a saída do efluente foi instalado um segmento de tubo de PVC com 50 mm de diâmetro nominal (Figura 9).

Figura 9. Ilustração do filtro anaeróbio no CEMAS, Mossoró-RN.



3.1.2.4 Sistema alagado construído (SAC)

O SAC de fluxo subsuperficial para o tratamento de efluentes são tanques rasos ou canais preenchidos com meio suporte sobre o qual é adicionada vegetação adaptada ao plantio em áreas alagadas. A água cinza escoar horizontalmente pelo leito, com o nível da lâmina líquida mantida abaixo da superfície do leito, sofrendo ação de microrganismos aderidos ao meio suporte, além de ação das plantas e de processos físicos como filtração e decantação.

O SAC foi construído com alvenaria nas dimensões internas 1,30 x 0,80 m e 0,50 m de profundidade (Figura 10). O efluente proveniente do filtro anaeróbico tem destino ao sistema alagado construído através de uma tubulação de diâmetro nominal de 50 mm. Na entrada do sistema alagado construído contém um segmento de tubo de PVC diâmetro de 50 mm com perfurações para que o efluente seja distribuído de forma homogênea subsuperficial evitando-se odores e proliferações de insetos.

Figura 10. Ilustração do sistema alagado construído no CEMAS, Mossoró-RN.



Foi preenchido do fundo para a superfície nas seguintes ordens de elementos filtrantes: primeira camada composta por brita nº 1 na espessura de 0,30 m; segunda camada constituída de cascalho pequeno na espessura de 0,10 m; e a terceira camada constituída de areia lavada na espessura de 0,10 m proporcionando maior arejamento na zona radicular onde apresentou melhor desenvolvimento. Sobre a terceira camada foi plantada a gramínea capim elefante (*Pennisetum purpureum*) para remoção de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo). A espécie utilizada no experimento produz matéria prima para alimentação animal após processo de fenação.

3.1.2.5 Reator solar

O reator solar é um dispositivo utilizado como tratamento terciário na remoção de microorganismos patogênicos por meio de exposição à radiação solar.

O reator solar do experimento foi construído em fibra de vidro (3 mm) nas dimensões 1,3 m de diâmetro e 0,4 m de altura. O dispositivo tem por finalidade permitir à exposição do efluente proveniente do SAC expondo à radiação solar local e objetivando a redução do nível populacional de coliformes termotolerantes a níveis recomendados pela legislações nacionais para uso agrícola de efluentes tratados.

O efluente do sistema alagado construído passa pelo reator solar por meio da abertura de um registro de esfera. Dentro do reator solar contém uma régua que possibilita medir a lâmina desejada, no caso do experimento foi medida uma lâmina de 0,10 m e permanece neste até a redução satisfatória dos coliformes termotolerantes (Figura 11).

Figura 11. Ilustração do reator solar no CEMAS, Mossoró-RN.



3.1.2.6 Sumidouro

O sumidouro é um dispositivo utilizado no sistema de tratamento secundário e terciário. Foi utilizado um tubo de drenagem corrugada com diâmetro nominal de 75 mm, enterrado em uma vala nas dimensões 0,40 x 5,0 m e 0,50 m de profundidade, preenchidos com brita nº 1 conforme a Figura 12. A tubulação é toda perfurada permitindo que a água cinza tratada seja posteriormente infiltrada no solo.

Figura 12. Ilustração do sumidouro no CEMAS, Mossoró-RN.



3.1.2.7 Leito de secagem

Este dispositivo tem por finalidade receber todo o lodo gerado nas caixas de gordura para ser exposta à radiação solar, efetuando-se desta forma a sua secagem. O leito de secagem foi construído com concreto impermeabilizado localizado ao lado do tanque anaeróbio com dimensões de 0,95 x 1,75 m (Figura 13). A produção do lodo seco pode ser utilizada posteriormente na adubação orgânica após o seu tratamento.

Figura 13. Ilustração do leito de secagem no CEMAS, Mossoró-RN.



3.1.3 COLETA DE AMOSTRAS DO EFLUENTE E CARACTERIZAÇÃO DA ANÁLISE

No período de setembro a outubro de 2010 foram realizadas quatro amostragens de efluentes na miniestação de tratamento de água cinza da seguinte forma:

- Ponto 1: Efluente coletado à montante do filtro
- Ponto 2: Efluente coletado à jusante do filtro;
- Ponto 3: Efluente coletado à jusante do sistema alagado construído;
- Ponto 4: Efluente coletado no reator solar; e
- Medição da vazão de esgoto doméstico gerado na residência pelo método gravimétrico.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Diagnóstico Físico-Químico da Universidade Estadual do Rio Grande do Norte (UERN) avaliando-se o pH, condutividade elétrica (CE) dSm^{-1} , turbidez (TB) UNT, coliformes totais (CT) NMP 100 mL^{-1} , coliformes termotolerantes (CTe) NMP 100 mL^{-1} , Demanda Química de Oxigênio (DQO) mg L^{-1} , Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mg L^{-1} , sólidos totais (ST) mg L^{-1} , sólidos suspensos (SS) mg L^{-1} , nitrogênio total (N_{total}) mg L^{-1} , fósforo total (P_{total}) mg L^{-1} , óleos e graxas (OG) mg L^{-1} e nitrato (NO_3^-) mg L^{-1} .

Para caracterização físico-química foram coletadas amostras simples em três horários do dia (às 8:00, 11:00 e 14:00) nos pontos 1, 2, 3 e 4 resultando em amostra composta para cada ponto de coleta. Durante a coleta as amostras foram preservadas em caixas isotérmicas com gelo à uma temperatura de 4 °C e mantidas assim até a sua entrada no laboratório.

Para caracterização microbiológica dos efluentes foram coletadas amostras simples nos pontos 1 e 4 do sistema às 14:00 horas e encaminhadas para o Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) para

identificação e quantificação dos níveis populacionais de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTe). Foi necessário o preparo prévio do reator solar um dia antes da amostragem, ou seja, às 14:00 horas do dia anterior foi armazenado uma lâmina de efluente de 0,10 m para exposição à radiação solar local.

Dados de radiação foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o período experimental com o intuito de explicar as variações ocorridas no nível populacional dos coliformes totais e termotolerantes, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Valores integralizados de radiação global nos dias de avaliação do desempenho da miniestação de tratamento e aproveitamento de água cinza em Mossoró-RN.

Data	Radiação acumulada (MJ m⁻²d⁻¹)
29 a 30/09/2010	30,13
05 a 06/10/2010	29,93
12 a 13/10/2010	28,94
19 a 20/10/2010	27,90
Média	29,22

Fonte: Dados obtidos no INMET (2010).

Observa-se na Tabela 9 que o volume de água cinza produzido durante uma semana oscilou no volume de 27 a 80 L, tendo como volume médio 56 L. Enquanto a vazão variou de 1,12 a 3,33 L h⁻¹, sendo o seu valor médio de 2,33 L h⁻¹.

Tabela 9. Valores de volume e vazão medidos na residência em experimento no sistema de água cinza.

Data	Dia da semana	Volume (L)	Vazão (L h⁻¹)
28/08/2010	Sábado	66	2,75
29/08/2010	Domingo	53	2,20
30/08/2010	Segunda	80	3,33
31/08/2010	Terça	27	1,12
01/09/2010	Quarta	73	3,04
02/09/2010	Quinta	66	2,75
03/09/2010	Sexta	27	1,12
Média	-	56	2,33

3.1.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ESTATÍSTICO

O experimento foi montado no Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) com quatro repetições em tempos distintos. Os dados foram submetidos a análise de variância, utilizando-se o teste F com significância de 5 %. As médias foram comparadas empregando-se o teste de Tukey com significância de 5 % em função de trabalhar com variáveis qualitativas.

Para as características coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTe) foram obtidas médias e desvio padrão geométrico conforme segue a recomendação descrita por Von Sperling (2001). Nas análises estatísticas utilizou-se o programa computacional SAEG 9.1 (RIBEIRO; MELO, 2008).

3.2 EXPERIMENTO II – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM MOSSORÓ-RN

3.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento em estudo foi realizado no Parque Zoobotânico localizado na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN. Para tal, uma miniestação de tratamento de esgoto doméstico foi montada sob as coordenadas geográficas 5°12'27.79''S, 37°19'11.17''O e altitude 23 m. De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante é do tipo BSw'h', caracterizado por ser muito quente e semiárido. Os índices pluviométricos situam-se, em média, em torno dos 695,8 mm por ano e temperaturas oscilando em média entre 21,0 °C e 36,0 °C em média anual de 27,4 °C (IDEMA, 2012).

O Parque Zoobotânico foi criado com o objetivo de oferecer ao estudante de diversas áreas uma formação acadêmica prática, devido a exuberante macro flora. Atualmente, é utilizado apenas para projetos de pesquisas envolvendo temáticas como, por exemplo, a utilização de águas residuárias na agricultura. Na Figura 14 é representada uma vista aérea do Parque Zoobotânico, onde foi implantado o mini sistema de tratamento de esgoto doméstico utilizando-se a residência local.

Figura 14. Vista aérea do Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



Fonte: Google Earth (2012).

A residência é habitada por oito pessoas, porém nos finais de semanas são comuns visitas. O dimensionamento do sistema foi realizada para uma vazão de 800 L por dia.

3.2.2 DESCRIÇÃO DA MINIAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Os ensaios experimentais foram realizados de agosto a novembro de 2010 nos quais avaliou-se o desempenho dos componentes de uma miniestação de tratamento de esgoto doméstico descritos a seguir.

3.2.2.1 Caixa de passagem

O primeiro dispositivo do sistema possui dimensões internas 0,70 x 0,80 m e 0,50 m de profundidade (Figura 15a). Este dispositivo recebe todo afluyente proveniente da residência sendo conduzido através de uma tubulação de PVC de 100 mm para a miniestação de esgoto doméstico (Figura 15b). São cinco caixas de passagem interligadas por tudo PVC de 100 mm, sendo acoplada a primeira caixa de passagem, o respiro, uma tubulação em tubo PVC de 100 mm a uma altura de 3,0 m com finalidade de expelir gases e evitar maus odores.

Figura 15. Ilustração da caixa de passagem (a) e da tubulação da condução do esgoto doméstico bruto (b) no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



(a)



(b)

3.2.2.2 Tanque Séptico

Todo efluente proveniente do experimento é depositado no tanque séptico para o tratamento preliminar e primário, dimensionados com duas câmeras de acordo com as recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993).

A finalidade do tanque séptico foi efetuar a retenção de sólidos flutuantes e materiais graxos (escuma); decantação de sólidos sedimentáveis; alteração de características da fase líquida; deposição, acúmulo e adensamento do lodo decantado em regime de decomposição anaeróbio e digestão da escuma.

Para o dimensionamento utilizou-se o dobro da vazão média de esgoto doméstico gerado, ou seja, 800 L dia^{-1} . Considerou-se o tempo de detenção hidráulico (TDH) de 1 dia, a taxa de lodo digerido de 177 dias com uma contribuição de lodo fresco de $1 \text{ L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. O intervalo de limpeza do lodo foi dimensionado para ser efetuada a cada quatro anos e a temperatura local é acima de $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

O tanque séptico foi construído em alvenaria de tijolo e revestido com reboco impermeabilizado nas dimensões internas de $1,30 \times 2,4 \text{ m}$ e $1,00 \text{ m}$ de profundidade, conforme apresentado na Figura 16.

Figura 16. Ilustração do tanque séptico no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



Para mais detalhes, o dimensionamento foi o seguinte:

$$V = \frac{1000 + N \cdot (C \cdot T + K \cdot L_f)}{1000} \therefore V = \frac{1000 + 8 \cdot (100 \cdot 1 + 177 \cdot 1)}{1000} \therefore V = 3,22 \text{ m}^3 \quad (1)$$

Onde:

V = volume útil do tanque séptico, m^3 ;

1000 = fator de segurança;

N = número de contribuições, habitante ou unidade;

C = contribuição de despejo, $\text{L hab}^{-1} \text{d}^{-1}$ ou $\text{L unid}^{-1} \text{d}^{-1}$;

T = tempo de detenção hidráulica, d;

K = taxa de acúmulo de lodo digerido, adimensional; e

L_f = contribuição de lodo fresco, $\text{L hab}^{-1} \text{d}^{-1}$ ou $\text{L unid}^{-1} \text{d}^{-1}$.

Considerando uma profundidade útil de 1,0 m e largura interna de 1,30 m o comprimento para o tanque séptico foi da seguinte forma:

$$V = C_p \cdot L \cdot h \therefore C_p = \frac{V}{L \cdot h} \therefore C_p = \frac{3,22}{1,30 \cdot 1,0} \therefore C_p = 2,40 \text{ m} \quad (2)$$

Onde:

V = volume útil do tanque séptico, m^3 ;

C_p = comprimento interno do tanque séptico, m;

L = largura interna do tanque séptico, m; e

h = profundidade útil do tanque séptico, m.

A divisória entre as câmaras do tanque séptico foi implantada a 2/3 do seu comprimento interno, ou seja, a 1,60 m do ponto de entrada do esgoto doméstico. Para a passagem do efluente de uma câmara para outra foram construídas nove aberturas, cada uma com dimensões médias de 0,05 m de largura por 0,10 m de altura.

3.2.2.3 Filtro anaeróbio de fluxo ascendente

São reatores biológicos com fluxo através do lodo aderido e retido em um leito fixo de material inerte. Este dispositivo é um sistema primário de tratamento de esgoto doméstico que

proporciona tratamento complementar ao efluente após sua passagem pelo tanque séptico (Figura 17).

Figura 17. Ilustração do Filtro anaeróbio no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



O filtro aeróbio foi construído em alvenaria de tijolo nas dimensões internas 1,00 x 1,00 m e 1,60 m de profundidade. O filtro apresenta fundo falso de 0,40 m e 1,20 m sendo preenchido internamente com brita nº 1 (Tabela 10).

Tabela 10. Caracterização da granulometria da brita nº 1.

Material filtrante	Granulometria (mm)	Massa (g)	Percentual retido (%)
Brita 1	15,9	51,1	25,6
	9,52	133,38	66,7
	6,35	14,69	7,3
	4,76	0,5	0,3
	pó	0,33	0,2
Total	-	200,0	100,0

Para mais detalhes, o dimensionamento foi o seguinte:

$$V = \frac{1,6 \cdot N \cdot C \cdot T}{1000} \therefore V = \frac{1,6 \cdot 8 \cdot 100 \cdot 1}{1000} V = 1,28 \text{ m}^3 \quad (3)$$

$$S = \frac{V}{1,6} \therefore S = \frac{1,28}{1,6} \therefore S = 0,8 \text{ m}^2 \quad (4)$$

$$S = L^2 \therefore L = \sqrt{S} \therefore L = \sqrt{0,8} \cong 1,0 \text{ m} \quad (5)$$

Onde:

V = volume útil do filtro, m³;

N = número de unidades de contribuição ou população equivalente, habitante ou unidade;

C = contribuição de despejos, $L \text{ hab}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ou $L \text{ unid}^{-1} \text{ d}^{-1}$;

T = tempo de detenção hidráulica, d;

S = área de seção horizontal, m^2 ; e

L = lado do filtro, m.

3.2.2.4 Reator solar

Este dispositivo é utilizado como finalidade de reduzir o nível populacional dos coliformes termotolerantes, sendo uma unidade de tratamento terciário. Foi construído em alvenaria e impermeabilizado conforme as recomendações de Sanches-Roman et al. (2007). Possui dimensões 1,8 x 1,60 m e 0,40 m de profundidade (Figura 18).

Figura 18. Ilustração do reator solar no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



Em seu interior foi fixado uma régua graduada em centímetro para o monitoramento da lâmina de efluente. A lâmina utilizada foi de 0,10 m durante um período exposto à radiação solar de 12 horas. Foram instalados registros de esfera, antes e após o reator, para melhor manuseio do efluente, durante o período experimental.

3.2.2.5 Sumidouro

Este dispositivo foi dimensionado conforme as recomendações NBR 7229 (ABNT, 1993) nas quais permite o tratamento secundário e terciário do esgoto doméstico. Foi feito um

ensaio prévio de infiltração onde foi constatado que o coeficiente de infiltração do solo na área foi de $65 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Na construção do sumidouro foi escavada uma vala em formato prismático cujas dimensões apresentam 1,20 m x 10,00 m e 0,50 m de profundidade conforme a Figura 19. No sumidouro a vala foi preenchida com brita nº 1 contém um tubo perfurado de PVC diâmetro 100 mm.

Figura 19. Ilustração do sumidouro no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



Para mais detalhes, o dimensionamento é apresentado a seguir:

$$A = \frac{N.C}{Ci} \therefore A = \frac{8.100}{65} \therefore A = 12 \text{ m}^2 \quad (6)$$

$$Ci = \frac{490}{(t+2,5)} \therefore Ci = \frac{490}{(5+2,5)} \therefore Ci = 65 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1} \quad (7)$$

Onde:

A = área superficial do sumidouro, m^2 ;

N = número de unidades de contribuição ou população equivalente, habitante ou unidade;

C = contribuição de despejos, $\text{L hab}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ou $\text{L unid}^{-1} \text{ d}^{-1}$;

Ci = coeficiente de infiltração, $\text{L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; e

t = tempo gasto para rebaixamento de um centímetro de água, minutos.

3.2.3 COLETA DE AMOSTRAS DO EFLUENTE E CARACTERIZAÇÃO DA ANÁLISE

A operação da miniestação de tratamento de esgoto doméstico foi iniciada nos períodos de agosto a novembro, porém as amostragens foram iniciadas no período de 06 a 27 de outubro de 2010 da seguinte forma:

- Ponto 1: Efluente coletado à montante do tanque séptico;
- Ponto 2: Efluente coletado à jusante do tanque séptico;
- Ponto 3: Efluente coletado à jusante do filtro anaeróbio;
- Ponto 4: Efluente coletado no reator solar; e
- Medição da vazão de esgoto doméstico gerado na residência pelo método gravimétrico.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Diagnóstico Físico-Químico da Universidade Estadual do Rio Grande do Norte (UERN) avaliando-se o pH, condutividade elétrica (CE) dSm^{-1} , turbidez (TB) UNT, coliformes totais (CT) NMP 100 mL^{-1} , coliformes termotolerantes (CTe) NMP 100 mL^{-1} , Demanda Química de Oxigênio (DQO) mg L^{-1} , Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mg L^{-1} , sólidos totais (ST) mg L^{-1} , sólidos suspensos (SS) mg L^{-1} , nitrogênio total (N_{total}) mg L^{-1} , fósforo total (P_{total}) mg L^{-1} , óleos e graxas (OG) mg L^{-1} e nitrato (NO_3^-) mg L^{-1} . Para caracterização físico-química foram coletadas amostras simples em três horários do dia (às 8:00, 11:00 e 14:00) nos pontos 1, 2, 3 e 4 resultando em amostra composta para cada ponto de coleta. Durante a coleta as amostras foram preservadas em caixas isotérmicas com gelo a uma temperatura de 4 °C e mantidas assim até a sua entrada no laboratório.

Para caracterização microbiológica dos efluentes foram coletadas amostras simples nos pontos 1 e 4 do sistema às 14:00 horas e encaminhadas para o Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) para identificação e quantificação dos níveis populacionais de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTe).

Foi necessário o preparo do reator solar um dia antes da amostragem, ou seja, às 14:00 horas do dia anterior foi armazenado uma lâmina de efluente de 0,10 m para exposição à radiação solar local.

Dados de radiação foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o período experimental com o intuito de explicar as variações ocorridas no nível populacional dos coliformes totais e termotolerantes, conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11. Valores integralizados de radiação global nos dias de avaliação do desempenho da miniestação de tratamento de esgoto doméstico, Mossoró-RN.

Data	Radiação acumulada (MJ m⁻²d⁻¹)
05 a 06/10/2010	29,93
12 a 13/10/2010	28,94
19 a 20/10/2010	27,90
26 a 27/10/2010	24,45
Média	27,81

Fonte: Dados obtidos no INMET (2010).

Constatou-se na Tabela 12 que o volume de esgoto doméstico produzido durante uma semana apresentou oscilações no volume de 245,56 a 504,38 L, tendo como volume médio 383,60 L. Enquanto a vazão variou de 10,23 a 21,02 L h⁻¹, sendo o seu valor médio de 16,07 L h⁻¹.

Tabela 12. Valores de volume e vazão medidos na residência em experimento no sistema de esgoto doméstico.

Data	Dia da semana	Volume (L)	Vazão (L h⁻¹)
04/11/2010	Quinta	504,38	21,02
05/11/2010	Sexta	457,93	19,08
06/11/2010	Sábado	331,83	15,08
07/11/2010	Domingo	477,84	19,91
08/11/2010	Segunda	369,00	14,76
09/11/2010	Terça	245,56	10,23
10/11/2010	Quarta	298,65	12,44
Média	-	383,60	16,07

3.2.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ESTATÍSTICO

O experimento utilizado foi o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com quatro repetições em tempos distintos. Os dados foram submetidos a análise de variância, utilizando-se o teste F com significância de 5 %. As médias foram comparadas empregando-se o teste de Tukey com significância de 5 % em função de trabalhar com variáveis qualitativas.

Para as características coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTe) foram obtidas médias e desvio padrão geométrico conforme segue a recomendação descrita por Von Sperling (2001). Nas análises estatísticas utilizou-se o programa computacional SAEG 9.1 (RIBEIRO; MELO, 2008).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 EXPERIMENTO I – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ÁGUA CINZA EM MOSSORÓ-RN

Na Tabela 13 estão apresentados os resultados das médias e desvios padrões das análises físico-químicas e microbiológicas nos pontos de coleta 1 e 4 e a remoção média de cada característica pelo sistema.

Tabela 13. Médias e desvio padrões das análises físico-químicas e microbiológicas da água cinza nos pontos 1 e 4 e remoção média de cada característica pelo sistema.

Características	Ponto 1	Ponto 4	Remoção média (%)
pH	5,91 ± 0,85	6,95 ± 0,70	-
CE (dS m ⁻¹)	1,81± 0,33	1,70± 0,09	-
TB (UNT)	819,6± 333,84	99,35± 30,41	87,88
*CT (NMP 100 mL ⁻¹)	3,3x10 ⁵ ± 3,97	1,34x10 ⁴ ± 69,40	99,59
*CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	3,0x10 ⁴ ± 13,31	3,53x10 ² ± 10,16	98,82
DQO (mg L ⁻¹)	706,42± 71,85	210,53± 95,98	70,2
DBO (mg L ⁻¹)	380,36± 38,51	84,28± 53,35	77,84
ST (mg L ⁻¹)	1311,50± 204,03	810,75± 102,40	38,18
SS (mg L ⁻¹)	337,25± 86,92	52,75± 13,28	84,36
P _{total} (mg L ⁻¹)	19,76± 3,80	5,79± 2,59	70,69
N _{total} (mg L ⁻¹)	57,06± 19,88	29,51± 28,87	48,28
OG (mg L ⁻¹)	54,71± 8,86	6,98± 2,51	87,24
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	7,74± 3,58	3,69± 1,76	52,33

*Para coliformes, os valores referem-se à média geométrica das concentrações.

Observou-se que os valores de pH apresentaram pequenas variações no efluente coletado no ponto 4 em relação ao ponto 1.

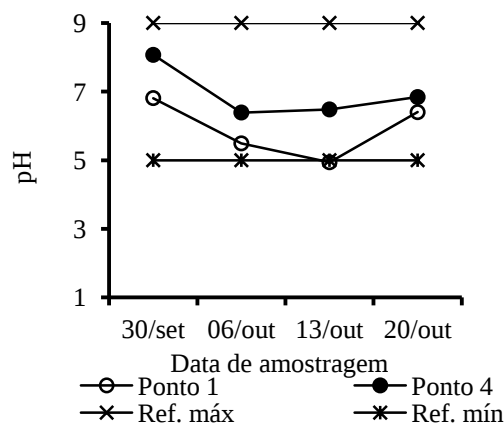
Na Figura 20 estão apresentados as variações dos valores de pH nos pontos de amostragem. Verificou-se que ao longo do período do ensaio o pH dos efluentes não apresentavam alterações consideráveis que comprometessem a operação do sistema. O valor do pH do efluente no ponto 4 encontrou-se dentro da faixa de 5 a 9 estabelecido pelo CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011a).

De acordo Zabrocki (2005), valores de pH em sistema de tratamento de água cinza oscilam de 6,7 a 8,5. Enquanto, no trabalho realizado por Eriksson et al. (2002) a faixa de pH obtido oscilou de 8 a 10.

Segundo May (2009), o pH das águas cinzas variam conforme o ponto de coleta do efluente, o pH da água de abastecimento e o uso frequente de produtos químicos, como sabão,

podem alterar o pH deixando-as mais alcalinas. Os valores do pH encontrados na saída do sistema (ponto 4) estiveram dentro dos limites máximo e mínimo estabelecido pelo CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011a).

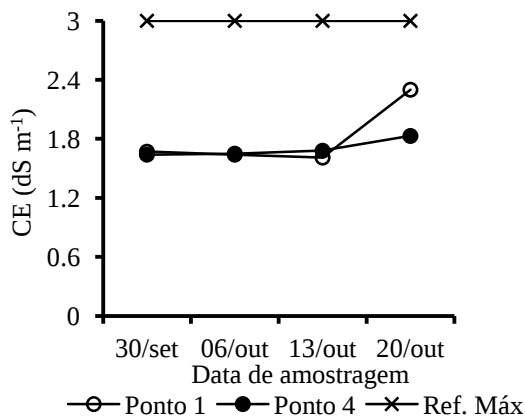
Figura 20. Variação dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de amostragem.



Nos valores da condutividade elétrica (CE) ocorreram pequenas variações no efluente coletado no ponto 4 em relação ao ponto 1, encontrando-se valores inferiores a 3 dS m^{-1} , conforme estabelecido na portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002).

Na Figura 21 estão apresentadas as variações dos valores da CE nos pontos de amostragem do sistema. Notou-se que, ao longo do período experimental ocorreram pequenas oscilações entre $1,61$ a $2,3 \text{ dS m}^{-1}$ na entrada do sistema (ponto 1) e $1,64$ a $1,83 \text{ dS m}^{-1}$ na saída do sistema (ponto 4), demonstrando que não houveram problemas operacionais e que as variações durante os pontos de amostragens estiveram abaixo do limite máximo estabelecido pela portaria nº 154/02 (CEARÁ, 2002).

Figura 21. Variação dos valores de condutividade elétrica (CE) nos pontos de amostragem.



O valor encontrado na saída do sistema foi superior aos valores avaliados por Ledin; Eriksson e Henze (2001), onde a faixa compreendida para CE esteve entre $0,05$ a $0,47 \text{ dS m}^{-1}$.

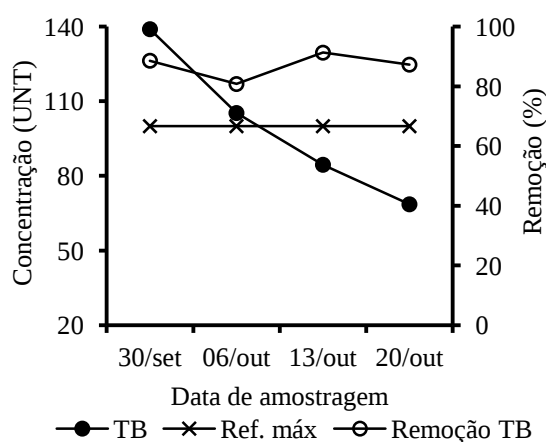
Peters et al. (2006) Caracterizaram águas cinzas para reuso doméstico e encontraram valor médio de $0,5 \text{ dS m}^{-1}$ para CE.

No presente trabalho a concentração de CE difere das concentrações encontradas na literatura, mostrando que é possível encontrar concentrações maiores para efluente de águas cinzas tratada, devido às condições semiáridas tais como a presença da salinidade, precipitação baixa e evapotranspiração elevada.

Observou-se que a concentração média da turbidez (TB) no ponto 1 foi de 819,6 UNT, após a passagem do efluente pelo sistema, reduziu para 99,35 UNT no ponto 4.

Na Figura 22, evidenciou-se que durante o período experimental houveram oscilações nos valores da remoção da turbidez. Notou-se, ainda, que o ponto máximo de remoção pelo sistema foi 91,3 % (13/out) e passou para 87,9 % (20/out). A concentração da TB na saída do sistema diminuiu durante todo o período experimental, porém encontrou-se abaixo do limite máximo (100 UNT) estabelecido pelo CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011a) nas amostragens em 13/out e 20/out.

Figura 22. Remoção de turbidez (TB) da água cinza tratada pelo sistema.



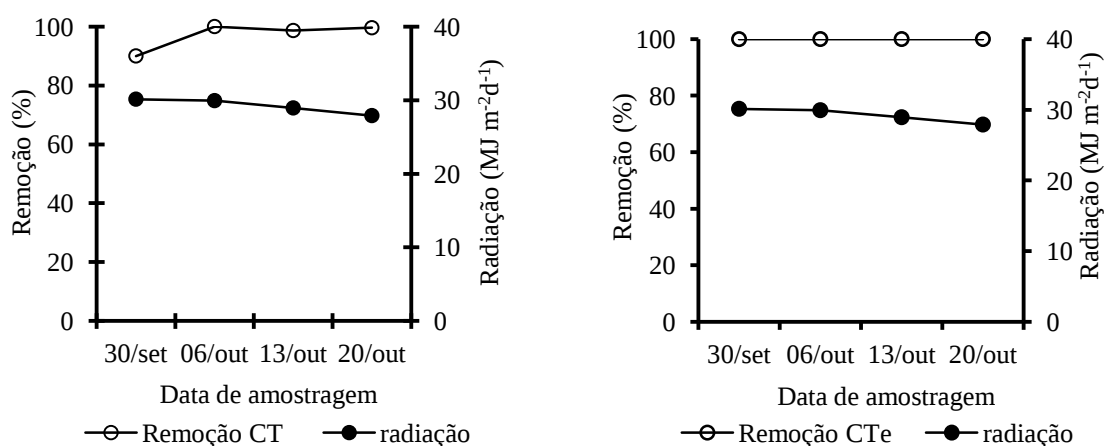
Na saída do sistema (ponto 4) apresentou-se uma concentração superior a May (2009), este avaliando a caracterização, tratamento e reuso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações, encontrou uma concentração média de 36 UNT. Porém, foi inferior a 166 UNT quando comparado com Bazzarella (2005). Para Borges (2003) a concentração da TB em efluentes de águas cinzas está na faixa de 2,0 a 189 UNT. Entretanto, Fioni, Fernandes e Pizzo (2004) pesquisando a caracterização das águas cinzas num complexo esportivo universitário na cidade de Passo Fundo em Porto Alegre-RS, encontraram concentrações de TB, coletados em caixa sifonada em apartamento com crianças, de 340 UNT, apartamento com animais 373 UNT e apartamento sem crianças e animais 297 UNT. Portanto, a

concentração da TB no ponto 4 do experimento foi inferior a de vários autores, exceto o resultado encontrado por May (2009). O referido autor avaliando comparações entre as pesquisas no Brasil e em outros países em relação às concentrações de TB provenientes de águas cinzas, constatou-se que para ambos estudos foram considerados concentrações de TB elevada. A eficiência foi obtida após adquirir uma remoção média de 87,88 %.

Observou-se que nível populacional médio da concentração de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTe) no ponto 1 foi de $3,3 \times 10^5$ NMP 100 mL⁻¹ e $3,0 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹, respectivamente. Entretanto, no ponto 4 após o tratamento do efluente no reator solar, houve redução para $1,34 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹ e $3,53 \times 10^2$ NMP 100 mL⁻¹ obtendo-se remoção média de 99,59 % e 98,82 %, respectivamente. Na pesquisa avaliada por May (2009), o nível populacional médio em águas cinzas na saída do biodisco foram de $4,3 \times 10^3$ UFC 100 mL⁻¹ e $3,0 \times 10^3$ UFC 100 mL⁻¹ para CT e CTe ao efetuar o pós-tratamento por desinfecção, a concentração de ambos passaram a ser menor que 2 UFC 100 mL⁻¹.

Na Figura 23 estão apresentados a variação da remoção de CT e CTe nos pontos de amostragem do sistema. Notou-se bom desempenho na remoção de CT em 06/out, porém no final da amostragem obteve 99,58 % para CT e 98,53 % para CTe mediante exposição à radiação solar oscilando entre 28,94 a 30,13 MJ m⁻²d⁻¹. A remoção de CT do experimento foi superior a remoção obtida por May (2009) e Bazzarella (2005), onde ambos encontraram 97,8 % e 99,0 %, respectivamente.

Figura 23. Remoção de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTe) da água cinza tratada pelo sistema.



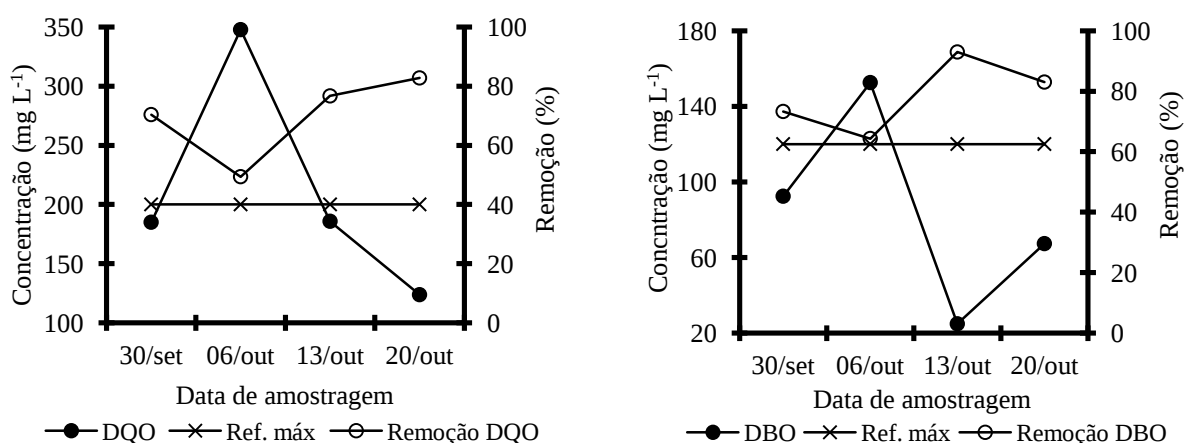
O mecanismo de redução de coliformes totais e termotolerantes ocorrem devido à combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. Os fatores físicos incluem: mecanismo de filtração através da densidade das plantas, fixação de biofilme no substrato e nas plantas e sedimentação propriamente dita. Já os fatores químicos envolvem oxidação, efeito biocida resultante do material excretado por algumas plantas e adsorção da matéria orgânica.

Finalmente, o mecanismo biológico, segundo Rivera et al. (1995), inclui produção e efusão de substâncias químicas no ambiente que impedem o desenvolvimento de outros organismos (antibiose), predação por nematóides e parasitas, ataque por bactérias e morte natural.

As concentrações médias de DQO e DBO no ponto 1 foram de 706,42 mg L⁻¹ e 380,36 mg L⁻¹, após a saída do efluente no ponto 4 essas concentrações passaram para 210,53 mg L⁻¹ e 84,28 mg L⁻¹, respectivamente. As médias das concentrações encontradas no ponto 4 foram inferiores as descritas por May (2009). O referido autor afirma que, a mistura dos efluentes de águas cinzas resultaram em concentrações elevadas de 282 mg L⁻¹ (DQO) e 113 mg L⁻¹ (DBO). Já Philippe et al. (2005) avaliando o reuso de águas cinzas e pluvial em uma unidade residencial encontraram resultados menores como 77,3 mg L⁻¹ (DQO) e 8,8 mg L⁻¹ (DBO).

Verificou-se na Figura 24 que a remoção máxima do sistema para DQO foi de 82,77 % (20/out) e DBO 92,94 % (13/out). No tratamento pelo sistema a concentração de DQO em 06/out esteve acima do limite máximo (200 mg L⁻¹) para lançamento direto de efluente tratado em corpo hídrico receptor (CEARÁ, 2002) como também a concentração de DBO acima de 120 mg L⁻¹ estabelecido pelo CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011a). Estudos realizados por Bazzarella (2005) com águas cinzas indicaram concentrações elevadas de DQO (857 mg L⁻¹) e DBO (571 mg L⁻¹). A elevada concentração de DQO indica produção constante de efluentes proveniente de produtos químicos, evidente que, são originadas de tanque de lavagem (principalmente da primeira lavagem), da pia da cozinha e do chuveiro

Figura 24. Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) da água cinza tratada pelo sistema.

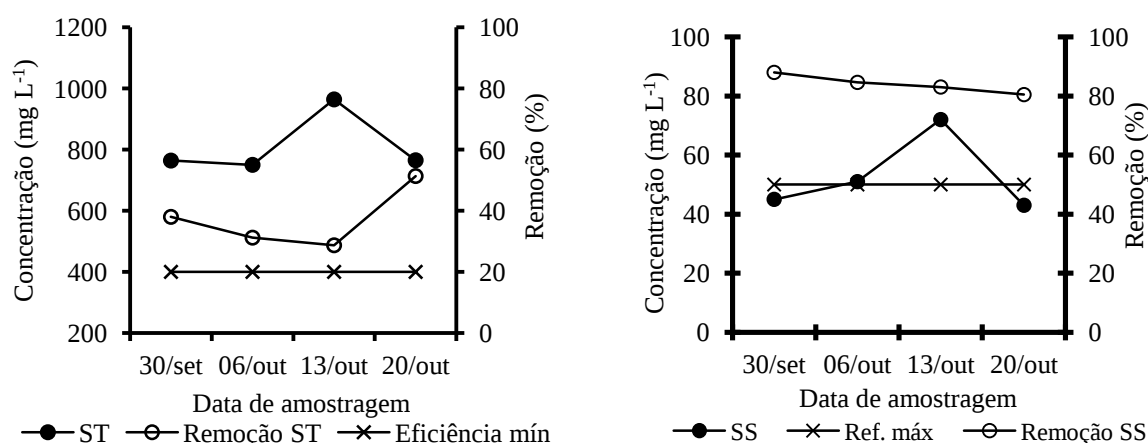


Nos resultados de DQO e DBO foi obtida uma remoção média de 70,2 % e 77,84 %, respectivamente. Entretanto, observou-se que o sistema removeu ambas as características de forma satisfatória.

A concentração média para sólido total (ST) foi $1.311,50 \text{ mg L}^{-1}$ e sólido suspenso (SS) de $337,25 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto 1, após o tratamento no reator solar (ponto 4), essas concentrações foram reduzidas para $810,75 \text{ mg L}^{-1}$ e $52,75 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Conforme a Figura 25, verificou-se na última semana de amostragem (20/out) um aumento de 51,34 % na remoção de ST pelo sistema, durante o período experimental a remoção encontrou-se acima da eficiência mínima (20 %) estabelecido pelo CONAMA nº430/2011 (BRASIL, 2011a), entretanto na remoção do SS houve um decréscimo ao longo do período experimental. As concentrações de SS em 06/out e 13/out estiveram acima do limite nos padrões estabelecido pela Portaria nº154 do Estado do Ceará, sendo o limite máximo para lançamento de efluentes tratados em corpo hídrico de 50 mg L^{-1} (CEARÁ, 2002).

Figura 25. Remoção de sólido total (ST) e sólido suspenso (SS) da água cinza tratada pelo sistema.



Estudos realizados por Peters et al. (2006), comprovaram que as águas cinzas de uma residência com três pessoas, após o tratamento, destinava a uma caixa de mistura contendo efluente do lavatório, chuveiro e tanque de lavar roupa, nesta mistura continha também água pluvial. Para o autor, os sólidos suspensos que na água cinza bruta apresentava concentração média de $167,2 \text{ mg L}^{-1}$, na mistura a concentração foi reduzida para $5,2 \text{ mg L}^{-1}$. Estudos realizados por Eriksson et al. (2002) indicaram faixas de sólidos suspensos em águas cinzas tratadas de 17 a 330 mg L^{-1} . Fiori, Fernandes e Pizzo (2006) avaliaram a qualitativa e quantitativamente o uso de águas cinzas em edificações, verificaram nas amostras coletadas em apartamentos com crianças, com animais e sem crianças e animais concentrações de SS de $182,67 \text{ mg L}^{-1}$, $122,67 \text{ mg L}^{-1}$, $152,67 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

As concentrações avaliadas no experimento estiveram abaixo dos valores encontradas na literatura, exceto por Peters et al. (2006), pois neste continha mistura de água proveniente

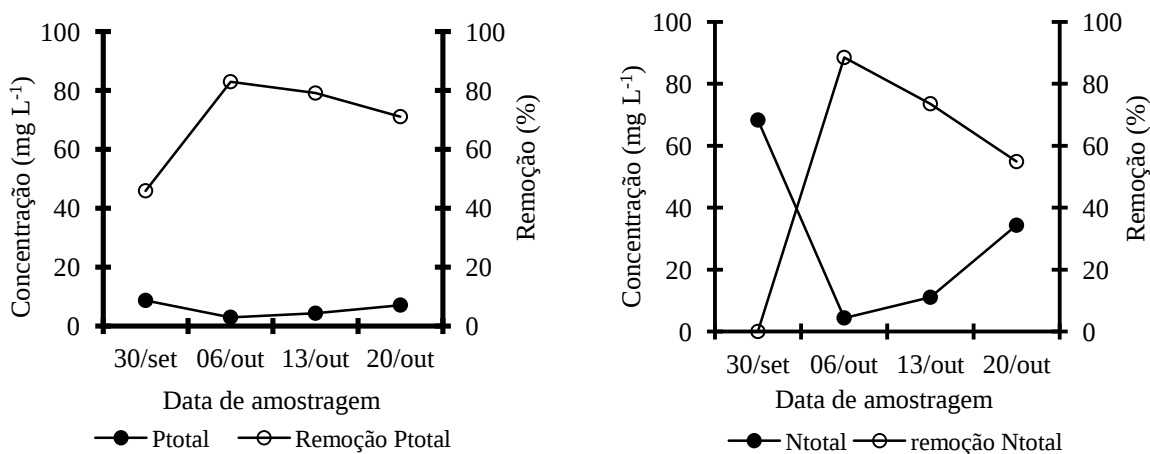
da chuva, o que resultou em SS menor do que o resultado apresentado no experimento. As remoções médias de ST e SS foram de 38,18 % e 84,36 %, respectivamente.

As concentrações médias de fósforo total (P_{total}) e nitrogênio total (N_{total}) na entrada do sistema foram de $19,76 \text{ mg L}^{-1}$ e $57,06 \text{ mg L}^{-1}$, após tratamento na saída do sistema essas concentrações foram reduzidas para $5,79 \text{ mg L}^{-1}$ e $29,51 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Conforme a Figura 26 observou-se remoção máxima de 82,98 % (P_{total}) em 06/out no sistema de água cinza tratada, em seguida houve um decréscimo na remoção, ao longo do experimento para ambos constituintes. As concentrações de P_{total} mantiveram baixas durante o período experimental, porém encontraram-se acima do limite máximo de P_{total} para qualidade de águas salinas classe 2 ($0,093 \text{ mg L}^{-1}$) estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a), devido a concentração muito baixa tornou-se desnecessário representação gráfica.

O aumento na remoção de N_{total} (06/out) seguida de decréscimo estaria relacionado ao sistema alagado construído cultivado com capim elevente, onde as plantas tendem a exigir mais nitrogênio no início do ciclo para o desenvolvimento da biomassa, diminuindo as exigências à medida que vão se tornando mais velhas. O mesmo pode ser observado o aumento na concentração de N_{total} no início da amostragem (30/set) seguido de decréscimo acentuado ocasionado pela remoção de 88,5 % na amostragem 06/out.

Figura 26. Remoção de fósforo total (F_{total}) e nitrogênio (N_{total}) da água cinza tratada pelo sistema.



A concentração média de fósforo total (P_{total}) do experimento foi superior a concentração de P_{total} descrita por May (2009), com água cinza tratada em biodisco, resultando em uma concentração média de $4,2 \text{ mg L}^{-1}$. Porém para Rapoport (2004) as concentrações de fósforo total e fosfato são provenientes de detergentes que levam fósforo como constituinte. Para o referido autor as concentrações de fósforo variam de 0,35 a 6 mg L^{-1} .

¹. No trabalho realizado por Santos et al. (2003) a concentração de fósforo total foi 6,24 mg L⁻¹.

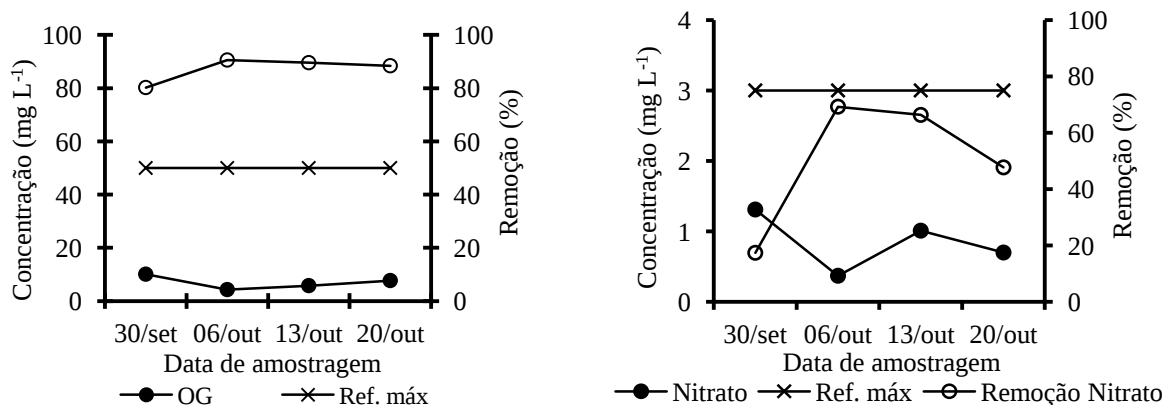
De acordo com o resultado do experimento, a concentração média de P_{total} foi inferior aos valores encontrados na literatura, exceto quando comparado com os obtidos por May (2009) e superior ao limite estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a), obtendo-se uma eficiência média de remoção média 70,69 %.

Na pesquisa realizada por Lendi, Eriksson e Henze (2001), a concentração de nitrogênio total nas águas cinzas oscilaram de 0,6 a 74 mg L⁻¹, para o experimento a concentração média de N_{total} esteve dentro dos limites estabelecido pelo autor. Notou-se uma remoção média de 48,28 % na característica N_{total}, quando comparado com estudo realizado por May (2009), essa remoção média foi inferior a 63,2 % obtido no efluente de biodisco. Grey e Becker (2002) ressaltaram que as águas cinzas em uma residência contribuem em geral, com apenas 7,7 % da carga de nitrogênio total e 12,4 % da carga de fósforo.

Observou-se na entrada do sistema, concentração média de óleos e graxas de 54,71 mg L⁻¹, após a saída do efluente no ponto 4, a concentração foi reduzida para 6,98 mg L⁻¹.

Na Figura 27 nota-se pequena oscilação, ao longo do período experimental, obtendo-se no final da amostragem (20/out) 88,42 % remoção pelo sistema e 87,24 % na remoção média. As concentrações durante o período experimental encontraram-se abaixo de 50 mg L⁻¹, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a).

Figura 27. Remoção de óleos e graxos (OG) e nitrato (NO₃⁻) da água cinza tratada pelo sistema.



A concentração média do nitrato encontrou-se dentro da faixa de 0 a 4,9 mg L⁻¹ estabelecido por Ledin, Eriksson e Henze (2001), apresentando concentração média na saída do sistema de 3,69 mg L⁻¹ e remoção média de 52,33 %. Observou-se, também, que as concentrações do nitrato durante o período experimental estiveram abaixo do limite

estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 para a qualidade de águas salinas (BRASIL, 2005a), confirmando bom desempenho do sistema e segurança na qualidade do efluente.

A concentração média de OG na saída do sistema foi inferior a $24,3 \text{ mg L}^{-1}$ quando comparado com água cinza tratada na saída do biodisco descrito por May (2009). Para o autor, as principais fontes de óleos e graxas nas águas cinzas são os óleos e gorduras utilizados no preparo de alimentos, quando são misturadas águas provenientes da pia da cozinha, resíduos presentes no corpo e nas roupas, oriundos da transpiração humana. Fiori Fernandes e Pizzo (2006) obtiveram concentrações de OG em amostras dos residenciais com criança, com animais e sem crianças e animais valores de $16,90 \text{ mg L}^{-1}$, $13,53 \text{ mg L}^{-1}$ e $17,93 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

As concentrações de TB, DQO, DBO, ST, SS, P_{total} , N_{total} , OG e NO_3^- foram reduzidos quando comparados com afluente bruto (ponto 1) e efluente tratado no reator solar (ponto 4), evidenciando que o sistema de tratamento experimental de águas cinzas teve um bom desempenho na redução de material orgânico e nutrientes.

Na Tabela 14 constatou-se que as variáveis TB, CT, CTe, DQO, DBO, ST, SS, P_{total} e OG foram significativos ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste F. Enquanto, as variáveis pH, CE, N_{total} e NO_3^- não apresentaram efeitos significativos ao nível de 5 % de probabilidade pelo teste F. Com os pontos de amostragem P_1 e P_4 são variáveis qualitativas, utilizou-se o teste de Tukey para comparação das médias. As variáveis TB, CT, CTe, DQO, DBO, ST, SS, P_{total} e OG apresentaram diferença estatística ao nível de 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey quando os pontos P_1 e P_4 são comparados.

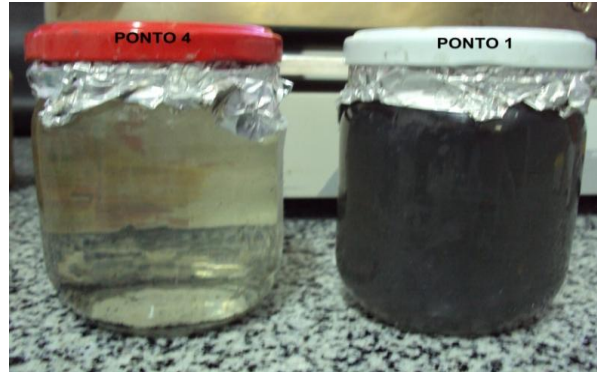
Tabela 14. Resumo da análise de variância e teste de média das características físico-químicas e microbiológicas nos pontos 1 e 4 da água cinza tratada no sistema.

Características	F	Amostragem	
		Ponto 1	Ponto 4
pH	1,77 ^{ns}	5,95	6,94
CE (dS m^{-1})	1,30 ^{ns}	1,81	1,70
TB (UNT)	12,58**	819,60a	99,35b
CT ($\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$)	3,90**	$6,0 \times 10^6 \text{a}$	$2,9 \times 10^5 \text{a}$
CTe ($\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$)	65,49**	$9,8 \times 10^4 \text{a}$	$8,57 \times 10^2 \text{b}$
DQO (mg L^{-1})	68,43**	706,42a	210,53b
DBO ₅ (mg L^{-1})	81,48**	380,61a	84,28b
ST (mg L^{-1})	9,23**	1311,50a	810,75b
SS (mg L^{-1})	27,11**	337,25a	52,75b
P_{total} (mg L^{-1})	36,98**	19,76a	5,79b
N_{total} (mg L^{-1})	2,47 ^{ns}	57,05	29,51
OG (mg L^{-1})	100,42**	54,71a	6,98b
NO_3^- (mg L^{-1})	4,13 ^{ns}	7,74	3,69

Médias seguidas pela mesma letra nas linhas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ** significativo a 1 % de probabilidade pelo teste F; ns não significativo a 5 % de probabilidade pelo teste F.

Na Figura 28 está a ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento de água cinza. Constatou-se que, visualmente o sistema proporcionou elevadas remoções de sólidos totais e suspensos e turbidez na água cinza tratada.

Figura 28. Ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento de água cinza.



4.2 EXPERIMENTO II – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO DOMÉSTICO EM MOSSORÓ-RN

Na Tabela 15 estão apresentados os resultados das médias e desvio padrões das análises físico-químicas e microbiológicas nos pontos de coleta 1 e 4 e a remoção média de cada característica pelo sistema.

Tabela 15. Médias e desvio padrões das análises físico-químicas e microbiológicas do esgoto doméstico nos pontos 1 e 4 e remoção média de cada característica pelo sistema.

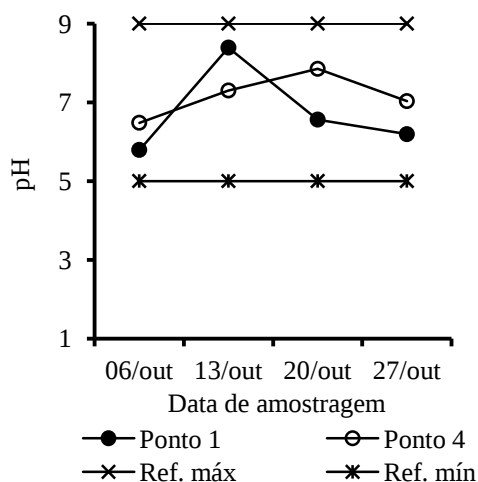
Características	Ponto 1	Ponto 4	Remoção média (%)
pH	6,73 ± 1,15	7,17 ± 0,57	-
CE (dS m ⁻¹)	1,16 ± 0,18	1,05 ± 0,10	-
TB (UNT)	454,53 ± 232,31	57,81 ± 40,34	87,28
*CT (NMP 100 mL ⁻¹)	6,1x10 ⁸ ± 18,12	8,5x10 ³ ± 5,23	99,99
*CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	6,1x10 ⁶ ± 18,12	1,7x10 ³ ± 4,68	99,98
DQO (mg L ⁻¹)	459,31 ± 46,31	107,13 ± 30,01	76,68
DBO (mg L ⁻¹)	248,69 ± 92,70	66,91 ± 34,53	73,09
ST (mg L ⁻¹)	852,25 ± 136,62	657 ± 94,74	22,91
SS (mg L ⁻¹)	235,75 ± 75,51	45,4 ± 25,00	80,74
P _{total} (mg L ⁻¹)	15,96 ± 9,46	2,98 ± 0,52	81,33
N _{total} (mg L ⁻¹)	39,75 ± 21,49	16,4 ± 11,67	58,74
OG (mg L ⁻¹)	65,06 ± 20,78	6,8 ± 3,71	89,55
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	6,67 ± 1,49	3,24 ± 0,88	51,42

*Para coliformes, os valores referem-se à média geométrica das concentrações.

Notou-se que os valores de pH e CE apresentaram pequenas variações no efluente coletado no ponto 4 em relação ao ponto 1. Os valores de pH encontraram-se dentro da faixa de 5 a 9 estabelecido pelo CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011a). Na entrada do sistema observou-se pH 6,73, após a saída do efluente no ponto 4 o pH chegou a neutralidade atingindo 7,17.

Na Figura 29 estão apresentados as variações dos valores de pH nos pontos de amostragem. Verificou-se que, ao longo do período do ensaio, o pH dos efluentes não apresentavam alterações consideráveis que comprometessem a operação do sistema, encontrando-se dentro da faixa limite permitido pelo CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011a).

Figura 29. Variação dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de amostragem.



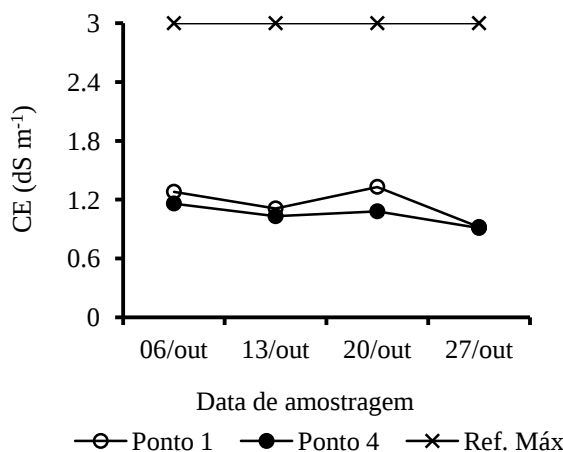
A faixa de pH adequado à irrigação está entre 6,5 e 8,4, isto é, efluentes de sistemas biológicos de tratamento de esgotos fora dessa faixa podem causar desequilíbrios nutricionais à planta (AYERS; WESTCOT, 1991). Sousa et al. (2005) avaliando o tratamento de esgoto doméstico para uso na agricultura do semiárido nordestino, encontrou resultados de pH pré-tratados em reator UASB e pós-tratamento por leito de brita, sistema alagado construído e lagoas de polimento, 7,51; 7,41 e 8,82, respectivamente. Segundo Brasil et al. (2005), efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de esgoto doméstico, apresentaram valores de pH próximo a neutralidade com variação de 6,64 a 7,49 e média de $7,12 \pm 0,22$.

O pH do experimento, após sofrer tratamento no reator solar, encontrou-se média semelhante ao realizado por Brasil et al. (2005). O pH no ponto 4 esteve muito próximo ao considerado ideal para a ocorrência da digestão anaeróbia (na faixa de 6,8 a 7,2) descrito por Valentim (2003), principal processo de degradação biológica nos sistemas alagado construídos. Os valores do pH encontrados na saída do sistema (ponto 4) estiveram dentro dos limites estudados na literatura.

A condutividade elétrica (CE) no ponto 1 foi $1,16 \text{ dS m}^{-1}$, enquanto no reator solar (ponto 4) a CE foi reduzida para $1,05 \text{ dS m}^{-1}$.

Na Figura 30 estão apresentados as variações dos valores da CE nos pontos de amostragem do sistema. Notou-se que, ao longo do período experimental, ocorreram pequenas oscilações nos valores de CE, demonstrando que não houve problemas operacionais. Entretanto, os valores de CE estiveram abaixo de 3 dSm^{-1} , conforme estabelecido na portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002).

Figura 30. Variação dos valores de condutividade elétrica (CE) nos pontos de amostragem

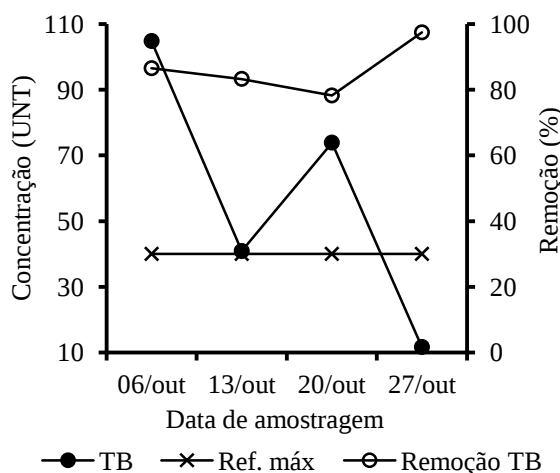


Para Sousa et al. (2005), os resultados encontrados para CE foram 1,6, 1,5 e 1,4 dS m⁻¹ em leito de brita, sistema alagado construído e lagoas de polimento, respectivamente, pré-tratados em reator UASB. Ide et al. (1997) avaliaram o sistema de tratamento de esgoto e implicações na qualidade da água superficial em Bonito-MS, encontraram 1,3 dS m⁻¹ para CE. Observou-se que o valor encontrado no ponto 4 efetuado pelo pós-tratamento no reator solar, esteve abaixo dos valores encontrados na literatura.

A concentração média da turbidez (TB) no ponto 1 foi de 454,53 UNT, após a passagem do efluente pelo sistema reduziu para 57,81 UNT no ponto 4. A TB no ponto 4 encontrou-se acima de 33,47 UNT estudado no experimento III (APÊNDICE A), onde este sofreu tratamento de efluente proveniente do assentamento Milagres em Apodi-RN.

Conforme a Figura 31 notou-se um aumento na remoção do esgoto tratado pelo sistema de 97,44 % no período final da amostragem (27/out). Ide et al. (1997), afirmaram que a eficiência no sistema de disposição no solo por gramíneas da Estação de Tratamento de Esgoto em Bonito-MG foi de 74,00 % e que a concentração da turbidez no esgoto tratado foi 14,00 UNT. Para o autor, as coletas foram feitas em período de estiagem, onde as diluições são mais baixas. Pesquisas realizada por Chagas (2008) avaliando três sistemas alagados construídos, SAC₁, SAC₂ e SAC₃ abastecido por efluente de tanque séptico e SAC₄ abastecido por afluente bruto, resultaram em eficiências de remoção de 85,8, 83,7, 88,4 e 87,2 % obtidas no SACs 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os Resultados evidenciaram que a remoção média do sistema foi de 87,28 %, corroborando com os resultados obtidos por Chagas (2008). Porém esteve abaixo de 94,19 % remoção média avaliado no experimento III (APÊNDICE A).

Figura 31. Remoção de turbidez (TB) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.

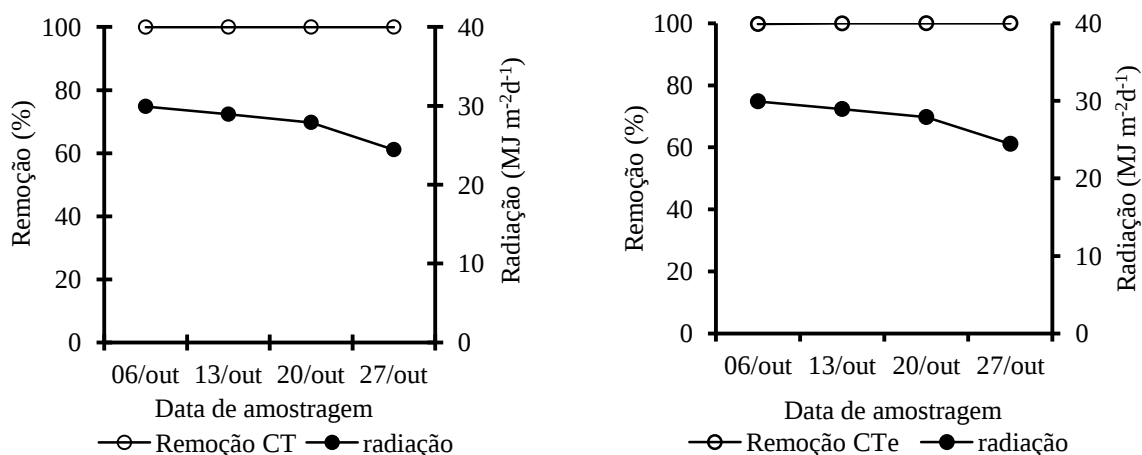


Para os coliformes totais o nível populacional médio variou de $6,1 \times 10^8$ a $8,5 \times 10^3$ e coliformes termotolerantes de $6,1 \times 10^6$ a $1,7 \times 10^3$ UFC 100 mL⁻¹ nos pontos 1 e 4 respectivamente. Na saída do sistema o nível populacional encontrou-se inferior a $6,9 \times 10^4$ (CT) e superior $2,84 \times 10^2$ (CTe) quando comparado com o experimento III. Para mais detalhes, encontra-se no apêndice A.

Na Figura 32 a remoção dos coliformes totais e termotolerantes ocorreram ao longo do período experimental, obtendo-se remoção de 99,99 % no final da amostragem. Sousa et al. (2005) trabalharam com o tratamento de esgoto doméstico para uso agrícola no semiárido nordestino, ressaltaram que os efluentes oriundos do leito de brita e do sistema alagado construído apresentaram níveis populacionais médios similares de coliformes termotolerantes, $9,8 \times 10^3$ e $7,9 \times 10^3$ UFC 100 mL⁻¹, respectivamente. Nos trabalhos de Almeida, Pitaluga e Reis (2010) com tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico, encontraram resultados após tanque séptico para coliformes termotolerantes de $5,4 \times 10^4$ UFC 100 mL⁻¹, porém após a passagem do efluente em zona de raízes esse nível populacional foi reduzido para $2,0 \times 10^2$ UFC 100 mL⁻¹. Segundo Ide et al. (1997), os níveis populacionais médios para coliformes totais e fecais foram de $3,0 \times 10^8$ UFC 100 mL⁻¹ e $2,4 \times 10^8$ UFC 100 mL⁻¹, respectivamente. Dessa forma, o sistema de tratamento está apto a ser utilizado na fertirrigação de culturas de cereais e forrageiras (WHO, 1989).

Os resultados evidenciaram que a radiação acumulada nos períodos de amostragem oscilaram entre 24,45 a 29,93 MJ m⁻²d⁻¹ obtendo-se uma eficiência média na remoção de CT e CTe de 99,99 % e 99,98 %, respectivamente. Segundo Von sperling (2005), a remoção média para coliformes termotolerantes em sistemas alagados construídos variam de 99,99 a 99,99 %, enquanto em tanque séptico seguido de filtro anaeróbio oscilaram de 90 a 99 %.

Figura 32. Remoção de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTe) de esgoto doméstico pelo sistema.

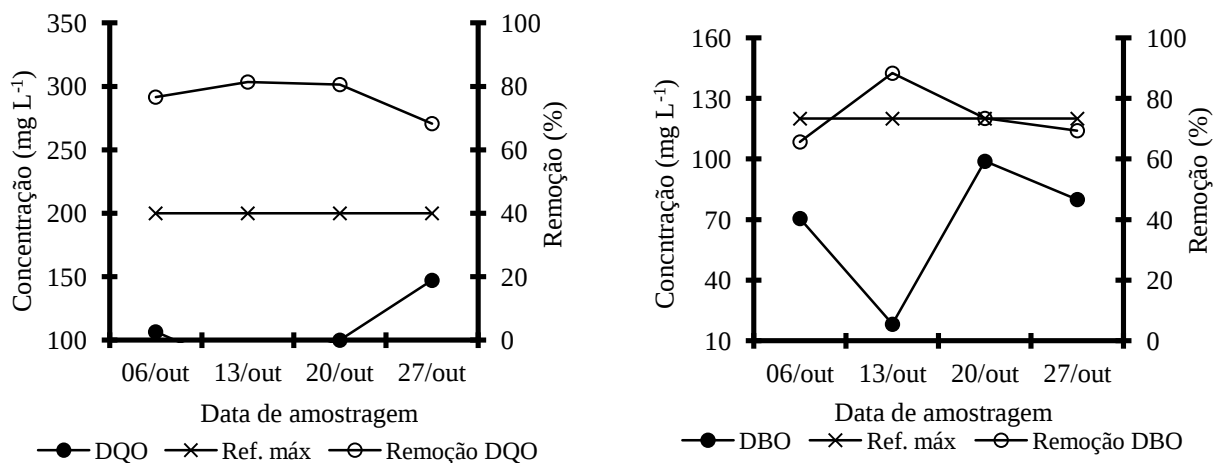


Para DQO a concentração média no ponto 1 foi de 459,31 mg L⁻¹ e no ponto 4 de 107,13 mg L⁻¹, enquanto DBO apresentou valor de 248,69 mg L⁻¹ no ponto 1 e 66,91 mg L⁻¹ no ponto 4, resultando assim, em remoção média do sistema de 76,68 % para DQO e 73,09 % para DBO. Almeida, Pitaluga e Reis (2010) avaliaram a concentração de DBO e DQO, após a passagem do efluente em zona de raízes, obtiveram valores de 28 e 128 mg L⁻¹ respectivamente e proporcionou remoção de 90,7 % para DBO e 81,1 % para DQO. De acordo com Ide et al. (1997), esgoto doméstico tratado apresentavam valores de DBO e DQO de 46,3 mg L⁻¹ e 242,9 mg L⁻¹, respectivamente.

Na Figura 32 observou-se que as concentrações de DQO e DBO apresentaram remoção máxima de 81,4 e 88,33 % no segundo período de amostragem (13/out), ao longo do período experimental a remoção do sistema no final da amostragem decresceu para 68,28 e 69,37 %, respectivamente. As concentrações de DQO ao longo do experimento atenderam ao limite máximo para lançamento direto de efluente em corpo hídrico receptor, conforme consta na Portaria nº 154/2002 do Estado do Ceará que estabelece no máximo 200 mg L⁻¹ (CEARÁ, 2002) e o DBO esteve abaixo de 120 mg L⁻¹ conforme o CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a). As concentrações médias de DQO e DBO no ponto 4 foram inferiores aos valores encontrados no experimento III (138,54 mg L⁻¹ e 72,15 mg L⁻¹). Ressaltando que o DQO e DBO medem o nível de poluição do efluente.

Segundo Von sperling (2005), a remoção média de DBO e DQO em sistemas alagados construídos é de 80 a 90 % e 75 a 85 %, respectivamente, enquanto sistemas de tanque séptico mais filtro anaeróbio essa eficiência oscilou de 70 a 80 % (DQO) e 80 a 85% (DBO). De acordo com Silva (2012), as possíveis faixas de variação na remoção de DBO para fossa séptica mais filtro anaeróbio, compreende de 75 a 95 %.

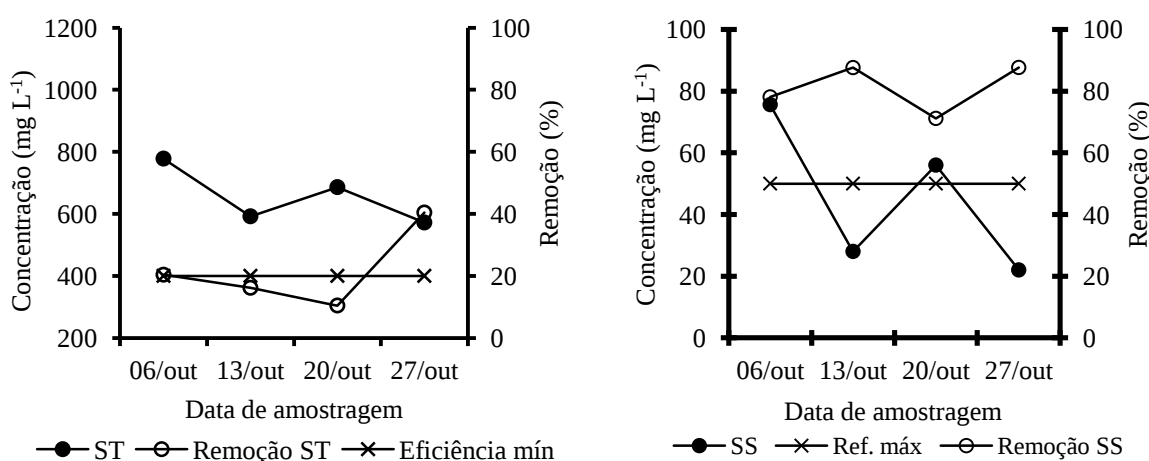
Figura 33. Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Estabelecendo comparação entre os pontos 1 e 4 do sistema de tratamento de esgoto doméstico, observou-se uma concentração média de sólidos totais (ST) de 852,25 e 657 mg L⁻¹, respectivamente, resultando em uma remoção média de 22,91 %.

Na Figura 34 a remoção de ST variou de 10,44 a 40,42 %, onde no final da amostragem (27/out) atingiu uma remoção máxima acima da eficiência mínima exigida pelo CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005a). A concentração média de ST foi inferior quando comparado com efluentes tratados em reator UASB (788 mg L⁻¹) e lagoa de polimento (806 mg L⁻¹) e superior as concentrações de pós-tratamento por leito de brita (377 mg L⁻¹) e sistema alagado construído (102 mg L⁻¹) descrito por Sousa et al. (2005).

Figura 34. Remoção de sólido total (ST) e sólido suspenso (SS) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Para os sólidos suspensos (SS) constatou-se uma concentração média na saída do sistema (ponto 4) de 45,4 mg L⁻¹ e remoção média de 80,74 %. Notou-se na Figura 34 a concentração de SS oscilando durante o período experimental, porém no final da amostragem

(27/out) atingiu o padrão para lançamento direto de efluente tratado em corpo hídrico receptor, de acordo com a Portaria nº 154 do Estado do Ceará onde o valor limite apresentado é de 50 mg L^{-1} (CEARA, 2002). Tais remoções no sistema durante os períodos 06/out e 20/out menores que a faixa de 80 a 90 % apresentada por Von Sperling (2005) para o conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio. Porém ao longo do experimento apresentou-se eficiência acima da faixa compreendida de 50 a 70 % para fossa séptica descrito por Silva (2012). A eficiência na remoção de SS variou de 9,76 a 86,23 %.

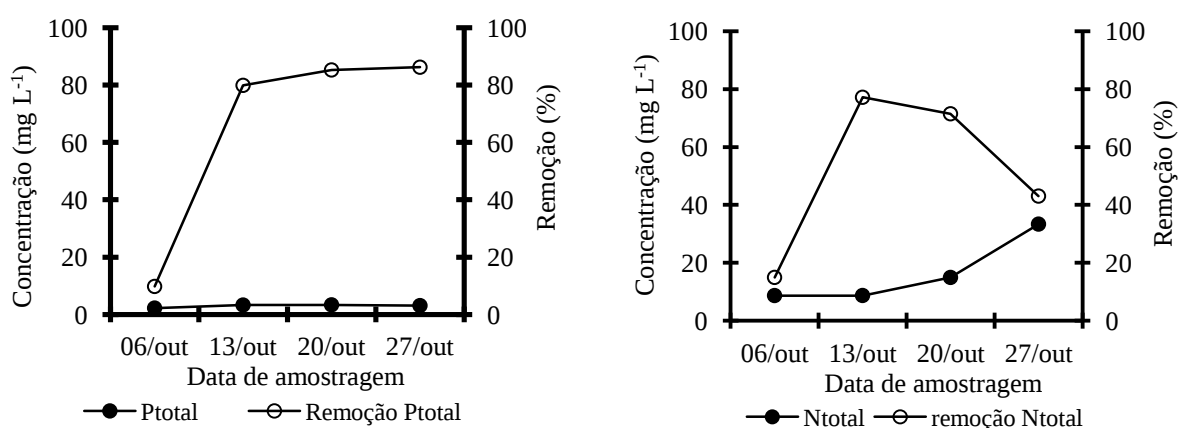
Segundo Jordão e Pessoa (2005), as características típicas de sólidos no esgoto bruto são classificados em esgoto forte, médio e fraco quando SS compreende 360, 230 e 120 mg L^{-1} e ST compreende 1.160, 730 e 370 mg L^{-1} , respectivamente.

Para os valores de P_{total} dos efluentes coletados no reator solar (ponto 4), a concentração média foi de $5,79 \text{ mg L}^{-1}$ e remoção média de 70,69 %.

Na Figura 35, notou-se que a concentração de P_{total} variando de 2,22 a $3,34 \text{ mg L}^{-1}$, tais concentrações estiveram acima de $0,093 \text{ mg L}^{-1}$ limite permitido pelo CONAMA nº 357/2005 para a qualidade das águas salinas (BRASIL, 2005a), devido o limite ser muito baixo tornou-se desnecessário a sua representação gráfica.

Houve um aumento na remoção de P_{total} apartir do dia 13/out onde as remoções estiveram acima do valor limite de 35 % apresentado por Von Sperling (2005) para conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio.

Figura 35. Remoção do fósforo total (P_{total}) e nitrogênio total (N_{total}) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Para os valores de N_{total} a concentração média no ponto 1 foi de $57,06 \text{ mg L}^{-1}$, após a passagem pelo reator solar reduziu para $29,51 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto 4.

A concentração de N_{total} durante o período experimental ocorre de forma crescente, onde a remoção do sistema oscilou de 14,93 a 71,46 % tendo remoção média de 48,28 % (Figura

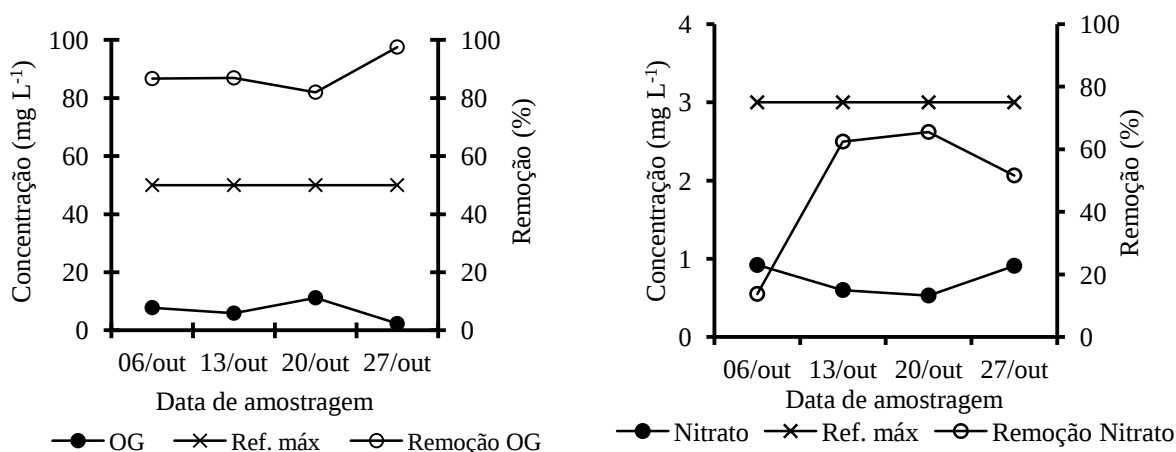
35). Tais remoções foram semelhantes às obtidas por Von Sperling (2005), com exceção do dia 13/out e 20/out na qual estiveram acima de 60 %.

Os resultados mostraram que a remoção do nitrogênio não ocorreu de forma linear, mas variou durante o período de monitoramento. Essas oscilações devem-se, supostamente ao ciclo vegetativo da planta extratora que, na fase de envelhecimento não absorve nutrientes com a mesma proporção da sua fase de crescimento (SOUSA et al. 2000). Uma vez que as relações tróficas nos ambientes aquáticos são moduladas pela disponibilidade de N e P, o excesso de um desses nutrientes ocasiona o fenômeno chamado eutrofização (enriquecimento da água em nutrientes), o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas em corpos hídricos (RESENDE, 2002).

Na entrada do sistema, a concentração de óleos e graxas (OG) foi de 54,71 mg L⁻¹, no pós-tratamento no reator solar (ponto 4) reduziu para 6,98 mg L⁻¹, obtendo-se uma remoção média de 87,24 %.

Na Figura 36 ocorreram pequenas oscilações na remoção de 82,02 a 97,56 % durante a operação do sistema. As concentrações encontraram-se abaixo de 50 mg L⁻¹ do limite estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a). Pesquisa realizada por Ide et al. (1997) comprova que a concentração de OG no esgoto tratado foi de 6,63 mg L⁻¹ na saída do sistema, isto é, encontrou-se próximo a concentração média na saída do sistema (ponto 4).

Figura 36. Remoção de óleos e graxos (OG) e nitrato (NO₃⁻) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Para a concentração média do nitrato (NO₃⁻) no ponto 4 do sistema, observou-se redução de 3,24 mg L⁻¹ quando comparado com a entrada do afluentes no ponto 1 (65,06 mg L⁻¹) resultando na eficiência média de 51,42 %. Na Figura 36 notou-se oscilação de 13,76 a 65,54 % na remoção de nitrato pelo sistema, obtendo-se maiores remoções nos dias 13/out e

20/out. Em face do risco que representa, o CONAMA nº 357/2005 estabeleceu limite máximo para qualidade das águas salinas de 3 mg L^{-1} (BRASIL, 2005a), observou-se durante todo o período experimental concentrações abaixo desse limite.

Na Tabela 16 notou-se que TB, CT, CTe, DQO, DBO, SS, P_{total} , OG e NO_3^- apresentaram significância a nível de 1 e 5 % de probabilidade pelo teste F, realizando-se dessa forma, o teste de comparação de médias pelo teste de Turkey a 5 %, porém para pH, CE, ST e N_{total} apresentaram-se efeitos não significativo a 5 % de probabilidade pelo teste F.

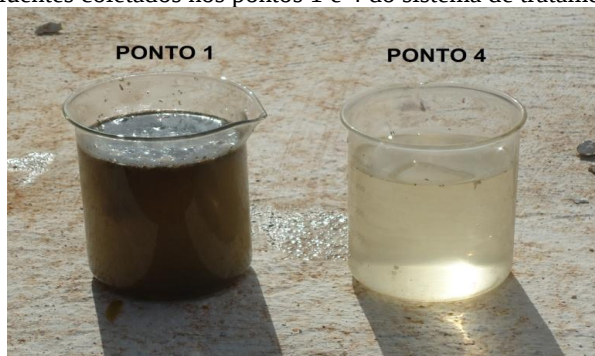
Tabela 16. Resumo da análise de variância e teste de média das características físico-químicas e microbiológicas nos pontos 1 e 4 do esgoto doméstico tratado no sistema.

Característica	F	Amostragem	
		Ponto 1	Ponto 4
pH	0,45 ^{ns}	7,40	6,73
CE (ds m^{-1})	1,16 ^{ns}	1,17	1,05
TB (UNT)	11,32*	454,53a	57,07b
CT (NMP 100 mL^{-1})	45,01**	$6,24 \times 10^8 \text{a}$	$8,51 \times 10^3 \text{b}$
CTe (NMP 100 mL^{-1})	24,88**	$6,19 \times 10^6 \text{a}$	$1,72 \times 10^3 \text{b}$
DQO (mg L^{-1})	162,92**	459,31a	107,13b
DBO ₅ (mg L^{-1})	13,51**	248,69a	66,91b
ST (mg L^{-1})	5,52 ^{ns}	852,35	657,00
SS (mg L^{-1})	22,90**	235,75a	45,40b
P_{total} (mg L^{-1})	7,50*	15,96a	2,98b
N_{total} (mg L^{-1})	3,64 ^{ns}	39,74	16,40
OG (mg L^{-1})	30,46**	65,06a	6,80b
NO_3^- (mg L^{-1})	15,60**	6,67a	3,24b

Médias seguidas pela mesma letra nas linhas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ** significativo a 1 % probabilidade pelo teste F; * significativo a 5 % de probabilidade pelo teste F; ns não significativo a 5 % de probabilidade pelo teste F.

Na Figura 37 está a ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento de esgoto doméstico. Constatou-se nessa figura que, visualmente o sistema proporcionou elevadas remoções de sólidos totais e suspenso e da turbidez na água de esgoto doméstico tratada.

Figura 37. Ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento do esgoto doméstico.



5 CONCLUSÃO

Os efluentes obtidos nas miniestação de tratamento de água cinza e esgoto doméstico são gerados efluentes com apreciável aporte de nutrientes e matéria orgânica para produção e cultivos agrícolas não consumidos crus, além de atender aos padrões microbiológicos nacionais e internacionais para reuso da água.

Recomenda-se aplicação dos efluentes com fertirrigação via sistemas de irrigação por gotejamento em função da minimização do risco microbiológico do produto agrícola, solo e trabalhadores do campo, além ainda de reduzir as perdas de água em relação ao método de irrigação por aspersão.

A radiação solar em Mossoró-RN e Apodi-RN reduziu eficientemente os níveis populacionais de coliformes termotolerantes em água cinza e esgoto doméstico atingindo os padrões nacionais e internacionais de reuso de água.

As miniestações proporcionaram um bom desempenho de remoção e tratamento do efluente, o que pode ser utilizado com segurança em áreas rurais além de utilizarem as vantagens de tecnologias de baixo custo relativo, fácil operação e alta eficiência na remoção das características físico-químicas e microbiológicas, sem a demanda de energia elétrica e produtos químicos no seu tratamento.

REFERÊNCIAS

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande. v. 29, n.1, 218p. 1991. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projetos, construção e operação de sistemas de tanques sépticos: procedimento. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais. Rio de Janeiro, 1982.

ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências**, Unitau, v. 16, n. 1. p. 1-9. 2010.

BAZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. 2005. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, 2005.

BONI, S. S. N. **Gestão da água em edificações: formulação de diretrizes para o reuso de água para fins não potáveis**. 2009. 258f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

BORGES, L. Z. **Caracterização da água para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos**. 2003. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Curso de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Paraná-PR, 2003.

BRASIL. Congresso. Senado. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011 a. Disponível em:< <http://www.ecotox.com.br/upload/legislacao/060511110808.pdf>>. Acesso em: 03 jun. 2011. (a).

BRASIL. Ministério da integração nacional. Disponível em: <<http://www.mi.gov.br/saofrancisco/integracao/bacias.asp>>. Acesso: em 02 jan 2011. (b)

BRASIL. Ministério das cidades. Transversal: Saneamento básico integrado às comunidades rurais e populações Tradicionais. Guia do profissional em treinamento. Nível 2. Secretaria nacional de saneamento ambiental. Brasília - DF, 2009. 88p.

BRASIL. Ministério das cidades. Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB. Brasília-DF, 2008. 49 p. Disponível em: < <http://www.abm.org.br/PLANSAB.pdf>>. Acesso em: 07 jun. 2011.

BRASIL. Congresso. Senado. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais Brasília, 2007. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 03 jun. 2011.

BRASIL. Ministério da integração nacional. Plano estratégico de desenvolvimento sustentável do nordeste: Desafios e possibilidades para o Nordeste do séc. XXI. Brasília-DF, 2006. (Documentos de Base 04).

BRASIL. Congresso. Senado. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 03 jun. 2011. (a)

BRASIL. Congresso. Senado. Lei nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece critérios gerais para reuso de água potável. Brasília, 2005. (b)

BRASIL. Ministério da integração nacional. Nova delimitação do semi-árido brasileiro. Brasília-DF, 2005. (c)

BRASIL. Ministério da integração nacional. Plano estratégico de desenvolvimento sustentável do semiárido. Brasília-DF, 2005. (Documentos de Base 01). (d)

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. de; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 133-137, 2005.

BRASIL. Ministério da saúde. Portaria MS 518 de 2004. Procedimentos e responsabilidades relativas e vigilância da qualidade da água para o consumo e seu padrão de potabilidade. **DOU** 26/03/2004 mar. 2004. Brasília, 2004. Seção I, 266p.

CARVALHO, R. G. de. **Análise de sistemas ambientais aplicada ao planejamento: estudo em macro e mesoescala na região da bacia hidrográfica do Apodi-Mossoró-RN, Brasil.**

2011. 269f. Tese (Doutorado em dinâmica Territorial e Ambiental). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE, 2011.

CHRISTOVABOAL, D.; EDEN, R. E.; MACFARLANE, S. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. **Desalination**. Thessaloniki, v.106, n. 1-3, p. 391-397, August, 1996.

CHAGAS, R. C. **Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico**. 2008. 78f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2008.

CEARÁ. Portaria nº154, de 22 de julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 15 dez. 2011.

CONSELHO INTERMUNICIPAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CISAM). **Manual de saneamento rural**. Uberlândia-MG: AMVAP, 2006. 94p.

CHERNICHARO, C. A. L.; et al. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reuso da água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABEAS, 2006. Cap. 3, p. 63 - 110. (Projeto PROSAB).

DEPARTAMENTO OF HEALTH. Draft Guidelines for the reuse of greywater in western Australia. Disponível em:<<http://www.health.wa.gov.au/publications/documents/HP8122%20Greywater%20Reuse%20Draft%20Guidelines.pdf>>. Acesso em: 09 fev 2012.

DOMINGOS, E. Q; OLIVEIRA, E. M. S. Avaliação de sistemas de tratamento de efluente doméstico no município de conceição de Macabu-RJ. In: SIMPOSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13; 2008, Rio de Janeiro. Disponível em: < www.observatorioambiental.iff.edu.br/.../TrabcompletoABES.pdf>. Acesso em: 13 dez. 2011.

ERIKSSON, E.; AUFFARH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v.4, n.1. p.85-104. March, 2002.

FIONI, A.; FERNANDES, V. M. C; PIZZO, H. S. Estudo para a determinação da capacidade de aproveitamento das águas pluviais e das águas cinzas em um complexo esportivo universitário. In: CONFERÊNCIA LATINO-AMERICANA DE CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL, 1; 2004, São Paulo. ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 10; 2004, São Paulo. 2004. 1 CD-ROM.

FIONI, A.; FERNANDES, V. M. C; PIZZO, H. S. **Avaliação qualitativa e quantitativa do reuso de águas cinzas em edificações.** Ambiente Construído. Porto Alegre. v. 6, n. 1, p. 19-30, jan./ mar. 2006.

GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE, 2011. **Obras de esgotamento sanitário em Mossoró avançam para as ruas.** Disponível em: <<http://www.rn.gov.br/imprensa/noticias/obras-de-esgotamento-sanitario-em-mossoroavanca-m-para-outras-ruas/6341/>>. Acesso em: 15 dez. 2011.

GREY, S. R.; BECKER, N. S. C. Contaminant flows in urban residential water system. **Urban Water**. v. 4, n.4, p. 331-346, December, 2002.

HESPANHOL, I.; MINERZWA, J. C. Programa para o gerenciamento de água e efluentes nas indústrias visando o uso racional e o reuso. Engenharia Sanitária e Ambiental, Campina Grande, v. 4, p. 11-15, jan./jun., 2000.

HUMAN DEVELOPMENT REPORT 2006 - HDR. **Power, poverty and the global water crisis.** New York: United Nations Development Programme, 2006. 440p.

IDE, C. N.; et al. Avaliação do sistema de tratamento de esgoto e implicações na qualidade da água superficial em Bonito-MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/superficie.pdf>>. Acesso em: 14 Jan. 2012.

IBGE. Censo demográfico: 2011. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011.

IDEMA. **Perfil do seu município, Mossoró.** Disponível em:<http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/enviados/perfil_municipio.asp>. Acesso em: 04 fev. 2012.

IDEMA. **Perfil do seu município, Apodi.** Disponível em:<http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/enviados/perfil_municipio.asp>. Acesso em: 04 fev. 2012.

JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Technologies for domestic wastewater recycling. **Urban Water**, v.1, p. 285-292. December, 1999.

JORDAO, E.P; PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgoto Doméstico.** 4 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932p.

JUNIOR GALVÃO, A. C.; MORENO, J.; MAGALHÃES, C. A. C. Avaliação dos Sistemas de Tratamento por decantodigestores seguidos de filtros anaeróbios, em comunidades atendidas pela unidade de negócio do médio Tietê – SABESP. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, 2001. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-126.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2012.

LEDIN, A.; ERIKSSON, E.; HENZE, M. Aspects of groundwater recharge using grey wastewater. In: Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation. London/UK: IWA Publishing. 2001. Cap. 18, p 354-369.

LEMOES, M. **Sistema modular para tratamento de esgoto doméstico em assentamento rural e reuso para produção de girassol ornamental**. 2011.172f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Mossoró-RN, 2001.

LIMA, R. M. A. L. **Gestão da água em edificações**: Utilização de aparelhos economizadores, aproveitamento de água pluvial e reuso de água cinza. Monografia (Curso de Especialização em Construção Civil). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

MATOS, A. T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. 140 p. (Caderno didático n. 38).

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reuso de águas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. 223 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica de Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2009.

MARENGO, J. A.; et al. **Atlas de Cenários Climáticos Futuros para o Brasil**. Cachoeira Paulista: Centro de previsão do Tempo e Estudos Climáticos – CPTEN; INPE, 2007.

MENDONÇA, P. A. O. **Reuso de água em edifícios públicos**: o caso da escola Politécnica. Salvador, 2004. 166p. Dissertação (Mestrado em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) – Universidade Federal da Bahia, Bahia-BA, 2004.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin. **Urban Water**, v.1, p. 275-284, December, 1999.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T.A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water research**, Stockholm, v. 37, n.37, p.645-655. February, 2003.

OMS Organização Mundial da Saúde. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. v. 1: Policy and regulatory aspects. 2006. Disponível em: http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546824_eng.pdf. Acesso em: 28 de abril de 2008.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. **Desalination**, Thessaloniki, v. 237, n. 3. p.367-377, jun, 2009.

PETERS, M. R. et. **Quantificação e caracterização de águas cinzas em uma residência**. 2006. Disponível em: <<http://www.gesad.ufsc.br/download/Peters%20et%20al%5B1%5D.%202006%20-%20SIQA.pdf>>. Acesso em: 14 Nov. 2011.

PEREIRA, E.R.; DEMARCHI, J.J.A.A.; BUDIÑO, F.E.L. **A questão ambiental e os impactos causados pelos efluentes da suinocultura**. 2009. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2009_3/QAmbiental/index.htm>. Acesso em: 04 out. 2011.

PHILIPPE, L. S.; SEZERINO, P. H.; PETERS, M. R.; LAPOLLI, F. R. **Reuso combinado de águas cinzas (grey water) e água de chuva em uma unidade residencial**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 23., 2005, Campo Grande. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Disponível em:<<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-223.pdf>>. Acesso em: 2 Set. 2011.

RAYA, A. M. Degradación de tierras en regiones semiáridas. In CONGRESO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996. Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: EMBRAPA, 1996. 1 CD-ROM.

RAPOPORT, B. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reuso domiciliar e condominial**. Rio de Janeiro, 2004. 85 p.

RESENDE, A. V. **Agricultura e Qualidade da Água: Contaminação da água por nitrato**. Embrapa. 2002. (Documentos, 57). Disponível em:< www.cpac.embrapa.br/baixar/284/t>. Acesso em: 02 jan. 2012.

RIO GRANDE DO NORTE. Companhia de água e Esgotos do RN. **Relatório anual 2011: Qualidade da água**. Disponível em:<http://www.caern.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/caern/principal/gerados/relatorio_anual_2011.asp>. Acesso em: 01 dez. 2011.

RIBEIRO, J. I.; MELO, A. L. P. Guia prático para utilização do SAEG. Viçosa: Ed. UFV, 2008. 288p.

RIVERA, F.; WARREN, A.; RAMIREZ, E.; DECAMP, O.; BONILLA, P.; GALLEGOS, E.; CALDERÓN, A.; SÁNCHEZ, J. T. Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM). **Water Science and Technology**, Tlalnepantla, v. 32, n.3, p.211-218, November, 1995.

SANCHES-RAMON, R.; SOARES, A. A.; MATOS, A.T; SEDIYAMA, G. C.; SOUZA, O.; MOUNTEER, H. A. Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. **Transactions of the ASABE**, v. 50, p. 65-71, 2007.

SANTOS, A. S. **Vulnerabilidades socioambientais diante das mudanças climáticas projetadas para o semi-árido da Bahia**. 2008. 153f. Dissertação (Mestrado em desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília-DF, 2008.

SANTOS NETO, J. V.; OLIVEIRA, F. F.; CHIABAI, R.; MORGAN, L. C.; ZANDONADE, E.; BAZZARELLA, B. B.; GONÇALVES, R. F. Filtração terciária com pré-tratamento físico-químico em uma ete do tipo uasb + biofiltros aerados submersos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., **Anais...** Joinville, SC, 2003. ABES, 2003. 142p.

SALATI, E. **Controle de qualidade da água através de sistemas de wetlands construídos**. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento sustentável. Disponível em: <http://www.fbds.org.br/fbds/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf>. Acesso em: 12 de dez. 2011.

SEMIÁRIDO. Disponível em: <http://www.cliquesemiario.org.br/semi_secas.htm>. Acesso em: 04 nov. 2011.

SILVA, S. **Prevenção Ambiental Tecnologias Limpas: Módulo I**. disponível em: <http://www.aquaflot.com.br/artigos/Sistmas_de_tratamento_e_disposi_o_de_esgotos_dom_sticos.pdf>. Acesso em: 02 Fev. 2012.

SILVA, E. M.da; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n.1. p. 67-73, jan./fev., 2010.

SILVA, W. M. et al. **Avaliação da reutilização de águas cinzas em edificações, construções verdes e sustentáveis**. **Enciclopédia biosfera**. Goiania, v.6 n.11, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522005000400011&lng=pt&nrm=iso#tab02>. Acesso em 12 dez. 2011.

SOUSA, J. T. de, VAN HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A. Pós-tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetland construídos. In: Chernicharo, C. A.L.(coordenador) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos, Belo Horizonte: ABES, 2000. p. 25-32.

SOUSA, J. T. de; VAN HAANDEL, A. V.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. de. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Eng. Sanit. ambient.** V.10, N.3, p.260-265, ago, 2005. Disponível em:<<http://www.universoambiental.com.br/Arquivos/Agua/TratamentoEsgotoAgriculturaSemiArido.pdf>>. Acesso em: 09 set. 2011.

SUASSUNA, J. **Água potável no semi-árido: escassez anunciada**. 1999. Disponível em:<<http://www.fundaj.gov.br/geral/textos%20online/estudos%20avancados/escassez.pdf>>. Acesso em: 08 fev. 2012.

UNEP/GPA. **The states of Marine Environment: Trends and processes**. The Hague: UNEP/GPA, 2006.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science. Total Environmental**, v.380, n.3, p.48-65. 2007.

VYMAZAL,J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p.90-98, January, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA; UFMG, 2005. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).

VON SPERLING, M. Coliformes e pH – Médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa-PB. **Anais...** ABES, 2001. p.1-7.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“Constructed wetland”) para tratamento de esgoto**: Contribuições para concepção e operação. 2003. 233f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola: Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva: World Health and Organization, 1989. 72p. (Technical report series, 778).

ZABROCKI, L. Caracterização da água cinza em edifícios residenciais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. Campo Grande. Saneamento Ambiental Brasileiro: Utopia ou Realidade? Campo Grande: ABES, 2005. p. 112-112.

APÊNDICE A

1 EXPERIMENTO III – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO DOMÉSTICO EM APODI-RN

1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento em estudo foi realizado no assentamento Milagres localizada no município de Apodi-RN a 100 km de Mossoró-RN. Para tal, uma miniestação de tratamento de esgoto doméstico foi montada sob as coordenadas geográficas 5° 35'23.77''S, 37° 54'07.95''O e altitude 158 m (Figura 1). De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante é do tipo BSw'h', caracterizado por ser muito quente e semiárido. Os índices pluviométricos situam-se, em média, em torno dos 717,9 mm por ano e temperaturas oscilando em média entre 21,0 °C a 36,0 °C em média anual de 28,1 °C (IDEMA, 2012).

Figura 1. Vista aérea do assentamento Milagres, Apodi-RN.



Fonte: Google Earth (2012).

Durante os ensaios experimentais o assentamento foi composto por 28 residências e 100 habitantes, porém a cada ano vem crescendo a demanda de residências e números de habitantes situadas no local.

No experimento foi construído um decanto-digestor para tratamento preliminar e primário de esgoto doméstico bruto proveniente do assentamento Milagres. Tal sistema possui um tanque séptico com duas câmaras, gradeamento e dois filtros anaeróbios de fluxo descendente. O decanto-digestor foi dimensionado para tratar uma vazão de até 20 m³ d⁻¹ de esgoto doméstico com remoção do lodo a cada dois anos. Entretanto no período experimental

a vazão no sistema era de $12 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, tendo em vista que apenas 60 pessoas estavam gerando esgoto doméstico. Para um tratamento complementar foi construído ao lado do decanto-digestor uma pequena infraestrutura em miniatura que será visto mais a seguir.

1.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Os ensaios experimentais foram realizados no período de agosto a dezembro de 2010, na coleta dos dados foram montados os sistemas descritos a seguir.

1.2.1 Decanto-digestor

O decanto-digestor tem a finalidade na remoção de sólidos suspensos decantáveis, areia e óleos e graxas, sendo utilizada como tratamento preliminar/primário. Segundo Júnior Galvão, Moreno e Magalhães (2001), o efluente do decanto-digestor é enviado ao filtro anaeróbio, onde ocorre a remoção parcial da matéria orgânica remanescente. A depuração dos esgotos, em filtros anaeróbios deve-se a retenção de sólidos de pequenas dimensões, por contato com material suporte recoberto com biofilme por sedimentação forçada nos interstícios e pela ação metabólica dos microrganismos do biofilme e do lodo retido nos interstícios sobre a matéria dissolvida. Este dispositivo foi construído em alvenaria de tijolos e reboco com impermeabilizante nas dimensões de 4,0 m x 8,0 m e 1,80 m de profundidade (Figura 2 a).

Figura 2. Vista superior durante a construção do decanto-digestor (a) e vista superior semi-pronta (b) no assentamento Milagres, Apodi-RN.



(a)



(b)

Fonte: Lemos (2011).

Entretanto a profundidade útil do sistema é de 1,30 m. O decanto-digestor é composto por: um tanque séptico com duas câmaras medindo 2,0 x 7,6 x 1,30 m, tempo de detenção hidráulica de 0,5 dia e frequência para remoção do lodo a cada dois anos, ocupando um volume de 21 m³; grade tipo fina para remoção de material particulado com tamanho de até 0,02 m nas dimensões de 1,0 x 2,0 m de comprimento, instalada a jusante do tanque séptico; e dois filtros anaeróbios de fluxo descendente; cada uma nas dimensões de 1,0 x 6,0 m de comprimento e 1,30 m de profundidade útil, ocupando os dois um volume de 16,0 m³.

Os filtros anaeróbios foram preenchidos, internamente, com tijolos cerâmicos de oito furos para auxiliar na formação de biofilme na degradação de poluentes químicos e orgânicos presentes no efluente (Figura 2 b). O tempo de detenção hidráulica estimado para cada filtro é de aproximadamente duas horas.

O dimensionamento do tanque séptico foi realizado de acordo com as recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993):

$$V_{ts} = \frac{1000 + N \cdot (C \cdot T + K \cdot L_f)}{1000} \therefore V_{ts} = \frac{1000 + 100 \cdot (200 \cdot 0,5 + 97 \cdot 1)}{1000} \therefore V_{ts} = 21,0 \text{ m}^3 \quad (1)$$

Onde:

V_{ts} = volume útil do tanque séptico, m³;

1000 = fator de segurança;

N = número de contribuições, habitante ou unidade;

C = contribuição de despejo, L hab⁻¹ d⁻¹ ou L unid⁻¹ d⁻¹;

T = tempo de detenção hidráulica, d;

K = taxa de acúmulo de lodo digerido, adimensional; e

L_f = contribuição de lodo fresco, L hab⁻¹ d⁻¹ ou L unid⁻¹ d⁻¹.

Considerando uma profundidade útil de 1,3 m e largura interna de 2,0 m temos o seguinte comprimento para o tanque séptico:

$$Cp = \frac{V}{L \cdot h} \therefore Cp = \frac{21,0}{1,30 \cdot 2,0} \therefore Cp = 8,0 \text{ m} \quad (2)$$

Onde:

V = volume útil do tanque séptico, m³;

Cp = comprimento interno do tanque séptico, m;

L = largura interna do tanque séptico, m; e

h = profundidade útil do tanque séptico, m.

A divisória entre as câmaras do tanque séptico foi implantada a 2/3 do seu comprimento interno, ou seja, a 5,4 m do ponto de entrada do esgoto doméstico. Para a passagem do efluente de uma câmara para outra foram construídas cinco aberturas, cada uma com dimensões médias de 0,20 m de largura por 0,50 m de altura.

Já o dimensionamento dos filtros anaeróbios foi realizado conforme recomendações de Matos (2007) e da NBR 7229 (ABNT, 1993):

$$V_f = \frac{1,6 \cdot N \cdot C \cdot T}{1000} \therefore V_f = \frac{1,6 \cdot 100 \cdot 200 \cdot 0,5}{1000} V_f = 16,0 \text{ m}^3 \quad (3)$$

$$S = \frac{V_f}{1,3} \therefore S = \frac{16,0}{1,3} \therefore S = 12,0 \text{ m}^2 \quad (4)$$

Onde:

V_f = volume útil do filtro, m^3 ;

N = número de unidades de contribuição ou população equivalente, habitante ou unidade;

C = contribuição de despejos, $\text{L hab}^{-1}\text{d}^{-1}$ ou $\text{L unid}^{-1}\text{d}^{-1}$;

T = tempo de detenção hidráulica, d; e

S = área de seção horizontal, m^2 .

1.2.2 Sistema alagado construído (SAC)

O SAC é composto por um leito de fluxo subsuperficial horizontal para tratamento secundário/terciário do esgoto doméstico, construído em alvenaria nas dimensões internas 2,0 x 0,40 m e 0,50 m de profundidade. O meio suporte utilizado foi a brita 1 que possibilitará a formação do biofilme para o tratamento biológico do efluente. Foram plantados colmos de capim elefante (*Pennisetum purpureum*) no espaçamento de 0,60 m em linhas e entre linhas (Figura 3 a).

A tal espécie vegetal escolhida tem uma elevada capacidade de extração de nutrientes do esgoto doméstico, ao atingir uma altura que representa uma boa produção de biomassa, deverá ser cortada e exposta à radiação solar servindo de alimentos para pequenas criações de animais (bovinos, caprinos e ovinos) no assentamento (Figura 3 b).

Figura 3. Momento do plantio dos colmos de capim elefante (a) e após o plantio (b) no assentamento Milagres, Apodi-RN.



(a)



(b)

O efluente do decanto-digestor é conduzido em uma tubulação com diâmetro nominal de 100 mm até uma área de infiltração-percolação. Desta tubulação foi derivada outra com diâmetro nominal de 50 mm para o abastecimento do SAC. Na entrada do SAC foi instalado um segmento de tubo PVC de 50 mm com perfurações (0,02 m) e largura de 2,0 m enterrado na profundidade de 0,10 m para possibilitar o fluxo subsuperficial, desta forma evitando-se surgimento de odores desagradáveis, contaminação de operadores no campo e surgimento de insetos causadores de doenças.

No dimensionamento do SAC foi considerada uma vazão de $1,0 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, taxa de aplicação de $400 \text{ kg de DBO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e concentração típica de DBO do esgoto doméstico de 300 mg L^{-1} seguindo as recomendações de Matos (2007):

$$As = \frac{Q.C}{Ta} \cdot 10 \therefore As = \frac{1.300}{400} \cdot 10 \therefore As = 8,0 \text{ m}^2 \quad (5)$$

Onde:

As = área superficial do tanque, em m^2 ;

Q = vazão do afluente, em $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$;

Ta = taxa de carga orgânica, $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$; e

C = concentração de DBO afluente, mg L^{-1} .

1.2.3 Reator solar

Este dispositivo foi utilizado com finalidade de reduzir o nível populacional dos coliformes termotolerantes, sendo uma unidade de tratamento terciário. Foi construído em fibra de vidro (3 mm), no formato cilíndrico, conforme as recomendações de Sanches-Roman et al. (2007) nas dimensões de 1,30 m de diâmetro e 0,40 m de profundidade, dotado de capacidade máxima armazenadora para 0,53 m³ (Figura 4).

Figura 4. Ilustração do reator solar no assentamento Milagres, Apodi-RN.



Em seu interior foi fixado uma régua graduada em centímetro para o monitoramento da lâmina de efluente. A lâmina utilizada foi de 0,10 m durante um período exposto à radiação solar de 12 horas. Foram instalados registros de esfera antes e após o reator, para melhor manuseio do efluente durante o período experimental.

1.2.4 Sumidouro

Este dispositivo foi dimensionado conforme as recomendações NBR 7229 (ABNT, 1993) nas quais permite o tratamento secundário e terciário do esgoto doméstico. Foi feito um ensaio prévio de infiltração onde foi constatado que o coeficiente de infiltração do solo na área foi de 65 L m⁻² d⁻¹.

O sumidouro foi utilizado para infiltrar o volume de esgoto doméstico tratado no reator solar, ou seja, cerca de 0,13 m³ a cada ensaio realizado. O restante do volume de esgoto

doméstico tratado pelo SAC era lançado em um reservatório para posterior aproveitamento na agricultura. Foi escavada uma vala em formato prismático com 0,50 x 4,00 m e 0,60 m de profundidade e inserido um tubo corrugado perfurados de 75 mm envelopado com brita nº 1 (Figura 5).

Figura 5. Ilustração do sumidouro no assentamento Milagres, Apodi-RN.



Para mais detalhes, é apresentado a seguir o dimensionamento:

$$A = \frac{V}{Ci} \therefore A = \frac{130}{65} \therefore A = 2,0 \, m^2 \quad (6)$$

$$Ci = \frac{490}{(t+2,5)} \therefore Ci = \frac{490}{(5+2,5)} \therefore Ci = 65 \, L \, m^{-2} \, d^{-1} \quad (7)$$

Onde:

A = área superficial do sumidouro, m²;

V = volume de esgoto doméstico infiltrado a ser infiltrado no solo, L;

Ci = coeficiente de infiltração, L m⁻² d⁻¹; e

t = tempo gasto para rebaixamento de um centímetro de água, minutos.

1.2.5 Reservatório

Este dispositivo permite armazenar o efluente tratado proveniente do SAC que não foi destinado ao sumidouro para a fertirrigação de cultivo agrícolas no assentamento Milagres. Construído em concreto armado com capacidade de armazenamento para 10 m³, cujo diâmetro foi 3,5 m e 1,0 m de profundidade (Figura 6).

Figura 6. Ilustração do reservatório para armazenamento do excesso de esgoto doméstico tratado no sistema alagado construído no assentamento Milagres, Apodi-RN.



1.3 COLETA DE AMOSTRAS DO EFLUENTE E CARACTERIZAÇÃO DA ANÁLISE

A operação da miniestação de tratamento de esgoto doméstico foi iniciada nos períodos de setembro a novembro, porém as amostragens foram iniciadas no período de 20 de outubro a 10 de novembro de 2010 da seguinte forma:

- Ponto 1: Efluente coletado à montante do decanto-digestor;
- Ponto 2: Efluente coletado à jusante do decanto-digestor;
- Ponto 3: Efluente coletado à jusante do mini sistema alagado construído;
- Ponto 4: Efluente coletado no reator solar; e
- Medição da vazão de esgoto doméstico gerado no assentamento pelo método gravimétrico.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Diagnóstico Físico-Química da Universidade Estadual do Rio Grande do Norte (UERN) avaliando-se o pH, condutividade elétrica (CE) dSm^{-1} , turbidez (TB) UNT, coliformes totais (CT) NMP 100 mL^{-1} , coliformes termotolerantes (CTe) NMP 100 mL^{-1} , Demanda Química de Oxigênio (DQO) mg L^{-1} , Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mg L^{-1} , sólidos totais (ST) mg L^{-1} , sólidos suspensos (SS) mg L^{-1} , nitrogênio total (N_{total}) mg L^{-1} , fósforo total (P_{total}) mg L^{-1} , óleos e graxas (OG) mg L^{-1} e nitrato (NO_3^-) mg L^{-1} .

Para caracterização físico-química foram coletadas amostras simples em três horários do dia (às 8:00, 11:00 e 14:00) nos pontos 1, 2, 3 e 4 resultando em amostra composta para cada ponto de coleta. Durante a coleta as amostras foram preservadas em caixas isotérmicas com gelo a uma temperatura de 4 °C e mantidas assim até a sua entrada no laboratório.

Para caracterização microbiológica dos efluentes foram coletadas amostras simples nos pontos 1 e 4 do sistema às 14:00 horas e encaminhadas para o Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) para identificação e quantificação dos níveis populacionais de coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTe). Foi necessário o preparo prévio do reator solar um dia antes da amostragem, ou seja, às 14:00 horas do dia anterior foi armazenado uma lâmina de efluente no reator solar cerca de 0,10 m para exposição à radiação solar local.

Dados de radiação foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o período experimental com o intuito de explicar as variações ocorridas no nível populacional dos coliformes totais e termotolerantes, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Valores integralizados de radiação global nos dias de avaliação do desempenho da miniestação de tratamento de esgoto doméstico, Apodi-RN.

Data	Radiação acumulada (MJ m⁻² d⁻¹)
30/11 a 01/12/2010	28,73
07 a 08/12/2010	29,56
14 a 15/12/2010	18,55
21 a 22/12/2010	23,79
Média	25,16

Fonte: Dados obtidos no INMET (2010).

Nota-se na Tabela 2 que o volume de esgoto doméstico produzido durante uma semana apresentou oscilações no volume de 1.806 a 2.030 L, tendo como volume médio 1.932 L. Enquanto, a vazão variou de 75,25 a 84,58 L h⁻¹, sendo o seu valor médio de 80,51 L h⁻¹.

Tabela 2. Valores de volume e vazão medidos na residência em experimento no sistema de esgoto doméstico.

Data	Dia da semana	Volume (L)	Vazão (L h⁻¹)
11/09/2010	Sábado	1950	81,25
12/09/2010	Domingo	2010	83,75
13/09/2010	Segunda	2030	84,58
14/09/2010	Terça	1890	78,75
15/09/2010	Quarta	1940	80,83
16/09/2010	Quinta	1900	79,17
17/09/2010	Sexta	1806	75,25
Média	-	1932	80,51

1.4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ESTATÍSTICO

O experimento foi montado no Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) com quatro repetições em tempos distintos. Os dados foram submetidos a análise de variância, utilizando-se o teste F com significância de 5%. As médias foram comparadas empregando-se o teste de Tukey com significância de 5% em função de trabalhar com variáveis qualitativas.

Para as características coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTe) foram obtidas médias e desvio padrões geométricos conforme segue a recomendação descrita por Von Sperling (2001). Nas análises estatísticas utilizou-se o programa computacional SAEG 9.1 (RIBEIRO; MELO, 2008)

2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1 EXPERIMENTO III – DESEMPENHO DE SISTEMA PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO DOMÉSTICO EM APODI-RN

Na Tabela 3 estão apresentados os resultados das médias e desvio padrões das análises físico-químicas e microbiológicas nos pontos de coleta 1 e 4 e a remoção média de cada característica pelo sistema.

Tabela 3. Média e desvio padrão das análises físico-químicas e microbiológicas do esgoto doméstico nos pontos 1 e 4 e remoção média de cada característica do sistema.

Características	Ponto 1	Ponto 4	Remoção média (%)
pH	6,17±0,26	6,61±0,28	-
CE (dS m ⁻¹)	1,23±0,15	1,19±0,16	-
TB (UNT)	576,5±245,98	33,47±15,10	94,19
*CT (NMP 100 mL ⁻¹)	6,8x10 ⁷ ±8,4	6,9x10 ⁴ ±58,6	99,90
*CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	3,4x10 ⁵ ±6,5	2,84x10 ² ±4,61	99,92
DQO (mg L ⁻¹)	459,19±42,97	138,54±14,24	69,83
DBO (mg L ⁻¹)	181,56±12,41	72,15±3,66	60,26
ST (mg L ⁻¹)	922,5±19,35	452±98,52	51,00
SS (mg L ⁻¹)	423±103,62	25±25,08	94,09
P _{total} (mg L ⁻¹)	24,13±3,96	13,18±3,69	45,38
N _{total} (mg L ⁻¹)	55,94±3,98	52,98±2,39	5,29
OG (mg L ⁻¹)	208,27±86,31	3,28±2,22	98,43
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	13,54±5,61	26,83±13,24	0

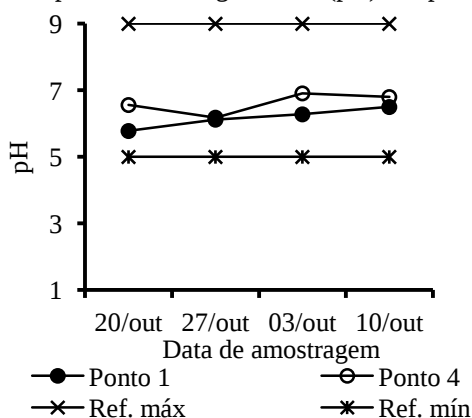
*Para coliformes, os valores referem-se à média geométrica das concentrações.

Observou-se que o pH 6,61 no ponto 4 atendeu ao padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 das condições de efluente tratado para lançamento em corpos hídricos (BRASIL, 2005).

Na Figura 7 houve oscilações nos valores de pH variando de 6,18 a 6,80. Desse modo, ao longo do período do ensaio, o pH dos efluentes não apresentou alterações consideráveis que comprometessem a operação do sistema, tais como problemas de alcalinização e acidificação, atendendo os limites de referência máxima e mínima estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 onde compreende entre 5 a 9 (BRASIL, 2005a).

O pH no ponto 4 encontrou-se dentro da faixa considerada ideal para a ocorrência da digestão anaeróbia (na faixa de 6,8 a 7,2) descrito por Valentim (2003), no entanto, foi inferior a média de pH proposto por Brasil et al. (2005), na qual trabalharam com tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído.

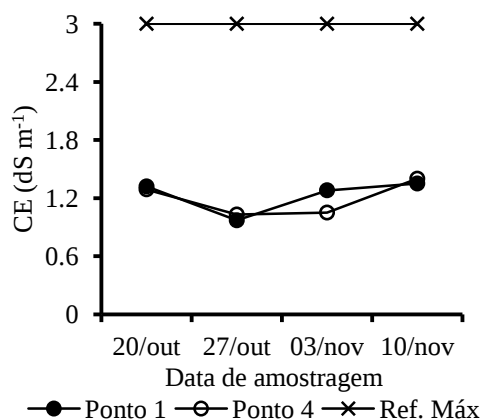
Figura 7. Variação dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de amostragem



Na entrada do sistema (ponto 1) a condutividade elétrica (CE) foi de $1,23 \text{ dS m}^{-1}$, após a passagem pelo sistema, na saída no ponto 4, reduziu para $1,19 \text{ dS m}^{-1}$ (Tabela 3).

Na Figura 8 houve variação da CE no sistema ao longo do período experimental, entretanto o maior aumento da CE foi registrado no final da amostragem (10/nov) na saída do sistema, resultando em $1,4 \text{ dS m}^{-1}$, resultado da acumulação de sais no filtro anaeróbio. No pós-tratamento efetuado no reator solar a CE encontrou-se abaixo do limite de 3 dS m^{-1} , sendo este, o limite máximo estabelecido pela Portaria nº 154/2002 do Estado do Ceará para uso agrícola de efluentes tratados (CEARÁ, 2002).

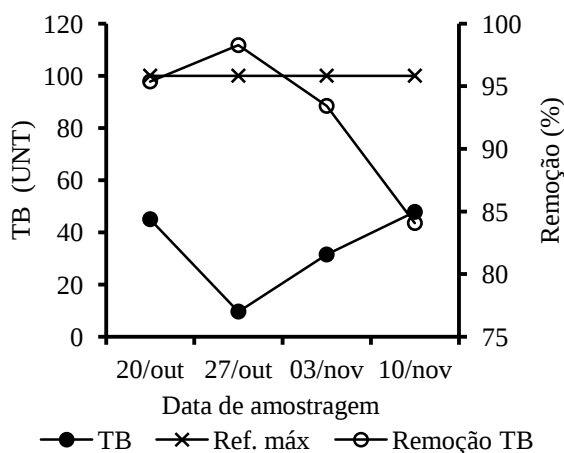
Figura 8. Variação dos valores de condutividade elétrica (CE) nos pontos de amostragem.



Constatou-se na entrada uma concentração média de 576,5 UNT, após o tratamento pelo sistema, a concentração média passou para 33,47 UNT no ponto 4, obtendo-se remoção média de 94,19 %.

Na Figura 9 nota-se um aumento máximo na TB pelo sistema na remoção de 98,27 % em 27/out seguido de decréscimo ao longo da amostragem. A concentração média foi superior a do esgoto tratado estudado por Ide et al. (1997), entretanto a eficiência média do experimento esteve acima da remoção avaliado pelo Ide et al. (1996) e Chagas (2008). Após tratamento ao longo do experimento, observou-se a concentração da TB abaixo do limite máximo (100 UNT) estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 definido para as condições e padrões na qualidade das águas doces para classe 3 (BRASIL, 2005a).

Figura 9. Remoção de turbidez (TB) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Para coliformes totais (CT) e termotolerantes (CT) encontrou-se no ponto 4 nível populacional de $6,9 \times 10^4$ e $2,84 \times 10^2$ NMP 100 mL^{-1} , com remoção média de 99,90 e 99,92 %, respectivamente.

Na Figura 10, observou-se que a radiação oscilando entre 18,55 a 29,56 MJ m⁻²d⁻¹ proporcionou redução no nível populacional de CT variando de 99,10 a 99,99 % e variação de CTe de 99,20 a 99,97 %.

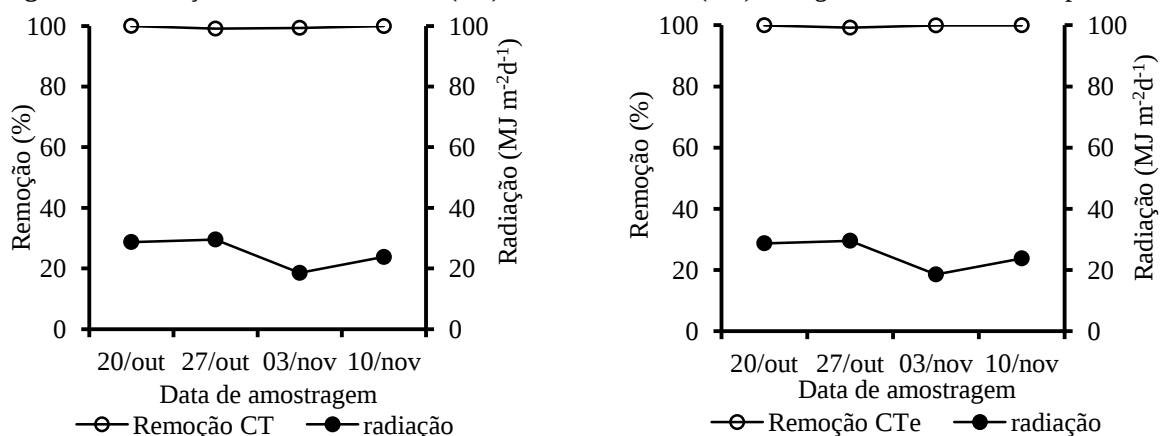
O nível populacional de CTe no ponto 4 foi menor do que $9,8 \times 10^3$ e $7,9 \times 10^3$ UFC 100 mL⁻¹ de esgoto doméstico do UASB sob pós-tratamento em leito de brita e sistema alagado construído respectivamente, descrito por Sousa et al. (2005). A concentração de CTe no ponto 4 encontrou-se próximo a $2,0 \times 10^2$ UFC 100 mL⁻¹ para coliformes termotolerantes pesquisado por Almeida, Pitaluga e Reis (2010) no tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico.

Para CT a concentração foi menor que $3,0 \times 10^8$ UFC 100 mL⁻¹ valor encontrado em esgoto tratado de ETE (estação de tratamento de esgoto) da cidade Bonito-MG estudado por Ide et al. (1997). Segundo Rivera et al. (1995), o mecanismo de redução de coliformes termotolerantes e totais ocorre devido à combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. Almeida, Pitaluga e Reis, (2005), pesquisando a remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais, tais como: capim angola (*Urochloa mutica*), conta de lágrima (*Coix lacryma-jobi* L.), lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) e taboa (*Typha angustifolia* L.) encontraram remoções de coliformes totais de 99,97, 99,60, 99,58 e 99,93 % e para coliformes termotolerantes de 99,96, 99,61, 99,61 e 99,97 % respectivamente.

Segundo Von sperling (2005), as características biológicas de esgoto doméstico sem tratamento para coliformes totais compreende a faixa de 10^6 a 10^{10} UFC 100 mL⁻¹ e coliformes termotolerantes de 10^4 a 10^7 UFC 100 mL⁻¹. Entretanto os limites estabelecidos pela Portaria n.º 154 do Estado do Ceará, o efluente atende as recomendações para fertirrigação de culturas não consumidas cruas, onde o nível populacional de coliforme termotolerantes deve ser inferior a 5000 NMP 100 mL⁻¹ (CEARÁ, 2002).

No experimento, a espécie cultivada no alagado construído foi o capim elefante (*pennisetum purpureum*), após a passagem do efluente pelo alagado construído este sofreu tratamento no reator solar (ponto 4) por meio de irradiações solares, o que mostrou um bom desempenho do sistema na redução de microorganismos patogênicos

Figura 10. Remoção de coliformes totais (CT) e termotolerantes (Cte) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



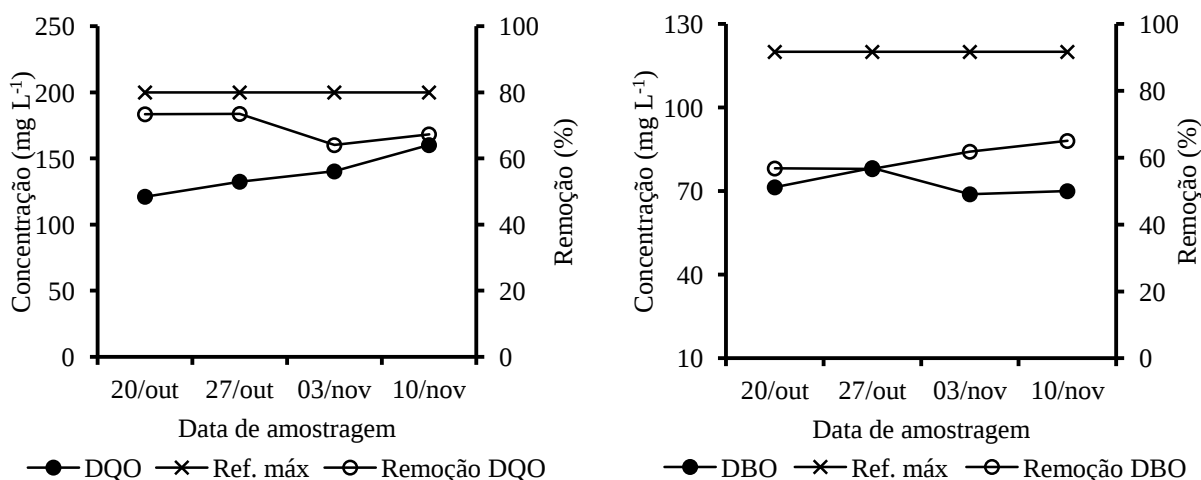
Para Demanda Química de Oxigênio (DQO) constatou-se concentração média de 459,19 mg L⁻¹ na entrada do sistema e 138,54 mg L⁻¹ na saída do sistema. A concentração média de DQO na saída do sistema (ponto 4) foi considerado elevado quando comparado com valores descrito por Sousa et al. (2005) para efluentes tratados por leito de brita (78 mg L⁻¹), sistema alagado construído (60 mg L⁻¹) e lagoa de polimento (129 mg L⁻¹).

Na Figura 11 mostrou-se que DQO atendeu ao limite de 200 mg L⁻¹ para lançamento direto de efluente tratado em corpo hídrico receptor (CEARÁ, 2002). As remoções de DQO, ao longo do período experimental, foram de 64 a 73 %.

Para a concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou-se concentração média de 72,15 mg L⁻¹ no ponto 4 e remoção média de 60,26 %. A concentração média de DBO foi inferior ao limite máximo de 120 mg L⁻¹ estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 para lançamento de esgotos domésticos tratado em corpos hídricos (BRASIL, 2011a). 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.

Na Figura 11 notou-se ao longo do período experimental remoção de DBO dentro do sistema, variando de 56 a 65 %. Pesquisa realizada por Almeida; Pitaluga e Reis (2010), em tratamento de zona de raízes, resultou-se em remoção de DBO e DQO de 90,7 e 81,1 %, respectivamente. Júnior Galvão, Moreno e Magalhães (2001), avaliaram sistemas de tratamento por decanto-digestores seguidos de filtro anaeróbios em comunidades, encontrou remoções médias de 83 % (DBO) e 81 % (DQO).

Figura 11. Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



A concentração média de sólidos totais (ST) no ponto 4 foi de 452 mg L⁻¹ havendo uma remoção média entre os pontos 1 e 4 de 51 %. Constatou-se que a concentração média no ponto 4 foi inferior a concentração média avaliada em pós-tratamento por lagoa de polimento (806 mg L⁻¹) estudado por Sousa et al. (2005).

Conforme a Figura 12 observou-se um aumento na remoção de ST de até 60 % nos dias 20/out e 03/nov, mostrando que nesse período o sistema teve um bom desempenho. Enquanto, os dias 27/out e 10/nov a remoção de ST pelo sistema foi de 35 e 49 %, respectivamente.

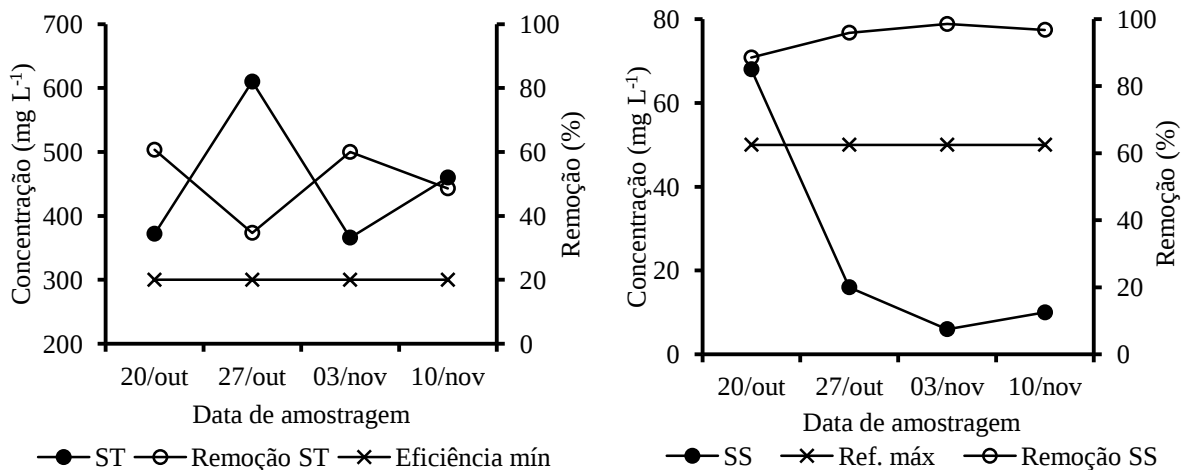
Durante o período experimental as remoções de ST encontraram-se acima da eficiência mínima de 20 % estabelecido pelo CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011a). A remoção média do experimento esteve próxima a 53 % encontrado por Júnior Galvão; Moreno e Magalhães (2001). As maiores concentrações durante o período experimental foram 610 mg L⁻¹ (27/out) e 460 mg L⁻¹ (10/nov).

A concentração média de sólidos suspensos (SS) do efluente no reator solar (ponto 4) foi 25 mg L⁻¹ e sua remoção média de 94,09 %. Durante o período experimental somente a primeira amostragem (20/out) encontrou-se acima do limite máximo, porém os demais estiveram dentro dos padrões estabelecido pela Portaria n° 154/2002 do Estado do Ceará, sendo o limite máximo para lançamento de efluentes tratados em corpo hídrico de 50 mg L⁻¹ (CEARÁ, 2002). Na saída do sistema (ponto 4), a concentração média de SS esteve abaixo da concentração em pós-tratamento por lagoa de polimento (28 mg L⁻¹) avaliado por Sousa et al. (2005).

A remoção de SS apresentado na Figura 12, variou de 88,51 a 95,5 % com remoção média de 94,09 %. Esta remoção promovida pelo sistema durante o experimento encontrou-se

superior a faixa de 80 a 90 % apresentada por Von Sperling (2005) para o conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio.

Figura 12. Remoção de sólido total (ST) e sólido suspenso (SS) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Para os valores de P_{total} dos efluentes coletados no reator solar (ponto 4), a concentração média foi de $13,18 \text{ mg L}^{-1}$ e a remoção média entre os pontos 1 e 4 foi 45,38 %.

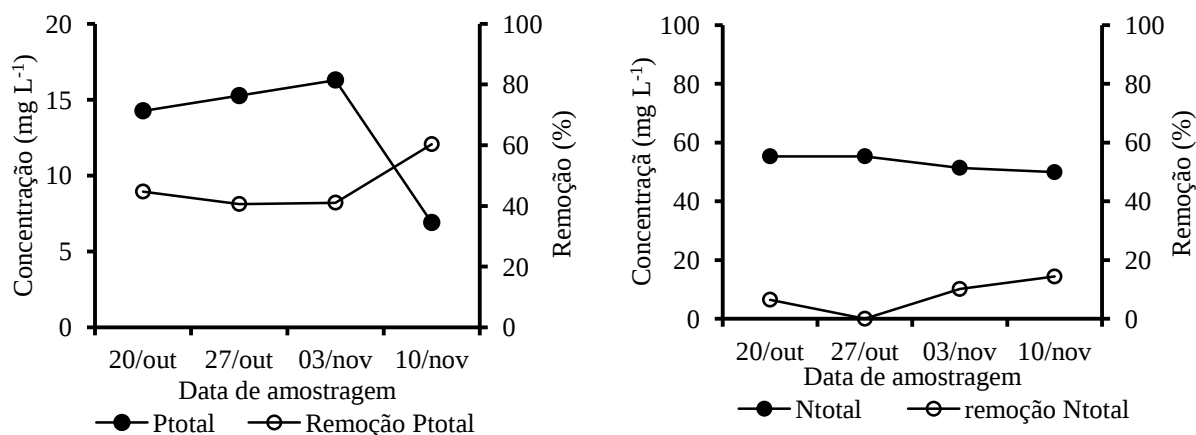
Na Figura 13 verificou-se que houve um aumento na remoção de P_{total} apartir da amostragem 03/out, onde as remoções estiveram acima do valor limite de 35 %, apresentado por Von Sperling (2005) para conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio. Entretanto constatou-se durante o período experimental no ponto 4 remoções de 40,62 a 60,34 %. O limite máximo P_{total} considerado na qualidade de águas salinas para classe 2 é de $0,093 \text{ mg L}^{-1}$, devido ser uma concentração muito baixa tornou-se desnecessário a sua utilização no gráfico, porém observou-se que todos as concentrações durante o experimento encontraram-se acima do limite permitido pelo CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a).

Para os valores de N_{total} a concentração média no ponto 1 foi de $55,94 \text{ mg L}^{-1}$, após a passagem pelo reator solar reduziu para $52,98 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto 4.

Na Figura 13 notou-se remoções de N_{total} variando no sistema de 0 a 14,37 % com remoção média de 5,29 %. Tais remoções estiveram dentro da eficiência média obtidas por Von Sperling (2005) para o conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio de 60 %. Os resultados indicam que a remoção do nitrogênio não ocorreu de forma linear, mas variou durante o período de monitoramento, havendo somente o aumento na remoção após amostragem do dia 27/out, onde neste período não houve remoção. Essas oscilações devem-se, supostamente ao ciclo vegetativo da planta extratora que, na fase de envelhecimento não absorve nutrientes na mesma proporção da sua fase de crescimento (SOUZA et al., 2000). Uma vez que as relações tróficas nos ambientes aquáticos são moduladas pela disponibilidade

de N e P, o excesso de um desses nutrientes ocasiona o fenômeno chamado eutrofização (enriquecimento da água em nutrientes), o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas em corpos hídricos que recebem o lançamento de efluentes (RESENDE, 2002).

Figura 13. Remoção de fósforo total (F_{total}) e nitrogênio total (N_{total}) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.

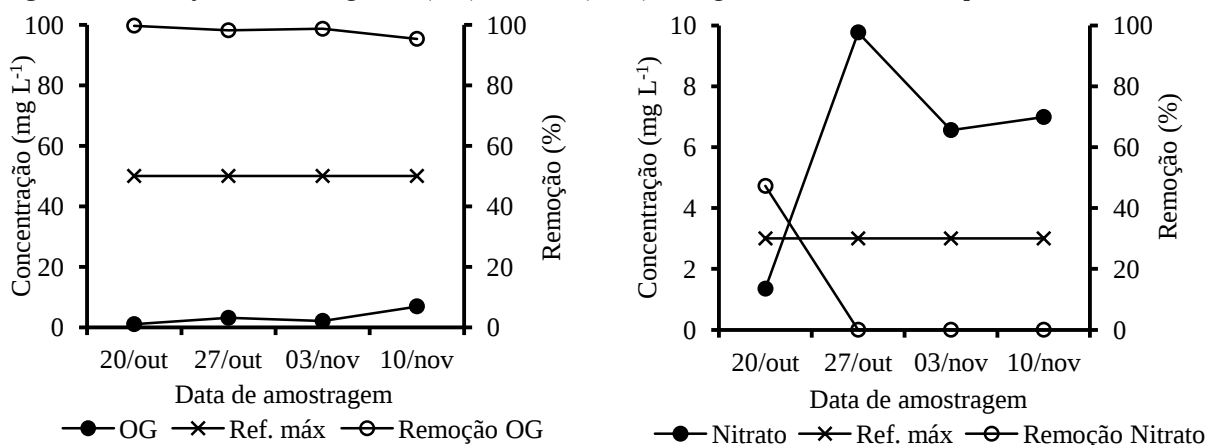


Na entrada do sistema (ponto 1) a concentração de óleos e graxas (OG) foi de 208,27 mg L⁻¹, após a saída do efluente e pós-tratamento no reator solar (ponto 4) OG reduziu para 3,28 mg L⁻¹, obtendo-se uma remoção média de 98,43 %.

Na Figura 14 observou-se durante todo o experimento concentrações de OG abaixo de 50 mg L⁻¹, limite este estabelecido pelo CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a) e remoções variando entre 95,34 % a 99,71 %. A concentração média na saída do sistema foi inferior a 6,63 mg L⁻¹ proposto por Ide et al. (1997), para esgoto doméstico tratado.

Para a concentração média do nitrato (NO_3^-) avaliado no ponto 4, observou-se aumento de 26,83 mg L⁻¹ quando comparado com a entrada referente ao ponto 1 (13,54 mg L⁻¹) não havendo remoção média pelo sistema. Tal fato é atribuído ao processo de nitrificação que ocorreu no decanto-digestor em alguns momentos. O processo da nitrificação é a transformação do amônio e nitrogênio orgânico em nitrato por bactérias aeróbias. Em virtude, da entrada excessiva de ar no decanto-digestor, provavelmente devido ao destampamento contínuo do sistema pelos moradores do assentamento ou pela existência de residências ainda não conectadas a rede, acabou resultando a entrada de ar no sistema. As remoções de nitrato ao longo do período experimental oscilaram de 0 a 47 %, conforme representado na Figura 14. Evidenciando que as concentrações de NO_3^- estiveram acima do limite máximo de 3 mg L⁻¹ para qualidade de águas salinas, porém quando comparado ao limite de potabilidade encontraram-se abaixo de 10 mg L⁻¹ limite descrito pelo CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005a).

Figura 14. Remoção de óleos e graxos (OG) e nitrato (NO_3^-) de esgoto doméstico tratado pelo sistema.



Constatou-se que TB, CT, CTe, DQO, DBO, ST, SS, P_{total} , N_{total} e OG foram significativos ao nível de 5 % de probabilidade pelo teste F. Enquanto, as variáveis pH, CE e N_{total} não apresentaram efeitos significativos ao nível de 5 % de probabilidade pelo teste F. Como os pontos de amostragem P_1 e P_4 são variáveis qualitativas, utilizou-se o teste de Turkey a 5 % para comparação das médias.

Tabela 4. Resumo da análise de variância e teste de média das características físico-químicas e microbiológicas nos pontos 1 e 4 do esgoto doméstico tratado no sistema.

Característica	F	Amostragem	
		Ponto 1	Ponto 4
pH	0,17 ^{ns}	7,55	7,25
CE (dS m ⁻¹)	2,56 ^{ns}	1,50	1,14
TB (UNT)	60,59*	445,23a	34,78b
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	87,98*	7,7x10 ⁷ a	1,7x10 ⁴ b
CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	35,59*	9,4x10 ⁵ a	9,8x10 ² b
DQO (mg L ⁻¹)	184,42*	1064,71a	212,34b
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	50,04*	523,21a	107,79b
ST (mg L ⁻¹)	121,25*	834,50a	242,50b
SS (mg L ⁻¹)	173,48*	267,00a	22,00c
P_{total} (mg L ⁻¹)	16,33*	7,58a	2,14b
N_{total} (mg L ⁻¹)	30,78*	59,07a	19,56b
OG (mg L ⁻¹)	93,69*	151,68a	1,03b
NO_3^- (mg L ⁻¹)	5,47 ^{ns}	7,04	4,17

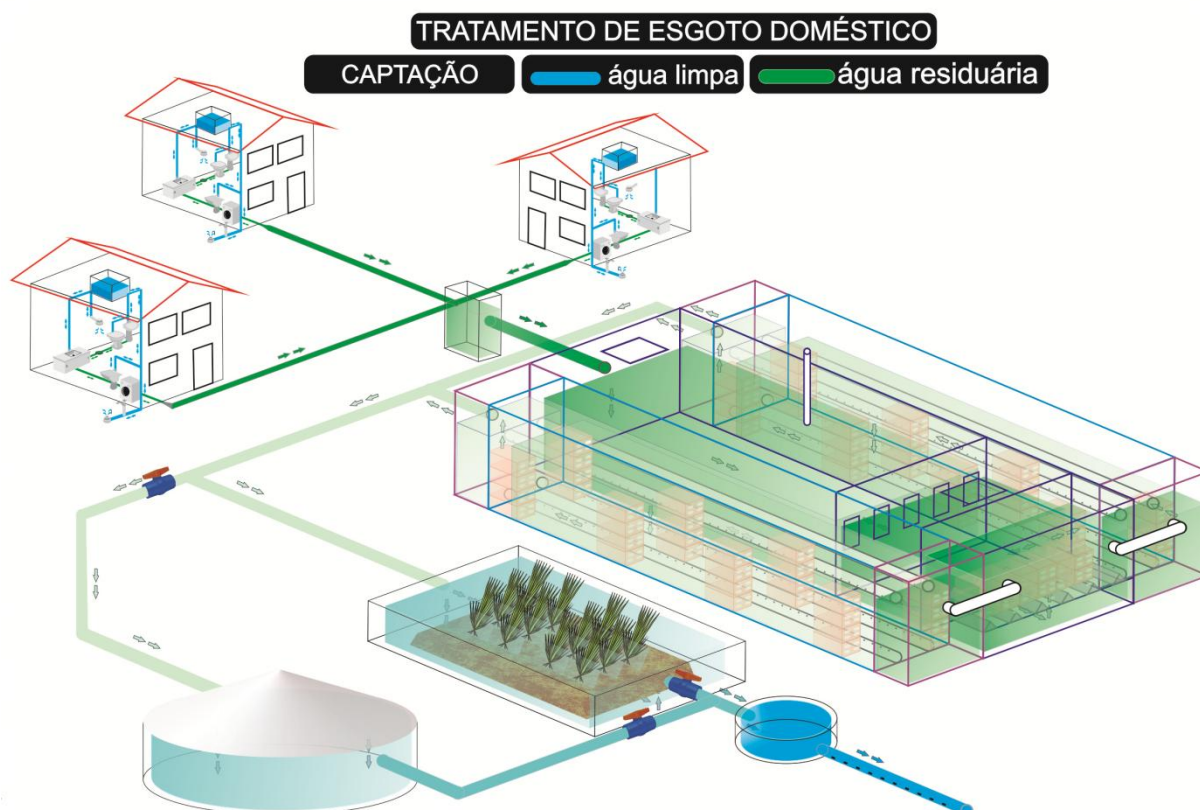
Médias seguidas pela mesma letra nas linhas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. * significativo a 5 % probabilidade pelo teste F; ns não significativo a 5 % de probabilidade pelo teste F.

Na Figura 15 está a ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento de esgoto doméstico. Constatou-se que, visualmente o sistema proporcionou elevadas remoções de sólidos totais e suspenso e da turbidez na água de esgoto doméstico tratada.

Figura 15. Ilustração dos efluentes coletados nos pontos 1 e 4 do sistema de tratamento do esgoto doméstico.



Figura 16. Esquema da miniestação de tratamento de esgoto doméstico no assentamento Milagres, Apodi-RN.



APÊNDICE B

Figura 17. Esquema da miniestação de tratamento de água cinza no CEMAS, Mossoró-RN

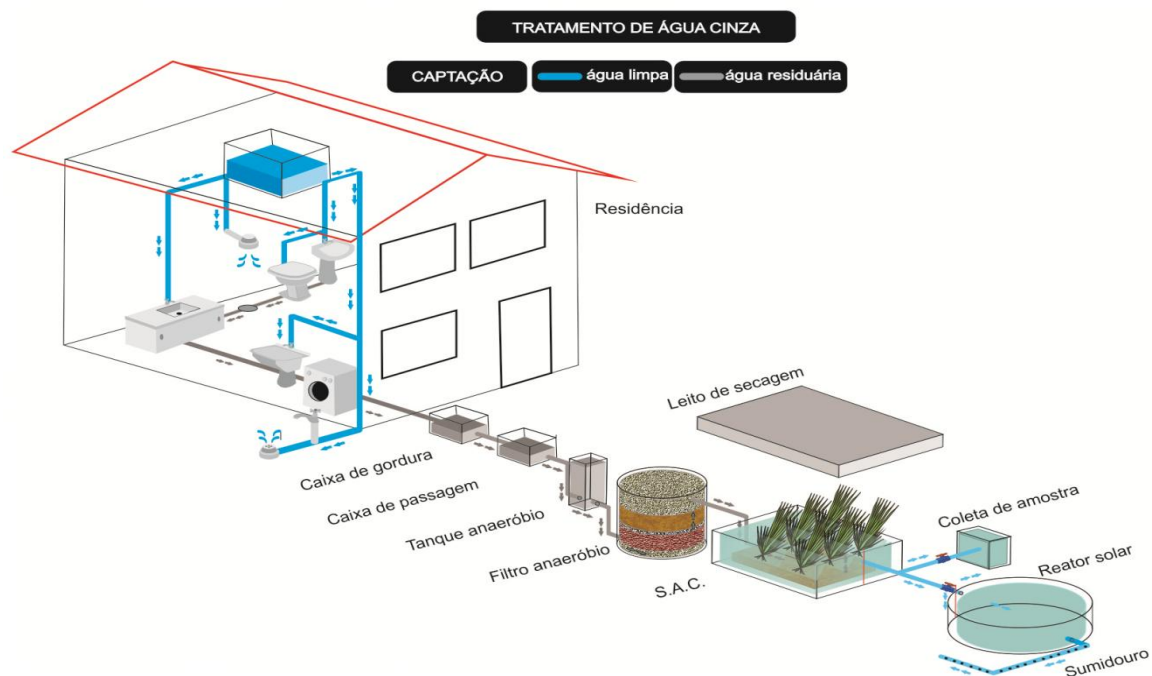
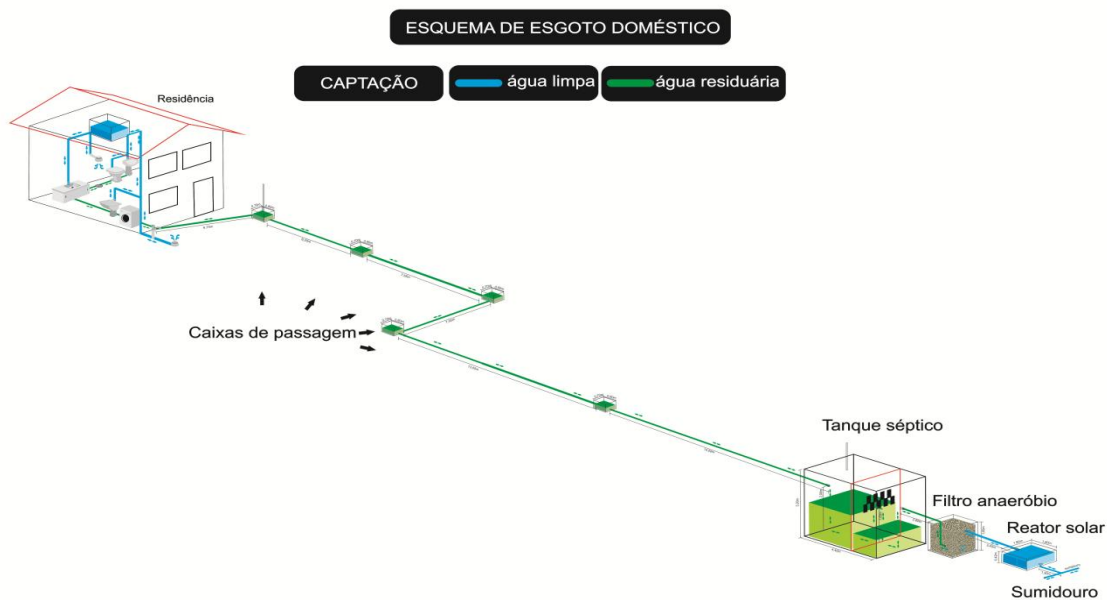


Figura 18. Esquema da miniestação de tratamento de esgoto doméstico no Parque Zoobotânico, Mossoró-RN.



ANEXO A

LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Em termos gerais, as exigências nacionais para lançamento de efluentes domésticos em corpos hídricos receptores segue o disposto na Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). Já foi estabelecido o CONAMA nº 430/2011 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 2011).

As condições e padrões de lançamento direto em corpos hídricos de efluentes e sistemas de tratamento de esgotos sanitários segue o disposto no Art. 21 da Resolução CONAMA nº 430/ 2011 (BRASIL, 2011):

- Potencial hidrogeniônico (pH): entre 5,0 e 9,0;
- Temperatura: inferior a 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo hídrico receptor não deverá exceder a 3 °C na zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL L⁻¹ em teste de 1h em cone de Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO): remoção máxima de 120 mg L⁻¹, 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;
- Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg L⁻¹; e
- Ausência de material flutuante.

No Art. 6º da Portaria nº 154, de 22 de Julho de 2002 (CEARÁ, 2002), é estabelecido que a utilização de efluentes de origem doméstica em atividades agronômicas (irrigação e drenagem, dessedentação de animais e aquicultura) deverá obedecer aos seguintes limites:

- I. Atividades Tipo 1 : Irrigação de vegetais ingeridos crus e sem remoção de película, dessedentação de animais e aquicultura, conforme se segue:

- Coliformes fecais < 1000 CF 100 mL⁻¹.
- Ovos de helmintos < 1 ovo L⁻¹ de amostra.
- Condutividade elétrica < 3 dS m⁻¹.

II. Atividades Tipo 2 : aquelas não referidas anteriormente, conforme se segue:

- Coliformes fecais < 5000 CF 100 mL⁻¹.
- Ovos de helmintos < 1 ovo L⁻¹ de amostra.
- Condutividade elétrica < 3 dS m⁻¹.

De acordo com a NBR 13.969/97 a água de reuso de origem doméstica é aplicada a fins não potáveis tais como irrigação dos jardins, lavagem dos pisos e dos veículos automotivos, na descarga dos vasos sanitários, na manutenção paisagística dos lagos e canais com água, na irrigação dos campos agrícolas e pastagens (ABNT, 1997). Para tal, o efluente deve ser tratado de forma a eliminar os riscos microbiológicos, bem como a sua condição estética para a aceitação do uso no ambiente domiciliar.

A NBR 13.969/97 divide a água cinza em classes de uso, conforme apresentado a seguir:

- **Classe 1:** Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes: turbidez inferior a 5 UNT, coliforme fecal inferior a 200 NMP 100 mL⁻¹; sólidos dissolvidos totais inferior a 200 mg L⁻¹; pH entre 6,0 e 8,0; cloro residual entre 0,5 mg L⁻¹ e 1,5 mg L⁻¹. Nesse nível, serão geralmente necessários tratamento aeróbio (filtro aeróbio submerso) seguido por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração. Pode-se substituir a filtração convencional por membrana filtrante;
- **Classe 2:** lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes: turbidez inferior a 5 UNT, coliforme fecal inferior a 500 NMP 100 mL⁻¹, cloro residual superior a 0,5 mg L⁻¹. Nesse nível é satisfatório um tratamento biológico aeróbio (filtro aeróbio submerso) seguido de filtração de areia e desinfecção. Pode-se também substituir a filtração por membranas filtrantes;
- **Classe 3:** reuso nas descargas dos vasos sanitários: turbidez inferior a 10 UNT, coliformes fecais inferiores a 500 NMP 100 mL⁻¹. Normalmente, as águas de enxágue das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessária apenas uma cloração. Para casos gerais, um tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão; e
- **Classe 4:** reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação localizada. Coliforme fecal

inferior a 5000 NMP 100 mL⁻¹ e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg L⁻¹. As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

Já o Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, na Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005, estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água em todo território nacional. Segundo o Art. 3º da Resolução nº 54, o reuso não potável de água abrange as seguintes modalidades: reuso para fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais e aquicultura (BRASIL, 2005).