



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**EFEITO DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO TRATADO DE ATERRO
SANITÁRIO URBANO NAS CARACTERÍSTICAS VEGETATIVAS DO
CAPIM ELEFANTE (*Pennisetum purpureum* Schum)**

CRISTIANNE ARAÚJO GOMES BARROS

Orientador: Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva

Co-orientador: Prof. Dr. Valmir Cristiano

Marques de Arruda

RECIFE, PE
AGOSTO, 2016

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

CRISTIANNE ARAÚJO GOMES BARROS

**EFEITO DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO TRATADO DE ATERRO
SANITÁRIO URBANO NAS CARACTERÍSTICAS VEGETATIVAS DO
CAPIM ELEFANTE (*Pennisetum purpureum* Schum)**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, Área de Concentração Controle e Remediação da Poluição.

Orientador: Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva

Co-orientador: Prof. Dr. Valmir Cristiano
Marques de Arruda

RECIFE, PE
AGOSTO, 2016

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**EFEITO DA APLICAÇÃO DE LIXIVIADO TRATADO DE ATERRO
SANITÁRIO URBANO NAS CARACTERÍSTICAS VEGETATIVAS DO
CAPIM ELEFANTE (*Pennisetum purpureum* Schum)**

CRISTIANNE ARAÚJO GOMES BARROS

APROVADA EM: _____/_____/_____

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva
Orientador**

**Prof. Dr. Valmir Cristiano Marques de Arruda
Co-orientador**

**Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos – UAG/UFRPE
Membro Externo**

**Prof. Dr. Romildo Morant de Holanda - UFRPE
Membro Interno**

Coordenador do PPEAMB

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

B277e Barros, Cristianne Araújo Gomes
Efeito da aplicação de lixo tratado de aterro sanitário urbano
nas características vegetativas do capim elefante (*Pennisetum
purpureum* Schum) / Cristianne Araújo Gomes Barros. – Recife,
2016.

71 f.: il.

Orientador(a): Vicente de Paulo Silva.

Coorientador(a): Valmir Cristiano Marques de Arruda.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental, Recife, BR-PE, 2016.

Inclui referências.

1. Aterro sanitário - Lixiviação 2. Capim Elefante
3. Reaproveitamento (Sobras, refugos, etc.) 4. Gestão integrada de
resíduos sólidos I. Silva, Vicente de Paulo, orient. II. Arruda,
Valmir Cristiano Marques de, coorient. III. Título

CDD 628

*Aos meus pais, Marinalva e José Raimundo
Gomes, ao meu marido Rinaldo Barros e aos
meus irmãos, Danielle e Fred Gomes*

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho e me dar forças para enfrentar os obstáculos.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco pela formação acadêmica e oportunidade em realizar meus estudos.

Ao aterro sanitário, em especial ao Dr. Fábio André Frutuoso Lopes, pela oportunidade de desenvolvimento deste trabalho e Anna Cláudia de Freitas Arruda, pelo apoio e confiança para realização do presente trabalho.

Aos meus pais, Marinalva Correia de Araújo Gomes e José Raimundo Ferreira Gomes, e aos meus irmãos, Fred Araújo Gomes e Danielle Araújo Gomes, por todo amor, carinho, apoio, incentivo e confiança depositados em mim.

Ao meu marido Rinaldo Ferreira Barros pelo amor e paciência dedicados, por sempre apoiar e incentivar minhas decisões, por acreditar em mim e por compartilhar comigo momentos importantes da minha vida.

A meu orientador, Prof^o Dr. Vicente de Paulo Silva, pela confiança, paciência, apoio e orientação na elaboração deste trabalho.

Aos alunos de graduação da UFRPE, em especial Eric Gabriel Fernandez e Eunice Maria de Souza, pelo apoio dispensado durante a condução do experimento e pelos momentos descontraídos que passamos juntos.

Ao técnico Wagner Luís Souza, do Laboratório de Física do Solo da UFRPE, pelo apoio e ensinamentos prestados na execução das análises físicas do solo.

A todos os funcionários do aterro sanitário, pelo acolhimento e pelos momentos saudáveis proporcionados durante o trabalho, em especial a equipe técnica representada por Bruna Barrichello, Álvaro Farias, Ari Ângelo, Gizeli Barros, Júlio Ramos, Helena Reis e Izaias Henrique de Albuquerque pelo conhecimento, suporte e apoio para a execução deste trabalho e aos funcionários, José Pereira, Genival Pereira, Jorge da Silva, João José da Silva Filho, Josias Ferreira, Osvaldo Victor da Silva e Rogério Laurindo da Silva pela ajuda dispensada na condução do experimento.

Ao setor da ETE, representados por Emmanuel Ângelo, Charles Lopes da Paz, Jean Ricardo Ferreira, Geovane de Lima, Wilk Edgleison e José Gomes pelo suporte e apoio durante a condução do experimento.

A meus amigos de turma, pelos bons momentos, força e incentivo, em especial a Valquíria Tavares pela força e companheirismo.

Aos meus amigos Silvio Francisco Pereira Jr., João Manoel da Silva, Solange Xavier, Daniele Almeida e Ilzenaide Neves pelo incentivo depositado em mim.

RESUMO

O destino dado aos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados pela sociedade moderna é uma das maiores preocupações ambientais da atualidade. Sua disposição inadequada está diretamente relacionada à contaminação do solo, água e ar. O aterro sanitário é uma das formas de disposição final dos RSU com maiores benefícios sociais e econômicos e menores riscos à degradação ambiental. Os resíduos urbanos apresentam uma mistura de materiais muito complexa e de natureza diversa. O subproduto líquido gerado a partir da decomposição do material aterrado juntamente com as águas pluviais que entram no sistema através da drenagem superficial e percolam nas camadas compactadas de resíduos é chamado de lixiviado. Quando tratado adequadamente, esse efluente pode ser reaproveitado para outras atividades como a produção de biomassa para a cobertura vegetal de aterros sanitários. O presente trabalho objetivou avaliar as alterações na qualidade físico-química do lixiviado tratado visando o reúso agrícola através de sua aplicação em capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) e quantificar as características vegetativas do capim elefante sob distintas aplicações do lixiviado tratado. O estudo foi desenvolvido numa área experimental de 55 m² instalada em um aterro sanitário situado na Região Metropolitana do Recife. No local foram delimitadas 28 unidades experimentais, sendo sete tratamentos repetidos quatro vezes em delineamento em blocos casualizados (DBC). Cada unidade experimental possuía dimensão de 1,0 m x 1,0 m (1,0 m²) e 0,30 m entre parcelas, na qual foi cultivado capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.), em solo classificado como Argissolo Amarelo Eutrófico típico. Utilizaram-se os seguintes tratamentos: T1 – água de abastecimento (AA); T2 – 1 L de lixiviado tratado; T3 – 2 L de lixiviado tratado; T4 – 3 L de lixiviado tratado; T5 – 4 L de lixiviado tratado; T6 – 5 L de lixiviado tratado; e T7 – 6 L de lixiviado tratado. Concomitantemente, ao período experimental, foram analisadas as características físico-químicas do solo, as características físico-químicas e microbiológicas do lixiviado tratado e da água de abastecimento, bem como as características vegetativas do capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.). Os resultados mostraram que o efluente tratado do lixiviado tratado atendeu satisfatoriamente aos parâmetros analisados de qualidade de água para irrigação. Elevadas concentrações do lixiviado tratado apresentou melhor desempenho com relação aos parâmetros de crescimento, Altura da Planta, e produção de massa seca das folhas.

Palavras chaves: lixiviado; reúso; tratamento; aterro sanitário.

ABSTRACT

The fate given to solid urban waste generated by modern society is one of the major environmental concerns of today. Its inadequate disposal is directly related to contamination of soil, water and air. Landfill is the final disposal of solid urban waste with greater social and economic benefits and lower risks of environmental degradation. Urban waste presents a very complex mixture of materials of diverse nature. The liquid by-product, generated from the decomposition of the grounded material together with the rainwater entering the system through surface drainage and percolating into the compacted layers of waste, is called landfill leachate. When properly treated, this effluent can be reused for other activities such as the production of biomass for the vegetation cover of landfills. The present study aimed to evaluate the changes in the physical and chemical quality of the treated effluent from percolated urban solid waste aiming the agricultural reuse through its application in elephant grass and to quantify the vegetative characteristics of the elephant grass under different applications of the treated effluent. The study was developed in an experimental area of 55 m² installed in a landfill located in the Metropolitan Region of Recife. At the site, 28 experimental units were delimited, seven treatments repeated four times in a randomized complete block design. Each experimental unit had a 1.0 m × 1.0 m (1.0 m²) and 0.30 m plot size, in which elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.) was grown in soil classified as typical Eutrophic Yellow Argissolo. The following treatments were used: T1 - supply water (SW); T2 - 1 L percolated effluent; T3 - 2 L percolated effluent; T4 - 3 L percolated effluent; T5 - 4 L percolating effluent; T6 - 5 L percolating effluent; and T7 - 6 L percolating effluent. Concomitantly with the experimental period, the physical-chemical characteristics of the soil, the physical-chemical and microbiological characteristics of the percolate and the water supply and the vegetative characteristics of the elephant grass were analyzed. The results showed that the treated effluent from percolated urban solid waste satisfactorily met the analyzed water quality parameters for irrigation. High concentrations of this effluent presented better performance in relation to the growth parameter (plant height) of the elephant grass and also the dry matter production of the leaves.

Keywords: Landfill Leachate, Reuse, Treatment, Landfill.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Evolução de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) anual e per capita no Brasil nos anos 2013 e 2014.	19
Figura 2 – Figura esquemática indicando os impactos ambientais e sociais da disposição de RSU em vazadouro a céu aberto (lixão).....	22
Figura 3 – Figura esquemática de um aterro controlado, com destaque para as medidas mínimas de redução dos impactos ambientais.....	22
Figura 4 – Figura esquemática de um aterro sanitário e seus respectivos componentes.....	23
Figura 5 – Localização da Unidade Experimental em um Aterro	37
Figura 6 - Ilustração das unidades experimentais com seus referidos blocos (B1, B2, B3 e B4) e tratamentos (T1,T2,T3,T4,T5,T6 e T7)	40
Figura 7 - Disposição das unidades experimentais.....	40
Figura 8 - Ilustração do plantio do capim elefante	41
Figura 9 – Estação Meteorológica	43
Figura 10 – Lâminas mensais de precipitação pluviométrica, de evapotranspiração da cultura (ETc) e de irrigação ocorridas no período do experimento (29/04/2016 a 31/07/2016) para o Tratamento T1 (água de abastecimento – AA).....	53
Figura 11 – Valores médios de altura da planta em função dos tratamentos aplicados.	58
Figura 12 – Valores médios de massa úmida da planta em função dos tratamentos aplicados.	59
Figura 13 – Valores médios de massa úmida das folhas em função dos tratamentos aplicados.	60
Figura 14 – Valores médios de massa seca da folha em função dos tratamentos aplicados. ...	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) produzidos no Brasil.....	19
Tabela 2 – Quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados e coletados na Região Metropolitana do Recife (RMR)	20
Tabela 3 - Evolução da Destinação Final dos RSU no Brasil nos anos 1989, 2000 e 2008.....	24
Tabela 4 - Número de municípios por tipo de destinação adotada e por região.....	24
Tabela 5 – Estimativa da Geração de Resíduos Sólidos da RMR.....	25
Tabela 6 – Etapas da Estação de Tratamento do Lixiviado.....	37
Tabela 7 - Características físicas iniciais do solo utilizado no experimento.....	46
Tabela 8 – Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento	46
Tabela 9 – Características físico-químicas e microbiológicas da água de abastecimento (AA) e do lixiviado tratado (LIX) de resíduos sólidos urbanos, durante o período experimental.	47
Tabela 10 – Resultados das características físico-químicos da água de abastecimento (AA) usada para irrigação no tratamento T1	48
Tabela 11 – Resultados estatísticos dos parâmetros físico-químicos do lixiviado tratado usado para irrigação dos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6 e T7.	50
Tabela 12 – Valores médios da qualidade da água de abastecimento (AA) e do lixiviado tratado empregados na irrigação do experimento comparados com valores médios apresentados em revisão bibliográfica.....	54
Tabela 13 – Carga média (kg.ha ⁻¹ .período) dos principais elementos e compostos aportados com a irrigação de lixiviado tratado nos tratamentos durante o período do experimento.....	56
Tabela 14 – Análise de variância das variáveis agrônômicas Massa Úmida da Planta (MUP), Massa Úmida da Folha (MUF), Massa Seca da Folha (MSF) e Altura de Planta (AP) do capim elefante fertirrigado nos diversos tratamentos com lixiviado tratado.....	56

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AA – Água de Abastecimento
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- AP – Altura da Planta
- ARC – Água Residuária da lavagem e despolpa dos frutos do Cafeeiro
- ARB – Água Residuária da Bovinocultura
- ARL – Água Residuária da Indústria de Laticínio
- ARS – Água Residuária da Suinocultura
- CGA – Central de Gerenciamento Ambiental
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CTR – Central de Tratamento de Resíduos
- DAP – Dias Após Plantio
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETC – Estação de Tratamento de Chorume
- INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
- LIX – Lixiviado Tratado
- MMA – Ministério do Meio Ambiente
- MSF – Massa Seca da Folha
- MUF – Massa Úmida da Folha
- MUP – Massa Úmida da Planta
- NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
- OD – Oxigênio Dissolvido
- PMRS – Plano Metropolitano de Resíduos Sólidos
- PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
- PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico
- RMR – Região Metropolitana do Recife
- RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
- SAC – Sistema Alagado Construído
- TCO – Taxa de Carga Orgânica
- UE's – Unidades Experimentais

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1 Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil	17
2.2 Cenários da produção local e nacional dos resíduos sólidos.....	18
2.3 Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e nos estados de Pernambuco	21
2.3.1 Vazadouros a céu aberto ou lixões	21
2.3.2 Aterro controlado	21
2.3.3 Aterro sanitário.....	23
2.4 Impactos ambientais causados pela disposição de resíduos sólidos urbanos.....	25
2.5 Técnicas empregadas para tratamento de lixiviado de resíduos sólidos urbanos.....	27
2.6 Uso de águas residuárias para fins de reúso agrícola	30
2.7 Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo e cultivos agrícolas	32
2.8 Características agronômicas da cultura do capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.) e a produção de biomassa vegetal com resíduos líquidos.....	34
3. METODOLOGIA	36
3.1 Descrição da área de estudo.....	36
3.1.1 Descrição da Estação de Tratamento de Efluente do Aterro Sanitário estudado.	37
3.2 Desenvolvimento das atividades de campo.....	39
3.2.1 Descrição das Unidades Experimentais	39
3.2.2 Caracterização inicial do solo utilizado nas UE's.....	41
3.2.3 Caracterização da água de abastecimento e do lixiviado tratado	42
3.2.4 Condução da aplicação de água de abastecimento e de lixiviado	42
3.2.5 Análise estatística dos dados	45
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	46
4.1 Caracterização física do solo	46
4.2 Caracterização físico-química da água de abastecimento e do lixiviado tratado	47
4.2.1 Caracterização da água de abastecimento usada no experimento	48
4.2.2 Caracterização do lixiviado tratado usado no experimento.....	50

4.3	Precipitações pluviométricas, quantidade e qualidade da água de irrigação e aporte de nutrientes.....	52
4.4	Efeito da aplicação dos volumes de lixiviado tratado em cultura de capim elefante.....	56
4.4.1	Altura da planta (AP)	57
4.4.2	Massa úmida da planta (MUP).....	58
4.4.3	Massa úmida das folhas (MUF)	59
4.4.4	Massa seca das folhas (MSF)	60
5.	CONCLUSÃO	62
6.	RECOMENDAÇÕES	63
	REFERÊNCIAS	64

1. INTRODUÇÃO

A busca pela preservação do meio ambiente é contínua e inclui o desenvolvimento de conceitos, processos e tecnologias, cujos benefícios possam contribuir para o futuro da humanidade. Nesse contexto, é grande a preocupação com a disposição final dos resíduos gerados tanto pela aglomeração populacional nos territórios urbanos como pela atividade agropecuária. Segundo Celere et al. (2007) o destino dado aos resíduos urbanos gerados pela sociedade moderna é uma das maiores preocupações ambientais da atualidade.

No Brasil, de forma geral, esses resíduos são depositados em lixões a céu aberto, aterros controlados ou aterros sanitários (COUTO; BRAGA, 2003). O aterro sanitário é uma das formas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) que traz benefícios sociais e econômicos e menores riscos à degradação ambiental. Os resíduos urbanos apresentam uma mistura de materiais muito complexa e de natureza diversa. O subproduto líquido, gerado a partir da decomposição do material aterrado juntamente com as águas pluviais que entram no sistema através da drenagem superficial e percolam nas camadas compactadas de resíduos, é chamado de lixiviado (HAMADA, 1997).

O manejo adequado do lixiviado implica na necessidade de se conhecer as recargas provenientes das fontes externas e suas grandezas, que associada às condições físicas do aterro contribuirá para a produção do lixiviado (GIORDANO, 2004; GOMES, 2009).

O lixiviado oriundo de aterros sanitários apresenta elevada variabilidade composicional, podendo nele ser encontrado nutrientes importantes para agricultura, como o nitrogênio, o fósforo, o potássio e a matéria orgânica fazendo assim, com que seja visto de outra maneira que não apenas como líquido altamente poluente, mas também como um potencial fertilizante com fins agrícola (SILVA et al., 2011).

A incorporação de biomassa vegetal na superfície das células de aterros sanitários a partir da aplicação de lixiviado de resíduo sólidos urbanos como fonte de água e nutrientes na produção de gramíneas, mostra-se uma alternativa viável para sua manutenção, pois além de promover o reúso da água, a prática minimiza os efeitos erosivos nos taludes e também reduz os impactos ambientais do lixiviado urbano no sistema solo-planta atmosfera (COELHO, 2013).

Especificamente, objetivou-se: a) avaliar a qualidade físico-química do lixiviado tratado visando o reúso agrícola através de sua aplicação na cultura do capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum); e b) quantificar as características vegetativas do capim

elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) sob distintas taxas de aplicações do lixiviado tratado.

A hipótese deste trabalho foi avaliar se o processo de tratamento do lixiviado através de nanofiltração é capaz de qualificar o efluente para que possa ser utilizado no reúso agrícola e este mesmo efluente possuir qualidade para aportar macro e micronutrientes em sua utilização agrícola.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) foi instituída pela Lei 12.305 / 2010. A lei dispõe de princípios, objetivos e instrumentos, a fim de proporcionar avanço ao Brasil no combate aos principais problemas ambientais, sociais e econômicos advindos do manejo inadequado dos resíduos sólidos (MMA, 2016).

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através da NBR 10004/04 (ABNT, 2004a), os resíduos sólidos são definidos como resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e econômicas inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Segundo a PNRS os resíduos sólidos são classificados quanto à origem e a periculosidade. Quanto à origem são classificados da seguinte forma: a) resíduos domiciliares; b) resíduos de limpeza urbana; c) resíduos sólidos urbanos; d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços; e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico; f) resíduos industriais; g) resíduos de serviços de saúde; h) resíduos da construção civil; i) resíduos agrossilvopastoris; j) resíduos de serviços de transportes; e k) resíduos de mineração (BRASIL, 2010).

Conforme Monteiro et al. (2001), a classificação dos resíduos sólidos está relacionado à sua origem. Baseado neste critério, os diferentes tipos de resíduos sólidos podem ser agrupados em cinco classes: a) Doméstico ou residencial; b) Comercial; c) Público; d) Domiciliar especial; e e) Fontes especiais.

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) englobam os resíduos domiciliares, ou seja, aqueles provenientes de atividades domésticas em residências urbanas e os resíduos de limpeza urbana, aqueles originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, bem como de outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

Segundo a PNRS, os resíduos sólidos são classificados quanto à sua periculosidade em resíduos perigosos e resíduos não perigosos. Os primeiros são aqueles que, por apresentarem

pelo menos uma das características a seguir: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade; apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental. Já os resíduos não perigosos são aqueles que não apresentam quaisquer características dos resíduos perigosos (BRASIL, 2010).

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), que dispõe sobre resíduos sólidos, os resíduos são classificados quanto aos seus potenciais riscos ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente. Nesta classificação está envolvida: a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, seus constituintes e características e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

Desta forma, os resíduos sólidos, quanto à periculosidade que estes apresentam são classificados, segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004a) da seguinte forma:

- a) Resíduos Classe I – Perigosos: aqueles que apresentam periculosidade, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas; inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Podendo apresentar risco à saúde pública, provocar mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; risco ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada;
- b) Resíduos Classe II – Resíduos Não Perigosos: Resíduos Classe IIA – Não Perigosos e Não Inertes: Aqueles que podem ter propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água, porém não se enquadra nas classificações de resíduo classe I e classe II B; e Resíduos Classe IIB – Não Perigosos e Inertes: Aqueles que não tiver nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

2.2 Cenários da produção local e nacional dos resíduos sólidos

O aumento da população, bem como o elevado desenvolvimento econômico e a cultura do consumo são fatores responsáveis pelo aumento excessivo do volume e variedade dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), resultando em um dos principais problemas ambientais (FADINI; FADINI, 2001).

No Brasil cada habitante produz aproximadamente 1,0 Kg de resíduos por dia. Nas regiões mais desenvolvidas esse valor é ainda mais acentuado: a região Sudeste, por exemplo,

chega a produzir 1,239 Kg de resíduos por habitante por dia. Na Tabela 1 apresentam-se as médias de geração per capita de RSU nos anos de 2013 e 2014 (ABRELPE, 2014).

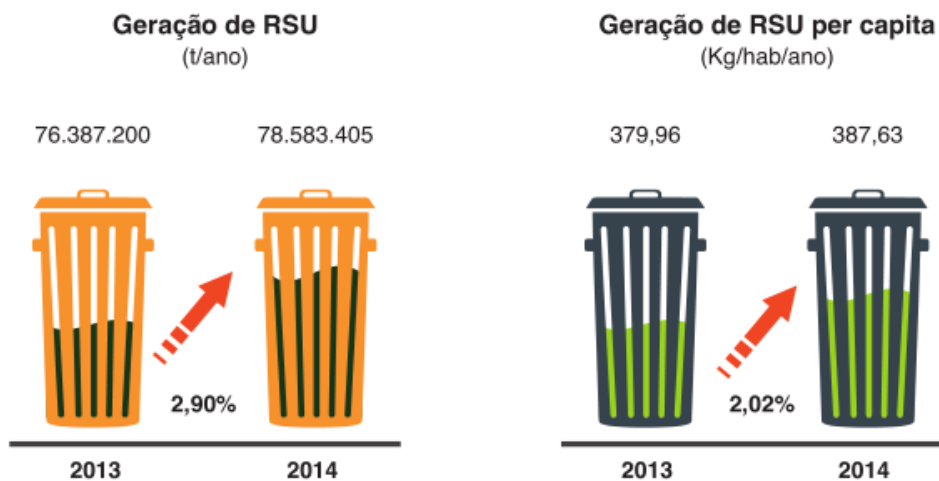
Tabela 1 – Quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) produzidos no Brasil

Regiões	2013		População Total	2014	
	RSU Gerado (t/dia)	Índice (Kg/hab.dia)		RSU Gerado (t/dia)	Índice (Kg/hab.dia)
Norte	15.169	0,892	17.261.983	15.413	0,893
Nordeste	53.465	0,958	56.186.190	55.177	0,982
Centro-Oeste	16.636	1,110	15.219.608	16.948	1,114
Sudeste	102.088	1,209	85.115.623	105.431	1,239
Sul	21.922	0,761	29.016.114	22.328	0,770
BRASIL	209.280	1,041	202.799.518	215.297	1,062

Fonte: ABRELPE (2014).

Na Figura 1 são mostrados os resultados das pesquisas realizadas pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) em 2014, neste ano o país gerou aproximadamente 78,6 milhões de toneladas de resíduos, o que representou um aumento de 2,9% comparado ao ano de 2013, índice superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,9% (ABRELPE, 2014).

Figura 1 – Evolução de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) anual e per capita no Brasil nos anos 2013 e 2014.



Fonte: ABRELPE (2014).

Ainda segundo a ABRELPE (2014) no ano de 2014 a coleta de RSU foi de, aproximadamente, 71,3 milhões de toneladas de resíduos, o que demonstrava um percentual de cobertura de coleta de 90,6%, levando a conclusão de que pouco mais de 7 milhões de toneladas de resíduos sólidos deixaram de ser coletados e por conseguinte tiveram disposição inapropriada.

Na Região Metropolitana do Recife (RMR) no ano de 2008 foram recolhidas aproximadamente 144.583 toneladas de resíduos por mês de origem doméstica, comercial e pública, o que corresponde a 4.819 toneladas por dia (PMRS, 2011).

Com uma população de 3.658.318 habitantes, a RMR produziu no ano de 2008, em função do percentual de cobertura dos serviços de coleta, aproximadamente, 1,32 kg/hab.dia, valor este que se encontra acima da média de municípios brasileiros que estão na faixa de 0,80 a 1,00 kg/hab.dia (PMRS, 2011).

A coleta de RSU na RMR em 2008 representou um percentual de 89,72%, sendo assim, estima-se que a geração de RSU tenha sido de 161.149,13 toneladas mensais. Dessa forma, aproximadamente 16.566,13 toneladas de resíduos sólidos mensais deixaram de ser coletados e foram destinados de maneira inadequada (PMRS, 2011).

Na Tabela 2 são apresentadas as quantidades coletadas e a geração per capita dos RSU nos municípios que compõem a Região Metropolitana do Recife (RMR).

Tabela 2 – Quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados e coletados na Região Metropolitana do Recife (RMR)

Municípios	População (hab)	Coleta (Contrato) (t)	Coleta (Prefeitura) (t)	Total (t)	Geração per capita (Kg/hab.dia)
Abreu e Lima	92.217	3.200	-	3.200	1,157
Araçoiaba	16.520	-	309	309	0,623
Cabo de Sto. Agostinho	163.139	11.794	-	11.794	2,410
Camaragibe	136.381	4.140	-	4.140	1,012
Igarassu	93.748	2.366	-	2.366	0,841
Ipojuca	70.070	2.700	-	2.700	1,284
Itamaracá	17.573	1.200	-	1.200	2,276
Itapissuma	22.852	-	480	480	0,700
Jaboatão dos Guararapes	665.387	21.330	-	21.330	1,069
Moreno	52.830	-	1.050	1.050	0,663
Olinda	391.433	10.773	-	10.773	0,917
Paulista	307.284	9.816	-	9.816	1,065
Recife	1.533.580	72.625	-	72.625	1,579
São Lourenço da Mata	95.304	-	2.800	2.800	0,979
TOTAL	3.658.318	139.944	4.639	144.583	1,317

Fonte: Queiroz & Queiroz (2008)

2.3 Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e nos estados de Pernambuco

Segundo Matos et al., (2008) a disposição incorreta dos resíduos sólidos envolve riscos ambientais, comprometendo o solo, ar e recursos hídricos. Sua destinação final é um dos grandes problemas enfrentados pela humanidade.

2.3.1 Vazadouros a céu aberto ou lixões

Técnica inadequada para disposição final de resíduos sólidos. Os resíduos são despejados diretamente no solo, sem critérios técnicos e medidas de proteção ambiental ou à saúde pública (LANZA; CARVALHO, 2006). Neste tipo de destinação, o lixo fica exposto a céu aberto e não há controle dos resíduos que são depositados (MORAIS, 2005).

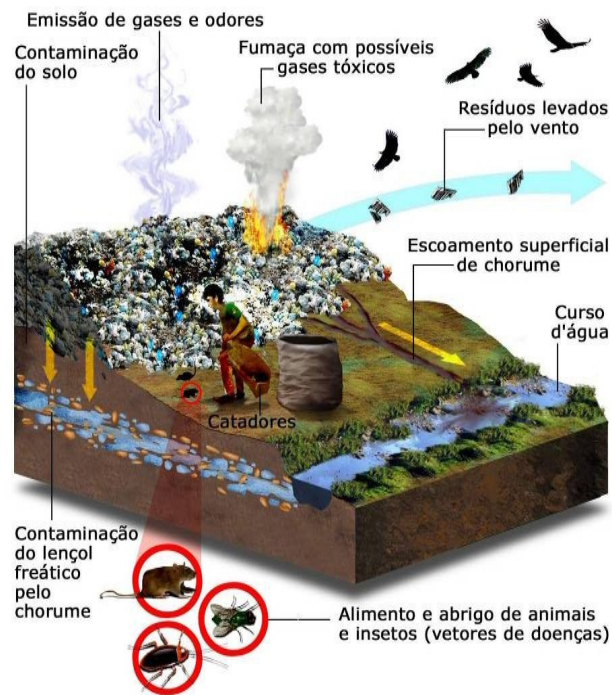
Dentre os impactos negativos dos lixões destacam-se: problemas à saúde pública, como a proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, entre outros), geração de odores desagradáveis e, principalmente, contaminação de águas superficiais e subterrâneas e do solo pelo lixiviado (LANZA; CARVALHO, 2006). Geralmente nesses locais há presença de catadores, aumentando, dessa forma, as condições insalubres do local. (Figura 2).

2.3.2 Aterro controlado

Conforme a NBR 8849 de 1985 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), define-se aterro controlado como sendo uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e a sua segurança, pois busca minimizar os impactos ambientais, através do confinamento dos resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte (Figura 3).

Nos aterros controlados o lixo depositado no solo recebe uma camada de material inerte (solo) por cima, o que acaba por reduzir a poluição do local. No entanto, esta forma de disposição ainda causa grandes impactos ao meio ambiente devido à contaminação do solo e das águas subterrâneas pela falta de impermeabilização do solo e ausência de sistemas de tratamento de lixiviado e dos gases emanados para atmosfera (MORAIS, 2005).

Figura 2 – Figura esquemática indicando os impactos ambientais e sociais da disposição de RSU em vazadouro a céu aberto (lixão)



Fonte: FEAM (2008)

Figura 3 – Figura esquemática de um aterro controlado, com destaque para as medidas mínimas de redução dos impactos ambientais



Fonte: FEAM (2008)

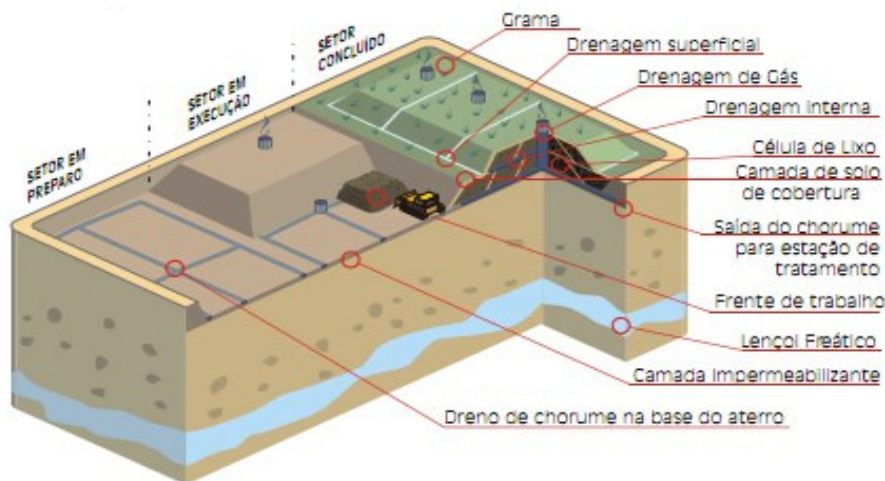
2.3.3 Aterro sanitário

Segundo a NBR 8419 (ABNT, 1992) os aterros sanitários tem sido a melhor alternativa para disposição final dos resíduos sólidos. Esta técnica, desde que bem operada, não causa danos à saúde pública e ao meio ambiente. A técnica utiliza-se de princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos a menor área possível e de reduzi-los ao menor volume permissível, de forma a minimizar os impactos ambientais. A técnica de aterramento dos resíduos sólidos consiste na disposição do RSU em camadas, que são diariamente cobertas com material inerte, formando células (Figura 4) (SILVA, 2008).

Diferentemente dos lixões e aterros controlados, a base do aterro sanitário é constituída por uma estrutura impermeabilizada – mantas de polietileno de alta densidade (PEAD) - que fica sobre o solo que receberá o lixo. Sua função é impedir que elementos tóxicos produzidos na decomposição do RSU entrem em contato com a água e o solo, evitando a poluição do ambiente. Além disso, o lixiviado gerado no aterro é tratado em estações de tratamento e só então, é lançado no corpo hídrico receptor (SILVA, 2002). Desta forma, o uso de aterros sanitários impede a contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

Dentre algumas vantagens ambientais da técnica de disposição de resíduos em aterros sanitários estão o aproveitamento do biogás produzido durante a decomposição do lixo para a geração de energia, controle do lixiviado e utilização do local de aterramento para a construção de áreas de lazer após seu fechamento (RODRIGUES, 2009).

Figura 4 – Figura esquemática de um aterro sanitário e seus respectivos componentes



Fonte: CONDER (2016)

Segundo o IBGE (2008) os vazadouros a céu aberto, conhecidos como “lixões”, ainda são o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros, mas esse quadro teve uma mudança significativa nos últimos 20 anos. Em 1989, eles representavam o destino final de resíduos sólidos em 88,2% dos municípios. As regiões Nordeste (89,3%) e Norte (85,5%) registraram as maiores proporções de municípios que destinavam seus resíduos aos lixões, enquanto as regiões Sul (15,8%) e Sudeste (18,7%) apresentaram os menores percentuais. Paralelamente, houve uma expansão no destino dos resíduos para os aterros sanitários, solução mais adequada, que passou de 17,3% dos municípios, em 2000, para 27,7%, em 2008 (Tabela 3).

Tabela 3 - Evolução da Destinação Final dos RSU no Brasil nos anos 1989, 2000 e 2008

Ano	Vazadouro a céu aberto ou lixão (%)	Aterro Controlado (%)	Aterro Sanitário (%)
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008) e Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB (2008)

Segundo a ABRELPE (2014), no ano de 2014 foram destinados a locais inadequados 81.258 toneladas de resíduos sólidos urbanos. Dentro da realidade brasileira, o ideal seria que os resíduos sólidos fossem dispostos em aterros sanitários, pois são mais vantajosos tanto do ponto de vista técnico quanto do econômico.

A situação para os municípios brasileiros no que diz respeito à disposição final dos resíduos sólidos urbanos é ainda mais preocupante, na região Nordeste, por exemplo, 1.339 municípios destinam seus resíduos de forma inadequada (ABRELPE, 2014) (Tabela 4).

Tabela 4 - Número de municípios por tipo de destinação adotada e por região

Destinação Final	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	Brasil
Aterro Sanitário	93	455	164	820	704	2.236
Aterro Controlado	112	505	147	644	367	1.775
Vazadouro/Lixão	245	834	156	204	120	1.559
BRASIL	450	1.794	467	1.668	1.191	5.570

Fonte: ABRELPE (2014)

Na RMR os municípios destinam seus resíduos para lixões e/ou aterros controlados, sendo que apenas uma parte desse material é destinada a aterros sanitários, como por exemplo, os das Centrais de Tratamento de Resíduos candeias e Pernambuco, CTR candeias e CTR-PE, respectivamente.

A CTR candeias, localizada no município de Jaboatão dos Guararapes, é licenciada apenas para receber resíduos classe II (resíduos não perigosos). O aterro recebe resíduos dos municípios do Cabo de Santo Agostinho, Jaboatão dos Guararapes, Recife e Moreno. A CTR-PE, por sua vez, está situada no município de Igarassu, possui aterro licenciado para receber resíduos classe I (resíduos perigosos) e classe II. Atualmente o empreendimento recebe resíduos provenientes dos municípios de Olinda, Paulista, Abreu e Lima, Igarassu, Itapissuma, Itamaracá, Araçoiaba e Goiana.

Através de um estudo realizado pelo Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco (2012) é possível estimar a produção de resíduos sólidos para os anos de 2016, 2020, 2024, 2028 e 2032 dos municípios da RMR (Tabela 5).

Tabela 5 – Estimativa da Geração de Resíduos Sólidos da RMR

MUNICÍPIO	PROJEÇÃO DA PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (t/ano)				
	2016	2020	2024	2028	2032
Abreu e Lima	41.058,18	41.576,35	41.996,97	42.379,29	42.723,33
Araçoiaba	4.560,63	4.751,65	4.906,58	5.047,41	5.174,15
Cabo de Santo Agostinho	177.396,38	183.785,27	188.971,10	193.683,98	197.923,89
Goiana	69.935,64	70.818,27	71.534,80	72.186,07	72.772,10
Igarassu	34.420,29	35.787,21	36.896,78	37.905,16	38.812,35
Ilha de Itamaracá	20.321,56	21.055,94	21.651,85	22.193,22	22.680,03
Itapissuma	6.604,68	6.843,31	7.036,98	7.213,02	7.371,43
Jaboatão dos Guararapes	264.231,33	269.797,71	274.316,05	278.422,49	282.117,02
Moreno	15.046,28	15.620,78	16.087,18	16.511,08	16.892,46
Olinda	127.020,55	127.599,59	128.069,51	128.496,60	128.880,84
Paulista	124.531,94	127.902,19	130.637,77	133.123,93	135.360,65
Recife	919.610,50	934.458,62	946.510,94	957.464,57	967.319,51

Fonte: Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco (2012)

2.4 Impactos ambientais causados pela disposição de resíduos sólidos urbanos

Impacto ambiental é definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e/ou biológicas do meio ambiente, causada direta ou indiretamente por atividades humanas que afetam a saúde, segurança e/ou a qualidade de vida do homem e dos recursos

ambientais. Quando os impactos são negativos, podem acarretar na degradação ambiental (FOGLIATTI; FILIPPO; GOUDARD, 2004).

O descarte dos resíduos sólidos tem se tornado um grande problema quanto ao prejuízo e poluição do meio ambiente se descartados sem tratamento (MOTA et al., 2009). A disposição inadequada dos RSU está relacionada à contaminação do solo, das águas e do ar (CHERUBINI, 2008).

No solo os RSU podem alterar as características físicas, químicas e biológicas, constituindo-se num problema de ordem estética e também numa séria ameaça à saúde pública. Por possuir substâncias de alto teor energético e, disponibilizar simultaneamente água, alimento e abrigo, os resíduos se tornam criadouro de vetores de doenças, como roedores, moscas, bactérias e vírus (CHERUBINI, 2008).

A poluição da água por RSU pode alterar as características do corpo hídrico, seja quando lançados diretamente ou através da percolação do líquido oriundo da decomposição da matéria orgânica presente no lixo, associado com as águas pluviais e nascentes existentes nos locais de descarga dos resíduos (MOTA et al., 2009). Os principais efeitos são: aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), redução dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), elevada presença de coliformes, aumento da turbidez, intoxicação de organismos presentes naquele ecossistema, incluindo o homem, quando este utiliza água contaminada para consumo (CHERUBINI, 2008).

A decomposição dos RSU gera gases como metano (CH_4), óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x), e dióxido de carbono (CO_2). Esses gases na atmosfera contribuem para fenômenos como a chuva ácida e o efeito estufa, além de serem tóxicos para diversos organismos (CHERUBINI, 2008).

O lixiviado pode ser considerado como um efluente complexo, que pode conter compostos orgânicos (ácidos orgânicos, substâncias húmicas, solventes, álcoois, fenóis, compostos aromáticos, pesticidas e outros), metais pesados potencialmente tóxicos (Cd, Zn, Cu, Pb) e muitos outros íons (NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , S^{2-} , HCO_3^- etc.) (MARNIE; BITTON; TOWNSEND, 2005). A composição física e química do lixiviado varia em função do tipo de solo utilizado como cobertura dos resíduos, do tipo de RSU depositado, das condições climáticas locais, das condições geológicas e da idade do aterro (BERTAZZOLI; PELEGRINI, 2002; JEONG-HOON et al., 2001; CARVALHO, 2005; PENG et al., 2007).

Segundo Oliveira e Pasqual (2001) do ponto de vista de qualidade, o lixiviado apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas. Os autores também afirmam que a infiltração da precipitação por

meio do solo é um processo natural, e faz parte do ciclo de recarga do lençol freático. Ainda segundo os autores, a infiltração de água através dos resíduos sólidos carrega substâncias solúveis suspensas no mesmo. Esse processo chama-se percolação. A lixiviação separa substâncias contidas nos resíduos sólidos, por meio de lavagem.

2.5 Técnicas empregadas para tratamento de lixiviado de resíduos sólidos urbanos

O tipo de tratamento para o lixiviado vai variar conforme sua composição, pois cada aterro gera lixiviado com características particulares, o que requer uma avaliação do tipo de tratamento viável e eficiente para cada caso (SILVA, 2002).

A definição do processo de tratamento deve considerar entre outros, os seguintes aspectos: custos de investimentos e operacionais, área disponível, clima, legislação, classe do corpo receptor, proximidade de residências, direção de ventos, estabilidade do terreno, assistência técnica e controle operacional (GIORDANO, 2004).

Uma grande dificuldade nos projetos de aterro sanitário é o tratamento do lixiviado, pois a elevada disparidade e variabilidade nos valores das concentrações de seus parâmetros físico-químicos e biológicos, ao longo do tempo, dificultam a adoção de sistemas eficientes de tratamento (GOMES, 2009). A maioria dos aterros sanitários situados no Brasil não possui tratamento para o lixiviado ou quando o tem, é inadequado. Dessa forma, é imprescindível o desenvolvimento de técnicas adequadas para obtenção de um tratamento eficiente e que também sejam compatíveis com a realidade econômica dos municípios (MANNARINO et al., 2006).

No Reino Unido a técnica de “Wetlands” tem sido muito utilizada. O uso de leitos com plantas aquáticas tem apresentado bons resultados na remoção de componentes orgânicos, entretanto, são deficientes na remoção de nitrogênio amoniacal, o que limita o seu uso no tratamento do lixiviado. Contudo, tais sistemas têm sido considerados potenciais como tratamento secundário de lixiviado que tenha sido previamente tratado em sistemas biológicos aeróbios. Plantas aquáticas têm uma relativa resistência à salinidade elevada o que é uma das características do lixiviado de aterros sanitários, principalmente quando o mesmo é recirculado (ROBINSON, 1993).

A utilização de lagoas, valos, tanques de acumulação irão possibilitar um aumento na taxa de evaporação do lixiviado. Contudo, é preciso considerar que a acumulação deste

material pode gerar a presença de odores (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993 e McBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

A recirculação do lixiviado consiste na reinjeção do líquido na massa de lixo já aterrada e é considerado um método de tratamento uma vez que propicia a atenuação dos constituintes pela aceleração da atividade biológica e por reações físico-químicas que ocorrem no interior do aterro, como por exemplo, a conversão dos ácidos orgânicos presentes no lixiviado em metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2). É importante ressaltar que um aterro sanitário é um grande reator (não controlado) anaeróbio e a recirculação do lixiviado aumenta o seu tempo dentro do reator (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993 e McBEAN; ROVERS; FARQUHAR, 1995).

O tratamento biológico do lixiviado tem por objetivo estabilizar os seus constituintes orgânicos reduzindo a sua DBO a valores compatíveis com o meio ambiente (e com a legislação). Os tratamentos biológicos podem ser aeróbios, anaeróbios ou mistos. Dentre os processos aeróbios, os processos mais conhecidos e utilizados são os de lodos ativados, lagoas aeradas e filtros biológicos (GIORDANO, 2004).

As lagoas anaeróbias podem ser eficientes sistemas para reduzir a carga orgânica de etapas subsequentes de tratamento de lixiviado (de lagoas aeradas, por exemplo). A aplicabilidade seria para lixiviados novos. Nelas, a degradação da matéria orgânica ocorre na ausência de oxigênio. A profundidade dessas lagoas varia de 2 a 4 metros, e elas podem ocupar áreas menores do que as lagoas aeróbias ou facultativas. Elas não necessitam de muitos cuidados operacionais e, em geral, a remoção da DBO na lagoa anaeróbia fica em torno de 50% (FERREIRA et al, 2001).

Processos de separação com membranas tem na diferença de pressão a força motriz para concentrar, fracionar e purificar soluções, em particular soluções aquosas. Em função da natureza e do tipo de solutos e da presença ou não de partículas em suspensão, membranas com diferentes tamanhos e distribuição de poros são empregadas, caracterizando os processos conhecidos como microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa. Dos meios filtrantes usados os que apresentam maiores eficiências são os processos de nanofiltração e osmose inversa (FERREIRA et al, 2001).

Peters (1998) avaliou dados obtidos de mais de 150 aterros sanitários da Alemanha e concluiu que a maior parte do lixiviado é constituído por substâncias inorgânicas, compreendendo 80 a 95% do seu conteúdo líquido. Em virtude disso, a aplicação de um tratamento biológico não seria apropriado. Desta maneira, foi estudada a utilização de

processos de nanofiltração e osmose inversa para tratar o lixiviado, atingindo de 75 a 80% de eficiência e reinjetando o concentrado no aterro.

Os processos oxidativos são alternativas tecnológicas extremamente eficientes para destruir substâncias orgânicas de difícil degradação e muitas vezes em baixas concentrações (SILVA, 2002). A oxidação química é o processo na qual elétrons são removidos de uma substância aumentando seu estado de oxidação (FERREIRA et al, 2001).

Huang, Diyamandoglu e Fillos (1993) destacam que o processo de ozonização é eficiente para a remoção de cor do lixiviado, além de aumentar a sua degradabilidade (relação DBO/DQO), contudo, não é tão efetivo na remoção de carbono orgânico total e amônia.

As desvantagens do processo de ozonização se referem ao seu alto custo, do ozônio ter que ser gerado “in situ”, à impossibilidade de se ter ozônio em água por um período longo e a não ocorrência da oxidação a CO_2 e H_2O de certos compostos (FERREIRA et al, 2001).

O tratamento do lixiviado envolve uma série de operações unitárias que pode abranger processos físicos, químicos e biológicos, a depender das características do lixiviado. No aterro metropolitano de Gramacho, Rio de Janeiro, o tratamento do lixiviado consiste nas seguintes etapas: etapa preliminar (lagoa de equalização, peneira e tanque de homogeneização aerado); etapa primária (coagulação química com adição de cal, tanque clarificador primário, e correção de pH); etapa secundária (lodos ativados) e etapa terciária (membrana de nanofiltração) (GIORDANO et al., 2002).

Na Central de Gerenciamento Ambiental (CGA) Titara, Maranhão, o tratamento de lixiviado é semelhante ao aterro de Gramacho. O processo é dotado das etapas primária (coagulação química com adição de cal, tanque clarificador primário, e correção de pH); etapa secundária (lodos ativados) e etapa terciária (membrana de nanofiltração) (CGA Titara, 2016).

Em Santa Catarina, no aterro sanitário da RECICLE, o lixiviado gerado é drenado e direcionado para lagoas de estabilização e aeração respectivamente. O lodo biológico, resultante do processo, é transferido para leitos de secagem e o líquido extraído retorna para as lagoas de tratamento. Após a etapa das lagoas, o efluente, ainda com coloração escura, passa por processo de descontaminação e clarificação, por meio de agentes químicos, que dão ao efluente um aspecto cristalino. Só assim, o material pode ser lançado para o meio ambiente (RECICLE, 2016).

O aterro sanitário de Minas do Leão, município de Santa Maria (RS), possui uma tecnologia distinta para o tratamento do lixiviado. O tratamento consiste em um pré-tratamento e acumulação do lixiviado bruto por uma unidade compacta de tratamento por

osmose reversa, por uma unidade de armazenamento de rejeitos concentrados e por uma unidade de armazenamento de efluentes tratados (permeado) (CRVR, 2016). Essa mesma tecnologia existe nos aterros de Belford Roxo (RJ) e São Francisco do Conde (BA).

Em Pernambuco, na Região Metropolitana do Recife, destacam-se os aterros sanitários CTR-PE e CTR candeias. O primeiro contempla duas fases, uma físico-química e outra biológica. A etapa físico-química tem a função de separar e remover metais pesados bem como alguns sais e a biológica é constituída por um reator anóxico e um reator aeróbio do tipo lodo ativado (CTR-PE, 2016). O tratamento de lixiviado da CTR candeias assemelha-se aos dos aterros de Gramacho e Titara. O tratamento do lixiviado é realizado através das etapas de tratamento preliminar (lagoa de equalização, peneiramento e tanque de homogeneização); primário (precipitação química, decantação primária, stripping de amônia e lavagem dos gases); secundário (correção de pH, adição de nutrientes, lodos ativados e decantação secundária) e o terciário (filtros de resina, correção de pH e nanofiltração).

Em se tratando do lixiviado de RSU, técnicas avançadas de tratamento são cada vez mais necessárias para que possibilite seu aproveitamento como fonte hídrica no aumento da produção de biomassa para fins energéticos.

2.6 Uso de águas residuárias para fins de reúso agrícola

A reutilização de águas residuárias contribui com uma menor captação de recursos hídricos e na redução de lançamento de efluentes nos corpos d'água, constituindo-se, portanto, numa eficiente estratégia para a conservação desse recurso natural, em seus aspectos qualitativos e quantitativos (MEDEIROS et al., 2007).

No Brasil, a escassez de água é bastante comum, principalmente na região Nordeste. Aproximadamente 58% desta região apresenta território situado na região semiárida, caracterizada por apresentar poucas chuvas, temperaturas elevadas e alta taxa de evapotranspiração (SOUSA et al., 2005).

Não obstante, nessas regiões áridas e semiáridas, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agropecuário. Planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram, continuamente, novas fontes de recursos para complementar à disponibilidade hídrica existente. Em todo o mundo, tem-se aumentado a necessidade de se utilizar águas de qualidade “inferior” na agricultura, o que torna o uso de águas residuárias uma fonte hídrica para a expansão das áreas

irrigadas. Assim, a técnica de reúso tende a ser um eficiente instrumento para a gestão dos recursos hídricos no Brasil e no mundo nos próximos anos (NOBRE et al., 2008).

O reúso de águas residuárias na agricultura é uma das práticas mais recomendadas (FONSECA et al., 2007; PIVELI et al., 2008), pois garante a produtividade das culturas, em razão do fornecimento de água e nutrientes (LEAL et al., 2009), e preserva a qualidade ambiental, por evitar lançamentos diretos de esgotos nos corpos hídricos (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006).

De forma geral, a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta, quando realizada sem critérios agronômicos e ambientais, pode acarretar problemas de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas e toxicidade às plantas. Em contrapartida, se bem planejada esta aplicação pode trazer benefícios, tais como fonte de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor (ERTHAL et al., 2010a).

O uso sustentável de águas residuárias deverá ser feito em função da capacidade do sistema solo-planta em absorver o efluente aplicado sem comprometer a qualidade do solo, da planta nem das águas subterrâneas. Parâmetros como nitrogênio, elementos fitotóxicos, metais pesados e a salinidade, têm sido utilizados como referenciais na determinação da lâmina a ser aplicada na fertirrigação, devendo-se adotar como base a substância de maior concentração no efluente. A taxa de aplicação de água residuária na fertirrigação é determinada com base em uma ou mais variáveis constituintes do efluente. A concentração de nitrogênio e de metais e a salinidade do solo são os referenciais mais utilizados (ERTHAL et al., 2010b).

A disposição de água residuária no solo é outra possibilidade para o seu tratamento (VAN DER HOEK et al., 2002). A técnica torna-se ambientalmente adequada caso não haja disponibilização de quantidades de nutrientes superiores à capacidade de absorção pelas culturas e, ou retenção pelo solo (PERDOMO et al., 1999; MATOS, 2007).

Coelho (2013) verificou que elevadas dosagens do lixiviado de aterro sanitário aplicadas em um solo classificado como Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico favoreceu a redução na sua qualidade, tendo os valores de pH, sódio (Na^+) e porcentagem de sódio trocável (PST) sido influenciados pelas dosagens de lixiviado de RSU e pelo tempo de aplicação; o pH do solo foi o atributo que mais influenciou na disponibilidade dos demais elementos presentes no solo. Os teores de ferro (Fe) reduziram consideravelmente ao longo do tempo de aplicação e ao longo do perfil do solo devido ao aumento significativo do pH do

solo no decorrer do período de estudo e as reações de oxirredução do meio. Os demais atributos analisados no solo variaram apenas com relação à profundidade, onde a condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), potássio (K^+), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), CTC efetiva, saturação por bases (V), manganês (Mn), cobre (Cu) e zinco (Zn) diminuíram ao longo do perfil do solo, e fósforo (P), cálcio (Ca^{2+}), níquel (Ni) e chumbo (Pb) aumentaram. As concentrações de cádmio (Cd) e magnésio (Mg^{2+}) foram praticamente constantes, e as de alumínio trocável (Al^{3+}), acidez potencial (H+Al) e saturação por alumínio (m) foram nulas.

Coelho et al. (2015) verificaram que a recirculação do lixiviado de RSU nas células do aterro sanitário, aliada a produção de capim elefante favorece tanto uma destinação final como tratamento para esse resíduo líquido.

2.7 Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo e cultivos agrícolas

Queiroz et al. (2004) utilizaram o método do escoamento superficial para estudar o efeito da aplicação intensiva de água residuária da suinocultura (ARS) nas características químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com quatro espécies forrageiras: quicuiu da Amazônia (*Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick), braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf), coastcross (*Cynodondactylon* (L.) Pers.) e tifton 85 (*Cynodon* spp.). A ARS foi aplicada à taxa média equivalente a $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) durante 4 meses. A aplicação da ARS proporcionou acúmulo de P, K, Na e Zn no solo, enquanto as concentrações de Mg e Cu diminuíram e a de Ca se manteve inalterada.

Quin e Woods (1978) verificaram aumento na concentração de nitrogênio total, em pastagens fertirrigadas, durante mais de 16 anos, com esgoto sanitário tratado. Resultados semelhantes foram obtidos por Latterell et al. (1982), após cinco anos de cultivo de milho fertirrigado com água residuária. Quin e Forsythe (1978) constataram que a aplicação anual de 840 mm de esgoto sanitário tratado, cujas concentrações de nitrogênio total variavam entre 14 e 41 mg.L^{-1} , acarretou aumento nas concentrações de nitrato e outros nutrientes, exceto fósforo. Entretanto, esse aumento de nitrato não atingiu concentrações críticas na solução do solo.

Matos; Lemos e Barros (2004), para avaliar a mobilidade do nitrato no solo de rampas vegetadas, utilizaram o método do escoamento superficial de águas residuárias da suinocultura (ARS), águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC) e águas residuárias da bovinocultura confinada (ARB). Nas rampas de tratamento da ARS, foram cultivados com capim-tifton 85, coastcross, quicuío da Amazônia e *Brachiaria decumbens*, enquanto nas rampas de tratamento da ARB, cultivou-se o capim-tifton 85 e, nas rampas de tratamento de ARC, a aveia-preta, azevém e milho. A taxa de aplicação de água residuária nas rampas foi de 250, 750 e 800 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO₅ para ARC, ARS e ARB, respectivamente.

Dentre as características de plantas forrageiras para fins de aplicação de águas residuárias estão: perenidade, elevada capacidade de extração de nutrientes e matéria seca, permissividade de cortes freqüentes e sucessivos ao longo da maior parte do ano, cobertura do solo, que sejam palatáveis aos animais, adaptação às condições climáticas e do solo local, baixa vulnerabilidade a pragas e doenças e tolerância à salinidade e toxicidade a íons específicos (ERTHAL et al., 2010b).

O capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) apresenta algumas dessas características e, recentemente, vem sendo utilizado em estudos de disposição de águas residuárias no solo. Queiroz (2000) avaliando diversas gramíneas forrageiras em rampas de escoamento superficial, no tratamento de águas residuárias de suinocultura, concluiu que o capim-tifton 85 mostrou-se mais adequado ao cultivo em tais condições de tratamento.

Abrahão (2006), avaliando a eficiência de sistemas alagados construídos (SAC) na depuração de águas residuárias de indústrias de laticínios (ARL), utilizou capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) e capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) e cinco taxas de carga orgânica (TCO) média aplicada por unidade de área de 66, 130, 190, 320 e 570 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO. Segundo o autor, a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 aumentou, com o acréscimo na taxa de carga orgânica aplicada nesses SAC, até a dose de 469 kg ha⁻¹d⁻¹ de DBO, quando constatou-se máxima produção de matéria seca.

Com base nos modelos ajustados e na maior produtividade do capim-tifton 85 pode-se estimar que as taxas de aplicação de lixiviado de RSU deverão proporcionar semelhante saturação do complexo de troca do solo. Portanto, taxas de aplicação de até 750 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO podem ser aplicadas na disposição de lixiviado de RSU em áreas de produção de capim-tifton 85 (SILVA, 2008).

2.8 Características agronômicas da cultura do capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) e a produção de biomassa vegetal com resíduos líquidos

O capim elefante se originou na África, mais precisamente na África Tropical. Essa cultura foi descoberta pelo coronel Napier em 1905, sendo introduzido no Brasil em 1920, vindo de Cuba, podendo ser encontrado hoje difundido em todas as regiões brasileiras. A espécie atualmente é pertencente à família *Graminae*, subfamília *Panicoideae*, gênero: *Pennisetum* L. Rich e espécie: *P. purpureum*, Schumacher (MOTA, 2008).

Com relação às características morfológicas, o capim elefante, é uma cultura perene, com crescimento cespitoso (lançando novos brotos ou caules de maneira aglomerada) formando touceiras, podendo atingir de três até cinco metros de altura. Os colmos podem chegar a apresentar até três centímetros de espessura, sendo muito resistentes, e entrenós de até 20 cm. O rizoma dessa cultura é curto, podendo medir até 25 cm de comprimento e raízes fibrosas. As folhas são derivadas de inserções alternadas de coloração verde escura, em forma de lâminas de 30 a 90 cm de comprimento por 2,5 cm de largura, aproximadamente, com nervura central larga e esbranquiçada, podendo ou não ter pubescências (pelos curtos e finos). A inflorescência é formada por panículas cilíndricas, de 8 a 30 cm de comprimento por 1,5 a 3,0 cm de espessura, eretas, cerdosas com coloração variando de esverdeada, amarelada, castanha (NASCIMENTO JUNIOR, 1981; ALCÂNTARA; BUFARAH, 1983; DERESZ, 1999; MOTA, 2008).

Alcântara e Bufarah (1983) e Mota (2008) relatam que as principais características agronômicas do capim elefante, destacam-se: adaptação à latitude desde o nível do mar até 2.220 m, sendo mais adequado altitudes até 1.500 m; tolera variações de temperaturas de 18 até mais de 30 °C, sendo 24 °C a temperatura de desenvolvimento ideal, porém, dependendo da cultivar, pode se desenvolver até em geadas; vegeta em regiões quentes e úmidas com precipitação anual acima de 1.000 mm, possuindo alta eficiência fotossintética; se adapta aos mais diversos tipos de solos, com exceção dos mal drenados; é uma cultura exigente com relação aos nutrientes, não tolerando pH baixo nem teores elevados de alumínio no solo, sendo a escassez de água, baixas temperaturas e luminosidade fatores limitantes ao crescimento.

O capim elefante é uma forrageira útil do ponto de vista ambiental devido a sua capacidade de retirar do solo grande quantidade de macro e micronutrientes, diminuindo o

carreamento por meio de escoamento superficial e lixiviação para as águas subterrâneas e também por poderem ser utilizadas como biomassa vegetal para fins energéticos (SILVA, 2008) e cobertura vegetal.

Dessa forma, a partir dos dados da literatura do uso do capim elefante para agricultura fertirrigada, este pode indicar potencial para utilização no reuso agrícola de efluente, incluindo o lixiviado tratado de aterro sanitário.

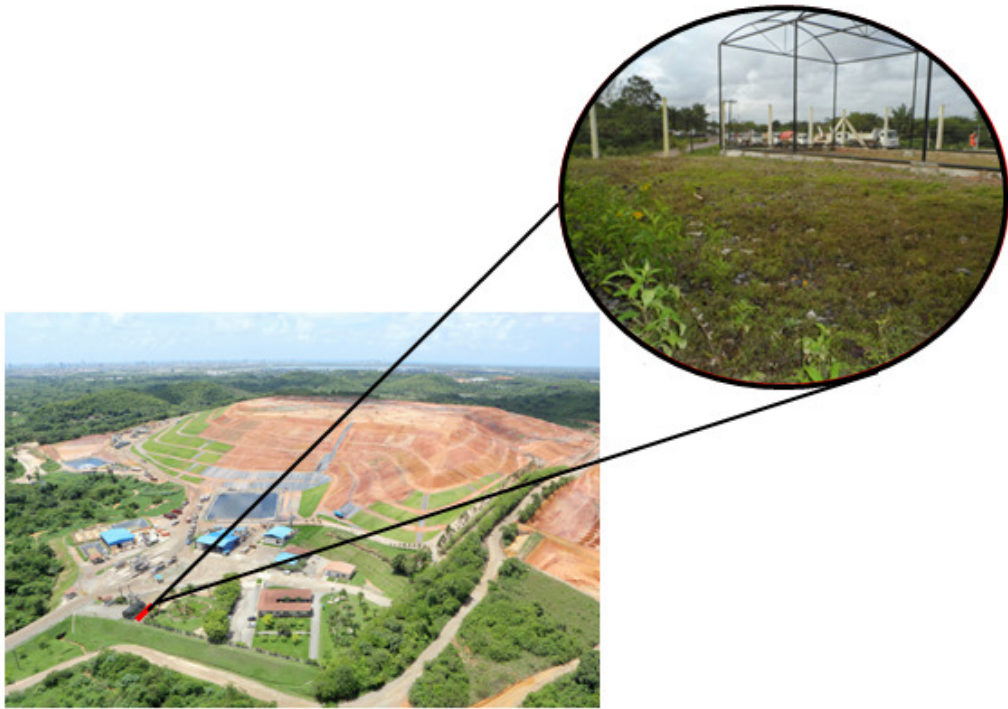
3. METODOLOGIA

3.1 Descrição da área de estudo.

O aterro sanitário no qual foi desenvolvido o estudo está situado na Região Metropolitana do Recife (RMR), sob coordenadas geográficas 08°09'56" de latitude sul e 34°58'45" de longitude oeste e 10 m de altitude. O empreendimento recebe apenas resíduos da classe II (resíduos não perigosos). O aterro possui impermeabilização com mantas de PEAD na base do terreno para que não haja qualquer percolação do lixiviado para o solo e lençol freático. Também há drenagem das águas pluviais para evitar contaminação pelo lixiviado. Os taludes das células são cobertos com vegetação para evitar erosão.

O experimento foi desenvolvido em ambiente aberto com área total de 55,0 m² (5,5 x 10,0 m), instalado nas dependências do aterro sanitário. A razão pela qual o aterro foi escolhido deve-se ao fato dele apresentar tratamento do lixiviado por processo de nanofiltração. O clima do local, segundo a classificação de Köppen, é tropical úmido do tipo As', ou seja, clima quente e úmido, com duas estações bem definidas, período seco (setembro a fevereiro) e período chuvoso (março a agosto). A temperatura média do ar, durante o ano, oscila entre 25 e 26 °C, com máximas entre 31 e 32 °C e umidade relativa do ar entre 67% e 79%. As precipitações totais anuais variam entre 1000 e 2100 mm (APAC, 2015). A Figura 5 apresenta a localização do Aterro Sanitário com detalhe da área experimental onde foi conduzido o trabalho.

Figura 5 – Localização da Unidade Experimental em um Aterro Sanitário situado na Região Metropolitana do Recife (RMR)



Fonte: Autora (2015)

3.1.1 Descrição da Estação de Tratamento de Efluente do Aterro Sanitário estudado.

O tratamento do lixiviado estudado consiste nas etapas preliminar, primária, secundária e terciária (Tabela 6).

Tabela 6 – Etapas da Estação de Tratamento do Lixiviado

Etapas do Tratamento	Processos constituintes
Tratamento preliminar	Lagoa de equalização, peneiramento e tanque de homogeneização
Tratamento primário	Precipitação química, decantação primária, stripping de amônia, lavagem dos gases, adição de CO ₂ , decantação.
Tratamento secundário	Correção de pH, adição de nutrientes, lodos ativados e decantação secundária.
Tratamento terciário	filtros de resina, pré-filtro, correção de pH e nanofiltração.

Fonte: Autora (2016)

O tratamento preliminar é a primeira etapa do tratamento do lixiviado. O tratamento é realizado através de peneira estática, cuja função é a remoção de sólidos grosseiros.

No tratamento primário o lixiviado bruto é misturado com uma suspensão de hidróxido de cálcio (cal hidratada), na qual possui função de remover sólidos em suspensão e parte da matéria orgânica em suspensão contida no efluente. Essa mistura é conduzida ao decantador primário, cuja função é separar os sólidos da fase líquida por sedimentação, dando-se a formação de lodo físico-químico. O sobrenadante do decantador primário transborda por gravidade para o tanque de stripping, que tem a função de remover amônia. Nesta etapa há formação de gases que serão captados e conduzidos as torres de lavagem.

Após o tanque de stripping faz-se dosagem de gás carbônico (CO_2) no efluente com posterior decantação a fim de precipitar sólidos em suspensão que não tenham sido removidos anteriormente e corrigir o pH. Em seguida, o efluente segue para o tratamento biológico, que consiste no processo de lodos ativados, no qual se caracteriza pelo uso de processos biológicos para obter uma remoção mais completa do material orgânico.

No tratamento secundário o processo de lodos ativados faz com que o efluente seja colocado em contato no reator biológico com a biomassa, formada por microrganismos, na presença de oxigênio e nutrientes. Posteriormente, essa mistura é separada por decantação simples, obtendo-se assim, um lodo biológico e a fase líquida - efluente. O efluente segue para a próxima etapa, enquanto que o lodo é recirculado para o reator biológico (lodo ativado).

O tratamento terciário compõe a última etapa do processo de tratamento e tem a função de promover melhorias no efluente tais como remoção de cor residual e turbidez – provocada pela presença de colóides, material orgânico e nutrientes. O efluente é encaminhado aos filtros de resina para retenção de materiais finos indesejáveis que ainda se façam presentes no efluente. A seguir, o efluente segue para o pré-filtro, constituído de cartuchos de polipropileno com porosidade de 20 μm . Por fim, é encaminhado a um reservatório e em seguida ao sistema de nanofiltração.

Nesta última etapa serão removidas partículas na dimensão de 1 nm (um nanômetro) o que gera um efluente isento de cor e de carga orgânica, constituindo-se no efluente tratado, o qual é lançado em corpo receptor componente da rede de drenagem do rio Jaboaão.

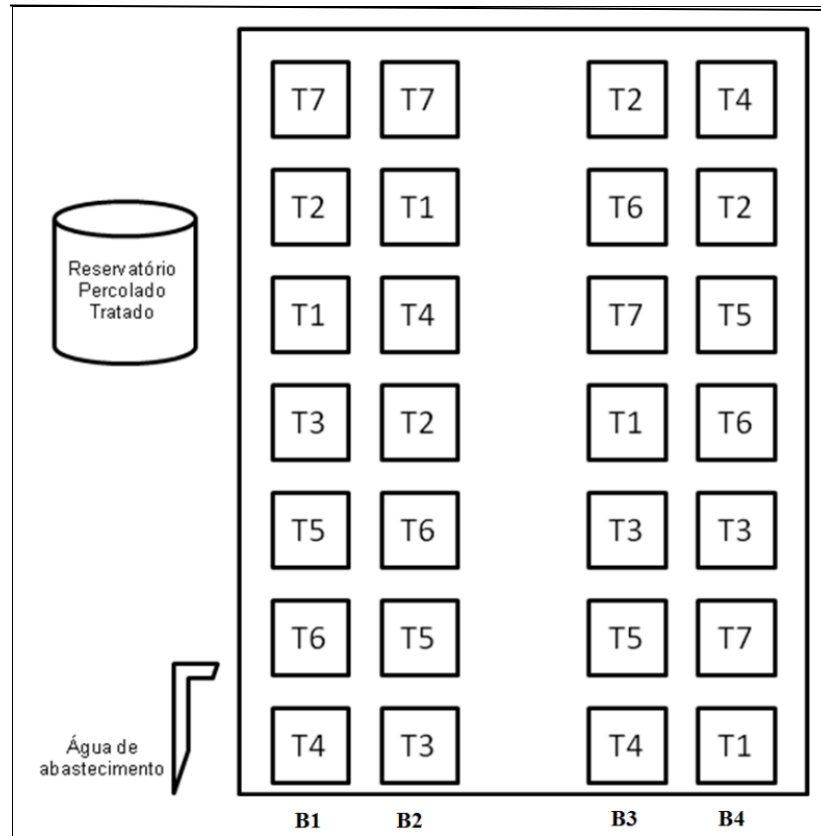
3.2 Desenvolvimento das atividades de campo

A preparação da área teve início em junho de 2015 com atividades de capinação, retirada de material rochoso e preenchimento em, aproximadamente, 30 cm de profundidade em toda a área experimental, em cerca de 16,5 m³ com solo de empréstimo. Todo material usado no preenchimento foi proveniente do perfil natural de um Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico típico, segundo EMBRAPA (2006).

3.2.1 Descrição das Unidades Experimentais

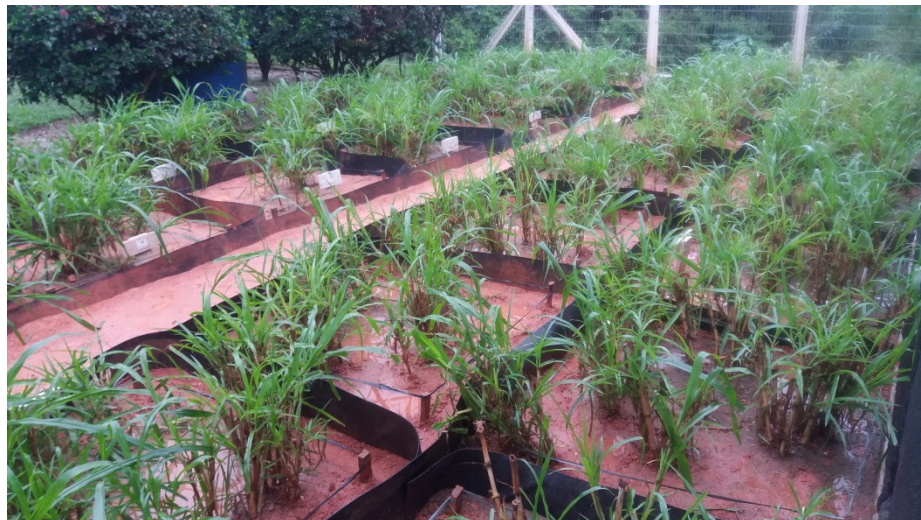
Foram construídas 28 unidades experimentais (UE's) na área de estudo, formando quatro blocos com sete UE's, cuja dimensão de cada UE foi de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²), as quais foram espaçadas de 0,30 m entre parcelas (Figura 6). Como planta resposta foi utilizada o capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.), cujas mudas foram obtidas do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal Rural de Pernambuco. As UE's foram separadas por mantas de polietileno de alta densidade (PEAD) para evitar que o líquido irrigado escoasse, atingindo a unidade vizinha (Figura 7).

Figura 6 - Ilustração das unidades experimentais com seus referidos blocos (B1, B2, B3 e B4) e tratamentos (T1,T2,T3,T4,T5,T6 e T7)



Fonte: Autora (2016)

Figura 7 - Disposição das unidades experimentais



Fonte: Autora (2016)

Devido o material vegetativo não ter sido suficiente para ser utilizado em todas as parcelas, o plantio foi realizado em duas etapas utilizando-se 9 colmos espaçados de 0,30 m em cada parcela (Figura 8). Em abril de 2016 foi realizado o primeiro corte deixando todas as plantas com altura de aproximadamente 30 cm para dar início ao experimento.

Figura 8 - Ilustração do plantio do capim elefante



Fonte: Autora (2015)

Os tratamentos nas EU's foram os seguintes: T1 – água de abastecimento (AA); T2 – 1 L de lixiviado tratado; T3 – 2 L de lixiviado tratado; T4 – 3 L de lixiviado tratado; T5 – 4 L de lixiviado tratado; T6 – 5 L de lixiviado tratado; e T7 – 6 L de lixiviado tratado.

As quatro parcelas submetidas ao tratamento T1 (apenas água de abastecimento - AA) não receberam nenhuma adubação de fundação, enquanto as demais parcelas receberam apenas o aporte de nutrientes presentes no lixiviado tratado durante o período experimental.

3.2.2 Caracterização inicial do solo utilizado nas UE's

Para avaliação das características físicas do solo, realizou-se uma amostragem preliminar na área experimental antes da implantação da cultura e da aplicação das doses de lixiviado tratado. Foram coletadas amostras simples em 5 pontos distintos da área, em cada uma das profundidades, formando assim uma amostra composta, às profundidades de 0,0 a 0,10 e de 0,10 a 0,20 m, com auxílio de trato holandês, anel volumétrico e espátulas. As amostras foram enviadas ao Laboratório de Física do Solo e de Qualidade Ambiental de Solos

do Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), para realização das análises físicas e químicas, segundo metodologias descritas pela EMBRAPA (1997).

3.2.3 Caracterização da água de abastecimento e do lixiviado tratado

Amostras da água de abastecimento e do lixiviado tratado foram coletadas mensalmente, durante os quatro meses (abril a julho) de estudo. As amostras foram identificadas e armazenadas em frascos conforme a NBR 10007 (ABNT, 2004b) e, posteriormente, foram encaminhadas para laboratório com a finalidade de se realizar análises físico-químicas e microbiológicas, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

3.2.4 Condução da aplicação de água de abastecimento e de lixiviado

A determinação da necessidade hídrica do capim elefante foi estimada com base no balanço de água no solo e na evapotranspiração da cultura pela metodologia da FAO e estimando a taxa de evaporação através de um Tanque Classe A (Figura 9). As estimativas da Evapotranspiração de referência ET_0 foram obtidas conforme apresentado na Equação 1.

$$ET_0 = k_p \cdot E_v \quad (1)$$

Em que:

ET_0 - evapotranspiração de referência, em mm d^{-1} ;

k_p - coeficiente do tanque, adimensional;

E_v - evaporação no tanque, mm

Figura 9 – Estação Meteorológica



Fonte: Autora (2016)

Além do tipo de tanque, o coeficiente k_p depende das condições do local onde o tanque está instalado, da bordadura, da velocidade do vento e da umidade relativa. Para o tanque Classe A, a equação 2 permite o cálculo do k_p na presença de cobertura na bordadura.

$$k_p = 0,108 - 0,0286 \cdot u_2 + 0,0422 \ln(B) + 0,1434 \cdot \ln(UR_{\text{méd}}) - 0,0006 \left[\ln(B) \right]^2 \cdot \ln(UR_{\text{méd}}) \quad (2)$$

Em que:

B – extensão da bordadura, em m;

U_2 – velocidade do vento, $m \cdot s^{-1}$;

$UR_{\text{méd}}$ – umidade relativa (%)

Os dados meteorológicos necessários para a estimativa da evapotranspiração de referência (ET_o) pela equação (1) como velocidade do vento, umidade relativa do ar, foram obtidos de uma estação meteorológica instalada nas dependências do próprio Aterro Sanitário (Figura 9). Para estimar a evapotranspiração da cultura (ET_c) utilizaram-se os valores de coeficiente de cultura (K_c) de 0,85, definido pela FAO para o estágio de desenvolvimento II citado por Bernardo, Soares e Mantovani (2006).

As aplicações das lâminas de irrigação tiveram início no dia 29/04/2016 e se prolongaram até 31/07/2016. Para o tratamento T1 (água de abastecimento), a irrigação foi

realizada conforme a evapotranspiração, de modo a atender as necessidades hídricas da cultura, enquanto que para os demais tratamentos (T2, T3, T4, T5, T6 e T7), utilizou-se lixiviado tratado em quantidades pré-determinadas com o intuito de promover o aporte diferenciado de nutrientes. Os volumes de irrigação foram aplicados em turno de rega fixo de 3 dias durante os 120 dias, de ciclo do capim elefante em campo.

A água de abastecimento foi captada no ponto de abastecimento (torneira) ao lado da unidade experimental, para tanto, fez-se uso de um balde plástico graduado com capacidade de 12 litros, onde era medida a quantidade específica para sua aplicação, e esta era feita com um regador plástico com capacidade para 10 litros. O lixiviado tratado, oriundo do sistema de tratamento do Aterro Sanitário era disposto num reservatório de fibra de vidro com capacidade de 1.000 litros, onde o mesmo era captado, fazendo-se uso de um balde plástico graduado com capacidade de 12 litros, para que de mesma forma pudesse ser aplicado.

Ao final do ciclo do capim elefante em campo, correspondente a 132 dias após o plantio (DAP), foi realizado um único corte no qual foram determinadas as características vegetativas, sendo elas: altura de planta (m), massa úmida da planta ($t.ha^{-1}$), massa úmida da folha ($t.ha^{-1}$) e massa seca das folhas ($t.ha^{-1}$), para, por meio destas, quantificar a produção de biomassa vegetal utilizando lixiviado tratado. Determinou-se a altura das plantas utilizando-se uma mira topográfica (régua) de 4,0 m, verificando-se a distância vertical do nível do solo até o ápice das folhas. Para as demais características, foi determinada uma área útil significativa em cada parcela, com dimensões de 0,50 x 0,50 m ($0,25 m^2$), onde foi realizado o corte da cultura para amostragem.

No próprio local do experimento foram determinadas a massa úmida da planta e a massa úmida das folhas por meio de pesagem, utilizando uma balança semi-analítica da marca Toledo[®]. Em seguida, as amostras foram encaminhadas ao Departamento de Zootecnia da UFRPE para secagem em estufa sob temperatura de 65 °C, durante um período de 72 horas, sendo posteriormente retiradas e pesadas em balança analítica da marca Camry Eletronic modelo EK8012, determinando-se assim, a massa seca das folhas.

3.2.5 Análise estatística dos dados

Os dados de produção do capim elefante foram submetidos à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, onde, quando significativos, os mesmos foram submetidos ao teste de Tukey à 5 % de probabilidade. Para realização das análises estatísticas foi utilizado o programa computacional estatístico ASSISTAT versão 7.7 Beta.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização física do solo

De acordo com as análises físicas (Tabela 7) e químicas (Tabela 8) do solo realizadas nas condições iniciais segundo as diretrizes estabelecidas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2006) constatou-se que o solo da área em estudo é de textura Franco Argilo Arenoso, cuja origem do sedimento é do Grupo Barreiras (Terciário).

Paulo Silva (2007) estudou a aplicação de esgoto doméstico tratado na produção de feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) no mesmo solo de origem.

Tabela 7 - Características físicas iniciais do solo utilizado no experimento

Profundidade (cm)	Areiakg kg ⁻¹	Silte	Argila	Classificação Textural	Densidade do solo (g .cm ³)	Densidade das partículas (g .cm ³)	Umidade (%)	
							0,01 MPa	1,5 MPa
0,0 a 10,0	0,24	0,12	0,15	Franco argilo arenoso	1,43	2,65	0,143	0,070
10,0 a 20,0	0,19	0,10	0,12	Franco argilo arenoso	1,45	2,67	0,121	0,072

Tabela 8 – Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento

Profundidade (cm)	pH (água) 1:2,5	Ca ⁺² ----- cmol _c dm ⁻³ -----	Mg ⁺²	Al ⁺³	Na ⁺	K ⁺²	H ⁺ +Al ⁺³	P mg dm ⁻³	M.O. ⁽¹⁾ g.Kg ⁻¹
0,0 – 10,0	4,1	1,4	1,10	0,75	0,04	0,14	4,19	1,0	4,63
10,0 – 20,0	5,9	1,3	2,13	0,20	0,09	1,12	2,01	2,60	8,70
Profundidade (cm)	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	CTCe ⁽⁴⁾	V ⁽⁵⁾	m ⁽⁶⁾	PST ⁽⁷⁾	RAS ⁽⁸⁾	CEe	
	-----	cmol _c dm ⁻³ -----	-----	-----	% -----	-----	(mmol L ⁻¹) ^{-1/2}	dS m ⁻¹	
0,0 a 10,0	2,68	6,87	3,43	39,01	10,91	0,58	0,036	0,14	
10,0 a 20,0	4,64	6,65	4,84	69,77	3,00	1,35	0,068	0,12	

⁽¹⁾ Matéria orgânica; ⁽²⁾ soma de bases ⇒ SB = Ca +Mg,+K+Na; ⁽³⁾ capacidade de troca de cátions a pH 7 ⇒ CTC = SB+H+Al; ⁽⁴⁾ capacidade de troca de cátions efetiva ⇒CTCe = SB+Al; ⁽⁵⁾ saturação por bases ⇒ V% = SB*100/CTC; ⁽⁶⁾ saturação por Al ⇒ m% = Al*100/CTC; ⁽⁷⁾ percentual de sódio trocável ⇒ PST = Na*100/CTC; ⁽⁸⁾ Razão de Adsorção de Sódio ⇒ RAS=Na/[(Ca+Mg)/2]^{1/2}; CEe – condutividade elétrica do estrato de saturação

4.2 Caracterização físico-química da água de abastecimento e do lixiviado tratado

Os resultados das características físico-químicas e microbiológicas das amostragens de água de abastecimento (AA) e lixiviado tratado (LIX) podem ser observados na Tabela 9

Tabela 9 – Características físico-químicas e microbiológicas da água de abastecimento (AA) e do lixiviado tratado (LIX) de resíduos sólidos urbanos, durante o período experimental.

Parâmetros/Unidades	Amostragem de abril de 2016		Amostragem de maio de 2016		Amostragem de junho de 2016		Amostragem de julho de 2016	
	AA	LIX	AA	LIX	AA	LIX	AA	LIX
Cor aparente (uH)	< LD	-	< LD	-	< LD	-	< LD	-
Turbidez (uT)	< LD	0	< LD	0	< LD	1	< LD	0
pH	5,3	7,25	5,0	7,46	5,4	6,8	5,1	6,87
CE (dS.m ⁻¹)	0,136	-	0,135	-	0,138	-	0,145	-
CT (NMP.100mL ⁻¹)	0,0	120	0,0	20	0,0	0,0	0,0	23
CTe (NMP.100mL ⁻¹)	0,0	26	0,0	20	0,0	0,0	0,0	23
DBO (mg.L ⁻¹)	-	1,3	-	1,1	-	< LD	-	3,9
DQO (mg.L ⁻¹)	-	99	-	127,5	-	107,8	-	105,8
STD(mg.L ⁻¹)	73	-	55	-	67	-	74	-
SS (mg.L ⁻¹)	-	< LD	-	< LD	-	< LD	-	12
SSd (mL.L ⁻¹)	-	< 1	-	< 1	-	< 1	-	< 1
OG (mg.L ⁻¹)	-	< LD	-	30,8	-	< LD	-	< LD
Fe (mg.L ⁻¹)	0,1	< LD	0,1	0,065	0,1	< LD	0,2	0,126
Mn (mg.L ⁻¹)	< LD	0,021	< LD	0,044	< LD	0,021	< LD	0,045
Cu (mg.L ⁻¹)	-	<LD	-	<LD	-	<LD	-	<LD
Zn (mg.L ⁻¹)	-	<LD	-	0,013	-	0,036	-	0,005
Pb(mg.L ⁻¹)	-	<LD	-	<LD	-	<LD	-	<LD
Ni(mg.L ⁻¹)	-	<LD	-	<LD	-	<LD	-	<LD
Cd(mg.L ⁻¹)	-	<LD	-	<LD	-	<LD	-	<LD
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	<LD	1,12	<LD	2,1	<LD	1,12	<LD	1,12
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	2,76	-	2,36	-	2,59	-	2,67	-
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	<LD	-	<LD	-	<LD	-	<LD	-
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	6,3	-	0,7	-	3,2	-	2,8	-
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	25	-	22	-	25	-	28,5	-
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	6,2	-	6,2	-	6,3	-	6,6	-
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	20,9	-	12,9	-	17,8	-	19,6	-
Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	1,0	-	1,0	-	1,0	-	1,0	-
Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	0,6	-	1,8	-	1,4	-	1,8	-
CO ₃ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	4,9	-	9,9	-	4,9	-	4,9	-
HCO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	7,3	-	6,1	-	7,3	-	8,5	-
RAS ((mmolc.L ⁻¹) ^{0,5})	2.84	-	1,24	-	1.9	-	1.89	-

Nota: AA: água da rede de abastecimento; PERC: efluente de lixiviado de resíduos sólidos urbanos tratado; pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; CT - coliformes totais; CTe - coliformes termotolerantes; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DQO - demanda química de oxigênio; STD - sólidos totais dissolvidos; SS - sólidos suspensos; SSd - sólidos sedimentáveis; OG - óleos e graxas; Fe - ferro; Mn - manganês; Cu - cobre; Zn - zinco; Pb - chumbo; Ni - Níquel; Cd - cádmio; N-NH₃ - amônio na forma de nitrogênio; N-NO₃⁻ - nitrato na forma de nitrogênio; N-NO₂⁻ - nitrito na forma de nitrogênio; SO₄²⁻ - sulfato; Cl⁻ - cloreto; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio.

LD*: Limite de detecção, cujos valores foram: 5uH; 0,2uT; 0,01mg.L⁻¹; 0,04mg.L⁻¹; 0,002mg.L⁻¹; 0,1mg.L⁻¹; 1mg.L⁻¹; 10mg.L⁻¹; 5mg.L⁻¹; 0,05mg.L⁻¹; 0,005mg.L⁻¹; 0,005mg.L⁻¹; 0,005mg.L⁻¹; 0,001mg.L⁻¹ para cor aparente, turbidez, Mn, NH₃, NO₂ e SO₄²⁻, DBO, SS, OG, Fe, Cu, Zn, Pb, Ni e Cd, respectivamente.

4.2.1 Caracterização da água de abastecimento usada no experimento

Os resultados da caracterização da água de abastecimento utilizada no tratamento T1 com os respectivos parâmetros estatísticos (média, valores máximo e mínimo e amplitude) podem ser encontrados na Tabela 10.

Tabela 10 – Resultados das características físico-químicos da água de abastecimento (AA) usada para irrigação no tratamento T1

Parâmetros/Unidades	Abr/16	Mai/16	Jun/16	Jul/16	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Amplitude
Cor aparente (uH)	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	0,00
Turbidez (uT)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,00
pH	5,30	5,00	5,40	5,10	5,20	5,40	5,00	0,40
CE (dS.m ⁻¹)	0,136	0,135	0,138	0,145	0,138	0,145	0,135	0,01
STD (mg.L ⁻¹)	73,00	55,00	67,00	74,00	67,25	74,00	55,00	19,00
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,00
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	2,76	2,36	2,59	2,67	2,59	2,76	2,36	0,40
N-NO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,00
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	6,20	6,20	6,30	6,60	6,32	6,60	6,20	0,40
Fe (mg.L ⁻¹)	0,10	0,10	0,10	0,20	0,125	0,20	0,10	0,10
Mn (mg.L ⁻¹)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	6,30	0,70	3,20	2,80	3,25	6,30	0,70	5,60
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	25,0	22,0	25,0	28,5	25,12	28,5	22,0	6,50
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	20,9	12,9	17,8	19,6	17,8	20,9	12,9	8,00
Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00
Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	0,60	1,80	1,40	1,80	1,40	1,80	0,60	1,20
CO ₃ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	4,90	9,90	4,90	4,90	6,15	9,90	4,90	5,00
HCO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	7,30	6,10	7,30	8,50	7,30	8,50	6,10	2,40
RAS ((mmolc.L ⁻¹) ^{0,5})	2,84	1,24	1,90	1,89	1,97	2,84	1,24	1,60

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; CT - coliformes totais; STD - sólidos totais dissolvidos; N-NO₃⁻ - nitrogênio na forma de nitrato; N-NO₂ Nitrogênio na forma de nitrito; N-NH₃ - Nitrogênio amoniacal; Fe - ferro; Mn - manganês; Pb - chumbo; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio; SO₄²⁻ - Sulfato; e RAS - razão de adsorção de sódio.

De acordo com os valores de concentrações máximas permitidas estabelecidas pela Portaria nº 2.914/2011 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011) que estabelece os padrões de potabilidade da água, os valores médios da cor aparente (5,00 uH) e Turbidez (0,20 uT) encontram-se de acordo com a norma – 15 uH e 5 uT, respectivamente. O valor médio do pH da água de abastecimento durante o período experimental foi de 5,20, valor este que encontra-se abaixo tanto da faixa de 6,0 a 8,5 estabelecida por Ayers & Westcot (1976 e 1991) quanto da faixa estabelecida pela Portaria 2.914/2011 que é de 6,0 a 9,5.

A condutividade elétrica média (0,138 dS.m⁻¹) da água de abastecimento apresenta baixo risco de salinização, estando de acordo com Ayers & Westcot (1976 e 1991) cuja faixa é de 0,0 a 3,0 dS.m⁻¹. O valor de sólidos totais dissolvidos (67,25 mg.L⁻¹) encontra-se na faixa de valores de 0,0 a 2.000 mg.L⁻¹, como preconizado em Ayers & Westcot (1976 e

1991) e também na faixa de 0,0 a 1000 mg.L⁻¹ conforme estabelecido pela Portaria 2.914/2011.

Os valores médios de nutrientes como nitrogênio na forma amoniacal (0,04 mg.L⁻¹) e de nitrato (2,59 mg.L⁻¹) encontram-se de acordo com aqueles de Ayers & Westcot (1976 e 1991), cujos limites encontram-se na faixa de 0,0 a 0,5 mg.L⁻¹ e 0,0 a 10 mg.L⁻¹, respectivamente e também encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela Portaria 2.914/2011 que são de 1,5 mg.L⁻¹ para nitrogênio na forma amoniacal e 10 mg.L⁻¹ para nitrato. O valor de Potássio (6,32 mg.L⁻¹) encontra-se ligeiramente superior aos valores encontrados na faixa de referência, 0,0 a 2,0 mg.L⁻¹ (AYERS & WESTCOT, 1976 e 1991).

De acordo com a Portaria 2.914/2011, os valores determinados para os elementos ferro e manganês na amostra usada no experimento, 0,125 e 0,01 mg.L⁻¹, respectivamente, apresentaram-se abaixo dos limites estabelecidos pela norma, 0,3 mg.L⁻¹ e 0,1 mg.L⁻¹. No caso de água para irrigação as concentrações máximas encontradas nas análises apresentaram-se abaixo daquelas preconizadas por Ayers & Westcot (1976 e 1991), cujos valores são 5,0 mg.L⁻¹ para o ferro e 0,20 mg.L⁻¹ para o manganês.

Os valores médios dos ânions carbonato (0,10 meq.L⁻¹), bicarbonato de cálcio (0,10 meq.L⁻¹), cloreto (0,71 meq.L⁻¹) e sulfato (0,07 meq.L⁻¹) encontram-se dentro dos limites, segundo Ayers & Westcot (1976 e 1991), cujos intervalos são 0,0 a 0,10 meq.L⁻¹ para carbonato e bicarbonato de cálcio; 0,0 a 0,30 meq.L⁻¹ para cloreto e 0,0 a 20 meq.L⁻¹ para sulfato.

Os valores médios dos cátions Sódio (0,77 meq.L⁻¹), Cálcio (0,05 meq.L⁻¹) e Magnésio (0,11 meq.L⁻¹) apresentam-se dentro dos limites permissíveis, segundo Ayers & Westcot (1976 e 1991), cujos intervalos de valores são 0,0 a 40 meq.L⁻¹ para o Sódio; 0,0 a 20 meq.L⁻¹ para Cálcio e de 0,0 a 5,0 meq.L⁻¹ para o Magnésio.

O valor médio da Razão de Adsorção de Sódio (RAS) igual a 1,97 mmolc.L⁻¹ encontra-se dentro da faixa de 0,0 – 15 (mmolc L⁻¹), de acordo com Ayers & Westcot (1976 e 1991).

Alguns valores dos parâmetros apresentados na Tabela 10 encontram-se abaixo do Limite de Detecção (LD = 3 * s), no qual s é o desvio padrão referente à média de dez leituras do branco. São eles: cor aparente (5 uH); turbidez (0,2 uT); manganês (0,01mg.L⁻¹); nitrogênio na forma de amônia (0,04 mg.L⁻¹) e nitrogênio na forma de nitrito (0,002mg.L⁻¹).

4.2.2 Caracterização do lixiviado tratado usado no experimento

Na Tabela 11 encontram-se os resultados das características físico-químicas e microbiológicas do lixiviado tratado usado nos tratamentos T2 a T7 com seus respectivos parâmetros estatísticos (média, valores máximo e mínimo e amplitude).

Tabela 11 – Resultados estatísticos dos parâmetros físico-químicos do lixiviado tratado usado para irrigação dos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6 e T7.

Parâmetros/Unidades	Abr/16	Mai/16	Jun/16	Jul/16	Média	Valor Máximo	Valor Mínimo	Amplitude
pH	7,25	7,46	6,80	6,87	7,09	7,46	6,80	0,66
CT (NMP.100mL ⁻¹)	120,0	20,0	0,00	23,00	40,75	120,0	0,00	120,0
CTe (NMP.100mL ⁻¹)	26,00	20,00	0,00	23,00	17,25	26,00	0,00	26,00
DBO (mg.L ⁻¹)	1,30	1,10	1,00	3,90	1,82	3,90	1,00	2,90
DQO (mg.L ⁻¹)	99,00	127,50	107,80	105,80	110,02	127,50	99,00	28,50
SS (mg.L ⁻¹)	10,00	10,00	10,00	12,00	10,50	12,00	10,00	2,00
SSd (mg.L ⁻¹)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00
Fe (mg.L ⁻¹)	0,05	0,065	0,05	0,126	0,073	0,126	0,05	0,076
Mn (mg.L ⁻¹)	0,021	0,044	0,021	0,045	0,03	0,045	0,021	0,024
Cu (mg.L ⁻¹)	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,00
Zn (mg.L ⁻¹)	0,005	0,013	0,036	0,005	0,0147	0,036	0,005	0,031
Pb (mg.L ⁻¹)	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,00
Ni (mg.L ⁻¹)	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,00
Cd (mg.L ⁻¹)	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,00
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	1,12	2,10	1,12	1,12	1,36	2,10	1,12	0,98

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CT - coliformes totais; CTe - coliformes termotolerantes; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DQO - demanda química de oxigênio; SS – sólidos suspensos; SSd – sólidos sedimentáveis; Fe - ferro; Mn - manganês; Cu – cobre; Zn – zinco; Pb – chumbo; Ni – níquel; Cd - cádmio; N-NH₃- nitrogênio na forma de amônia.

O valor de pH_{médio} igual a 7,09 durante a realização do experimento encontra-se dentro da faixa de 6,0 a 8,5 especificada por Ayers & Westcot (1976 e 1991) e pelo CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) que determina os padrões de lançamento de efluentes, cuja faixa é de 5,0 a 9,0. Segundo Gómez Lucas & Pedreño (1992), um pH fora do intervalo normal (6,0 a 8,5) é um indicador de água com presença de íon tóxico que pode incidir negativamente na população microbiana do solo, alterando seu equilíbrio e danificando o sistema radicular das plantas.

Valores médios de coliformes totais de 40,75 NMP.100 mL⁻¹ e coliformes termotolerantes de 17,25 NMP.100 mL⁻¹ no lixiviado foram inferiores ao valor de 5.000 NMP.100 mL⁻¹. Tais valores, segundo Ceará (2002), indicam que não há risco de contaminação microbiológica para uso com irrigação em cultivos agrícolas.

O valores médios de DBO e DQO no lixiviado tratado usado neste experimento foram 1,82 e 110,02 mg.L⁻¹, respectivamente. De acordo com Silva et al. (2011) em estudo que avaliava efeito da aplicação de lixiviado bruto em solo cultivado com capim-tifton 85 verificou que os valores de DBO e DQO variaram de 5.363 a 31.598 mg.L⁻¹ e de 10.726 a 63.196 mg.L⁻¹, respectivamente.

As concentrações médias de sólidos suspensos e sólidos sedimentáveis foram em média 10,50 e 1,0 mg.L⁻¹, respectivamente. Tais resultados estão de acordo com Gilbert & Ford (1986), cujos critérios se baseiam na potencialidade de entupimento de emissores em sistemas de irrigação localizada, cujos riscos de haver entupimento são reduzidos.

De acordo com Pratt (1972), Ayers e Westcot (1976 e 1991) e Aragués et al. (1979), as concentrações máximas de microelementos recomendáveis para água de irrigação mostra que os valores encontrados de cobre, chumbo, níquel e cádmio, no lixiviado tratado apresentam concentrações inferiores aos limites de detecção. Os valores médios para ferro (0,07 mg.L⁻¹), manganês (0,03 mg.L⁻¹) e zinco (0,015 mg.L⁻¹) estão abaixo dos valores encontrados nas referências supracitadas.

Segundo Pratt (1972) o ferro na concentração máxima de 5,0 mg.L⁻¹ não é tóxico em solos com boa aeração, mas contribui à acidez e à indisponibilidade do fósforo. A presença de manganês com concentração máxima de 0,20 mg.L⁻¹ é tóxico somente em solos ácidos mesmo em baixa concentração, o zinco por sua vez, em concentração máxima de 2,0 mg.L⁻¹ é tóxico para muitas plantas a variados níveis de concentração, ficando sua toxicidade reduzida a pH > 6,0 e em solos de textura fina e nos orgânicos.

Nutrientes como nitrogênio na forma de amônia apresentou concentração de 1,36 mg.L⁻¹ estando de acordo com Ayers e Westcot (1976 e 1991) e Aragués et al. (1979) cujos valores encontram-se na faixa de 0,0 a 5,0 mg.L⁻¹.

Alguns parâmetros apresentados na Tabela 11 encontram-se abaixo do Limite de Detecção cujos valores foram: 1 mg.L⁻¹ para DBO; 10 mg.L⁻¹ para SS; 0,05 mg.L⁻¹ para Fe; 0,005 mg.L⁻¹ para Cu; 0,005 mg.L⁻¹ para Zn; 0,005 mg.L⁻¹ para Pb; 0,005 mg.L⁻¹ para Ni e 0,001 mg.L⁻¹ para Cd.

Santos (2015) avaliando, em nível de bancada, o tratamento de esgoto sanitário através de processos de nanofiltração (NF) e osmose inversa para pós-tratamento de efluente de biorreator à membrana verificou que a tecnologia de NF caracteriza-se como sendo uma tecnologia limpa, compacta e com grande potencial para ser utilizada como

unidade de pós-tratamento de efluentes gerados por outros processos. Conforme os resultados encontrados, o processo de NF atende satisfatoriamente a todos os parâmetros analisados para a irrigação.

Observando os valores médios dos parâmetros analisados no lixiviado tratado usado para irrigação neste experimento, pode-se correlacionar que as baixas concentrações de metais pesados mostram que o tratamento terciário com NF dá qualidade suficiente ao efluente para seu uso na irrigação.

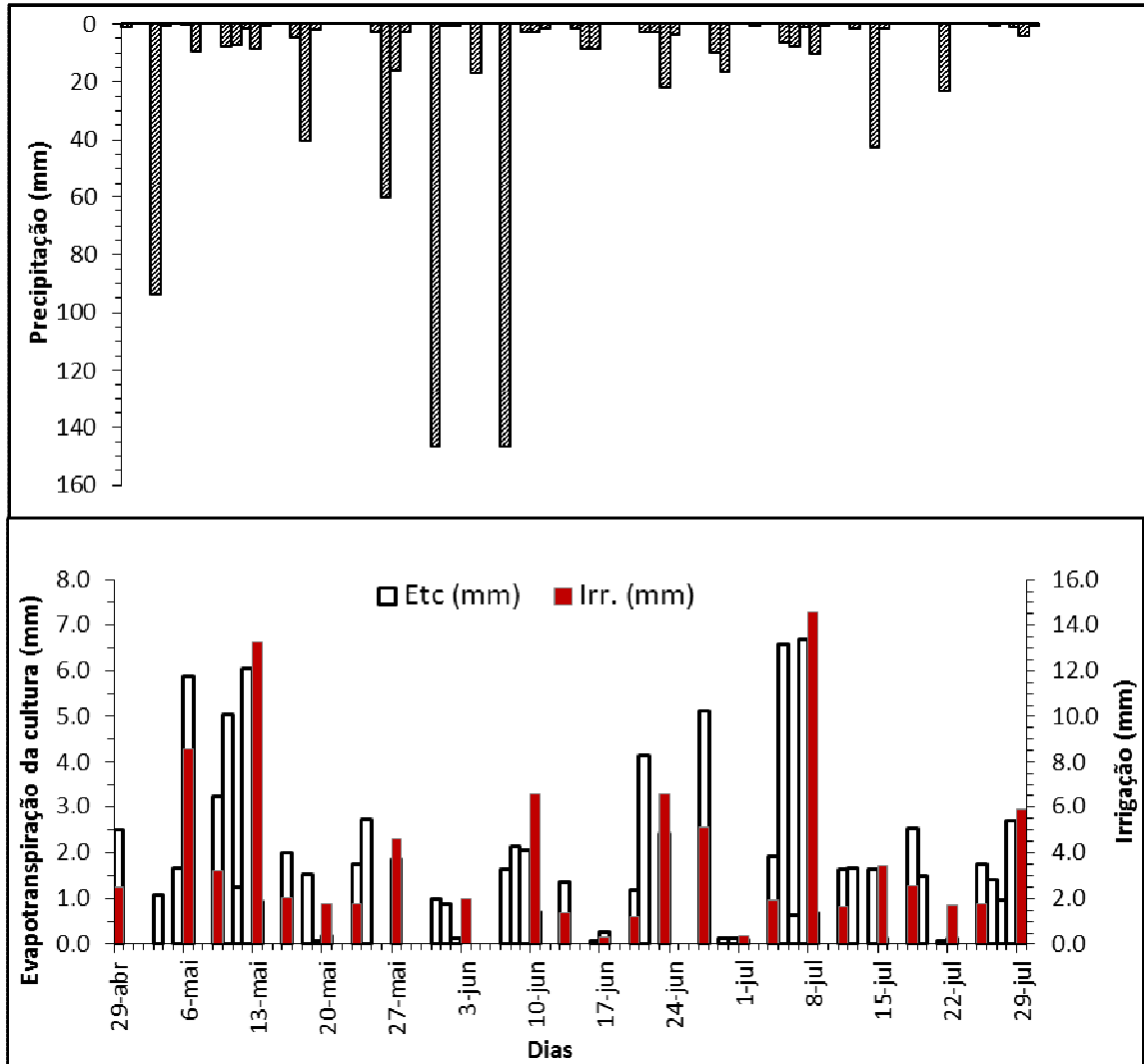
4.3 Precipitações pluviométricas, quantidade e qualidade da água de irrigação e aporte de nutrientes.

As precipitações pluviométricas mensais e as lâminas de irrigação ocorridas durante o período experimental (29/04/2016 a 31/07/2016) são mostradas na Figura 10. As precipitações foram irregulares destacando-se os meses de maio e junho com valores 147,1 mm. O volume acumulado no período do experimento foi inferior em 67% em relação à média histórica (1911-2016) no mesmo período, cuja precipitação média acumulada é de 1.149,8 mm, evidenciando a irregularidade das chuvas no local onde foi desenvolvida a pesquisa.

As características da água de abastecimento (AA) e do lixiviado tratado (LIX) empregados na irrigação do capim foram comparadas com valores médios apresentadas em bibliografia de referência (Tabela 12). Os constituintes analisados nas amostras de AA e que se encontram acima do Limite de Detecção apresentaram variação próxima àqueles do LIX.

Os padrões de qualidade da AA empregada na irrigação do tratamento T1 estão de acordo com a Resolução do Conama n.º 357/2005 (BRASIL, 2005), enquadrando-se para uso de abastecimento doméstico, segundo Von Sperling (1995). Quanto ao LIX que foi empregado na irrigação dos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6 e T7, seus constituintes foram comparados às médias apresentadas em extensas revisões internacionais e nacionais apresentados em Bouwer & Chaney (1974), Feigin et al. (1978), Asano & Pettygrove (1987); Feigin et al. (1991), Pescod (1992) e Segato (2000), cujos valores também são mostrados na Tabela 12.

Figura 10 – Lâminas mensais de precipitação pluviométrica, de evapotranspiração da cultura (ETc) e de irrigação ocorridas no período do experimento (29/04/2016 a 31/07/2016) para o Tratamento T1 (água de abastecimento – AA)



Fonte: Autora (2016)

Tabela 12 – Valores médios da qualidade da água de abastecimento (AA) e do lixiviado tratado empregados na irrigação do experimento comparados com valores médios apresentados em revisão bibliográfica.

Parâmetro	AA	LIX	Concentração Normal ⁽¹⁾	Referência Internacional	Concentração Normal ⁽¹⁾	Referência Nacional
pH	5,2	7,1	7,8 a 8,1	Feigin et al. (1991)	3,5 a 9,0;6,8	Segato (2000) Santos (2015)
DBO (mg.L ⁻¹) ⁽²⁾	-	1,82	10 a 80	Feigin et al. (1991)	15000-50000	Segato (2000)
DQO (mg.L ⁻¹) ⁽³⁾	-	110,03	30 a 160	Feigin et al. (1991)	21000-78000	Segato (2000)
STD (mg.L ⁻¹) ⁽⁴⁾	67,25	-	400 a 1200 ⁽⁸⁾	Feigin et al. (1991)	-	-
SS (mg.L ⁻¹) ⁽⁵⁾	-	10,50	-	-	660-5000	Segato (2000)
Fe (mg.L ⁻¹)	0,13	0,07	0,33	Pescod (1992)	2,0 a 2100	Segato (2000)
Mn (mg.L ⁻¹)	0,01	0,03	0,20 a 0,70	Pescod (1992)	0,0 a 35,0	Segato (2000)
Cu (mg.L ⁻¹)	-	0,01	0,04	Feigin et al. (1991)	0,0 a 8,0	Segato (2000)
Zn (mg.L ⁻¹)	-	0,015	0,04	Feigin et al. (1991)	0,0 a 25,0	Segato (2000)
Pb (mg.L ⁻¹)	-	0,01	< 0,05	Asano & Pettygrove (1987)	0,0 a 2,0	Segato (2000)
Ni (mg.L ⁻¹)	-	0,01	0,007	Feigin et al. (1991)	0,0 a 5,0	Segato (2000)
Cd (mg.L ⁻¹)	-	0,001	< 0,002	Asano & Pettygrove (1987)	0,0 a 2,0	Segato (2000)
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	0,04	1,37	-	-	50 a 5000	Segato (2000)
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) ₁	2,59	-	0,0 a 10 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	0,1 a 250; 0,11	Segato (2000) Santos (2015)
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) ₁	0,002	-	0,02 ⁽⁷⁾	Pescod (1992)	0,1 a 40; 4,54	Segato (2000) Santos (2015)
SO ₄ ⁻² (mg.L ⁻¹)	2,88	-	62,0 ⁽⁷⁾	Asano & Pettygrove (1987)	18 a 2000	Segato (2000)
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,71	-	40 a 200 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	100 a 12400;12,58	Segato (2000) Santos (2015)
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	6,32	-	10 a 40 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	-	-
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	17,72	-	50 a 250 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	-	-
Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	1,00	-	20 a 120 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	-	-
Mg ²⁺ (mg.L ⁻¹)	1,40	-	10 a 50 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	0,0 a 35,0	Segato (2000)
CO ₃ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	0,12	-	-	-	850 a 17500	Segato (2000)
HCO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	7,32	-	200 a 700 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	-	-
CE (dS.m ⁻¹) ⁽⁶⁾	0,14	-	1,0 a 3,1 ⁽⁷⁾	Pescod (1992)	-	-
RAS (mmolc.L ⁻¹) ^{0,5}	16,77	-	4,5 a 7,9 ⁽⁷⁾	Feigin et al. (1991)	-	-

(1) Faixa de concentração considerada normal para os constituintes do LIX, de acordo com as referências apresentadas nesta tabela; (2) DBO: demanda bioquímica de oxigênio; (3) DQO: demanda química de oxigênio; (4) STD - Sólidos Totais Dissolvidos; (5) SS – sólidos suspensos; (6) CE – Condutividade Elétrica; (7) Valor de referência, uma vez que este constituinte não foi analisado nas amostras de LIX.

As concentrações médias dos parâmetros avaliados são consideradas normais para o lixiviado tratado. As concentrações de Fe, Mn e Zn se encontraram abaixo do valor de referência. Os metais Cd, Cu, Ni e Pb se encontraram em concentrações inferiores ao limite de detecção do método empregado.

Os limites apresentados em Ayers & Westcot (1991) para concentrações de metais são os seguintes: Cd ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$), Cr ($0,10 \text{ mg.L}^{-1}$), Cu ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$), Fe ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$), Mn ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$), Pb ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e Zn ($2,0 \text{ mg.L}^{-1}$). Comparando-se esses limites com os valores médios apresentados na Tabela 12, conclui-se que, devido ao fato do LIX mesmo sendo de origem de aterro sanitário, não há contaminação significativa dos esgotos com Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn. Portanto, baixas concentrações de metais pesados no LIX, associadas às concentrações desejáveis de N-mineral e outros nutrientes, constitui-se num fator determinante para a utilização deste resíduo líquido na irrigação da cultura do capim elefante, segundo Pescod (1992) e Mohammad & Mazahreh (2003).

Do ponto de vista agrônomo, as baixas concentrações de Na^+ na água de abastecimento, RAS apresentando concentração de $1,97 \text{ (mmolc.L}^{-1})^{0,5}$, associada à baixa CE e à baixa relação Ca:Mg, indicam que os principais fatores não limitam à sua aplicabilidade no solo. Desse modo, é de se esperar que o lixiviado tratado apresente também menor risco de sodicidade.

Quanto ao aporte de nutrientes, é possível avaliar que lixiviado tratado mostra-se com potencial para promover aporte de macro e micronutrientes, conforme apresentado na Tabela 13. Tomando-se, por exemplo, o aporte médio de N-NH_3 ao longo do período do experimento, verificou-se que 75% de aporte deste nutriente se deu a partir das cargas médias de DBO, enquanto que para os micronutrientes Fe, Mn e Zn os valores foram de 4%, 2% e 1%, respectivamente.

Fonseca (2005) estudando o potencial de aporte de nutrientes de um efluente secundário de esgoto tratado em cultura de Capim Tifton 85 verificou que houve aporte de macro e micronutrientes, no entanto, segundo o autor, para cada 1,0 kg de N-total que entrou no sistema via irrigação com efluente, houve aporte de 0,72 kg de N-mineral e, indesejavelmente, de 4,6 kg de Na.

Tabela 13 – Carga média (kg.ha⁻¹.período) dos principais elementos e compostos aportados com a irrigação de lixiviado tratado nos tratamentos durante o período do experimento

Parâmetros	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
DBO	0,0	209,66	419,33	628,99	838,66	1.048,32	1.257,98
Fe	0,12	8,41	16,82	25,23	33,64	42,05	50,46
Mn	<LD	3,77	7,55	11,32	15,09	18,86	22,64
Zn	0,0	1,84	3,69	5,53	7,37	9,22	11,06
N-NH ₃	<LD	157,25	314,50	471,74	628,99	786,24	943,49
Lâmina de irrigação (mm)	945	240	480	720	960	1200	1440

Nota: T1 – somente água da rede de abastecimento, T2 – 0,44 kg de DBO dia⁻¹ ha⁻¹, T3 – 0,87 kg de DBO dia⁻¹ ha⁻¹, T4 – 1,31 kg de DBO dia⁻¹ ha⁻¹, T5 – 1,75 kg de DBO dia⁻¹ ha⁻¹, T6 – 2,18 kg de DBO dia⁻¹ ha⁻¹, T7 – 2,62 kg de DBO dia⁻¹ ha⁻¹

4.4 Efeito da aplicação dos volumes de lixiviado tratado em cultura de capim elefante

Os dados coletados de rendimento do capim elefante, quando submetidos à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, não foram significativos com relação aos tratamentos aplicados T1; T2; T3; T4; T5; T6 e T7, para as variáveis altura da planta (AP), massa úmida das plantas (MUP), massa úmida das folhas (MUF), massa seca das folhas (MSF) como pode ser observado na Tabela 14. Posteriormente, essas variáveis foram submetidas ao teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tabela 14 – Análise de variância das variáveis agrônômicas Massa Úmida da Planta (MUP), Massa Úmida da Folha (MUF), Massa Seca da Folha (MSF) e Altura de Planta (AP) do capim elefante fertirrigado nos diversos tratamentos com lixiviado tratado

Fontes de Variação	Grau de Liberdade	Quadrado Médio			
		MUP	MUF	MSF	AP
Blocos	3	8,94 ^{n,s}	0,48 ^{n,s}	0,009 ^{n,s}	0,14 ^{n,s}
Tratamentos	6	4,99 ^{n,s}	0,17 ^{n,s}	0,008 ^{n,s}	0,07 ^{n,s}
Resíduo	18	4,10	0,26	0,017	0,06
CV (%)	-	25,81	26,62	28,26	9,75

Nota: ^{n,s}, F não significativo a 5 % de probabilidade; CV – coeficiente de variação

4.4.1 Altura da planta (AP)

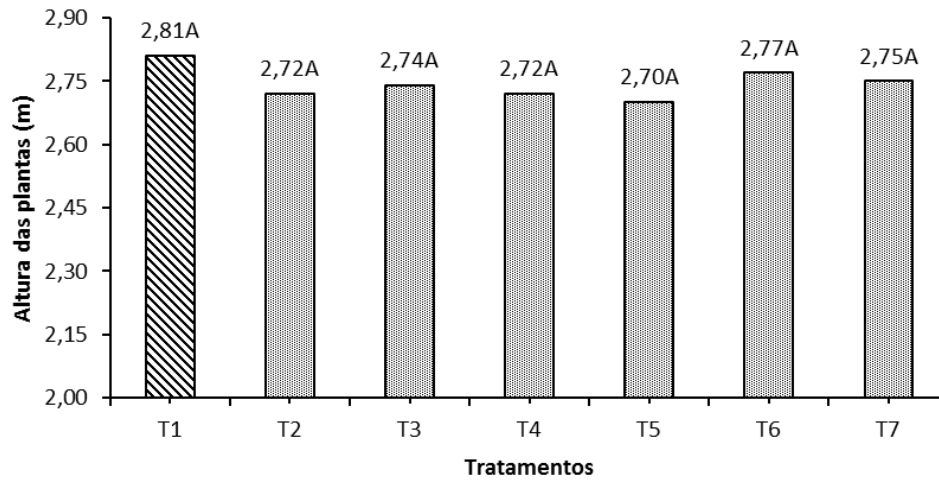
A partir dos resultados obtidos, constatou-se que a altura da planta não apresentou diferenças estatísticas significativas com relação aos tratamentos aplicados. Observou-se que entre os tratamentos com lixiviado tratado, o tratamento T6 foi o que apresentou uma maior AP, correspondente a 2,77 m e ainda não diferiu estatisticamente dos demais tratamentos com lixiviado tratado, e estes, também, não diferiram estatisticamente do tratamento T1 em que o capim foi irrigado apenas com água de abastecimento (Figura 11).

O tratamento T5 apresentou à menor AP, mostrando que mesmo havendo aplicação de maior quantidade de lixiviado tratado no solo, a característica vegetativa de desenvolvimento do capim elefante não diferiu estatisticamente dos tratamentos T1 e T6.

Analisando a variável estudada, pode-se concluir que o tratamento que apresentou melhor desempenho com relação ao parâmetro de crescimento (AP) do capim elefante foi o tratamento T6 (2,77 m), mostrando uma tendência de que elevadas concentrações de lixiviado tratado aplicado causaram aumento no crescimento vegetativo dessa cultura.

Altos valores foram associados à idade do capim que, sob condições de precipitação natural, segundo Andrade (1993), tendem se tornar mais altos à medida que aumentam a idade. Independente da análise de variância, os tratamentos que receberam as maiores lâminas foram aqueles que produziram plantas com maior altura uma vez que o conteúdo de nutrientes da água residuária foi disponibilizado em quantidades maiores para as plantas.

Figura 11 – Valores médios de altura da planta em função dos tratamentos aplicados.



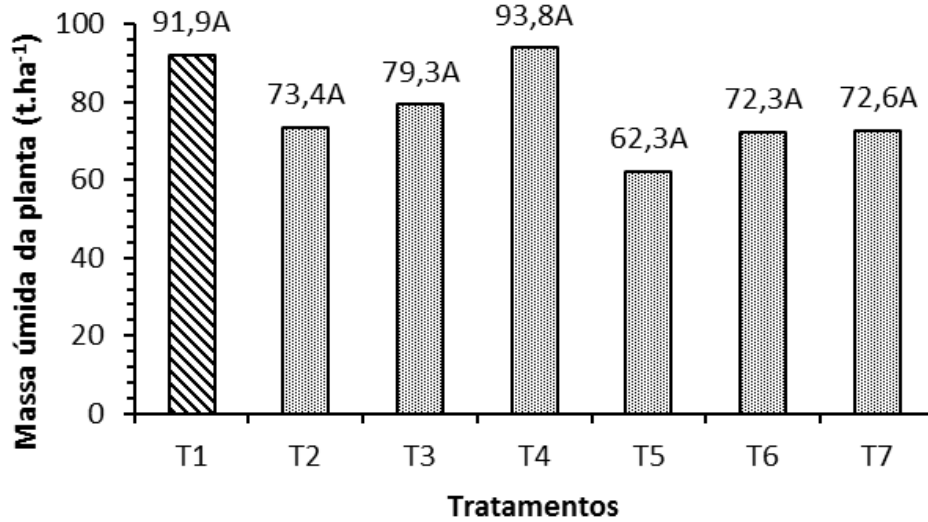
Nota: Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey; T1 – somente água da rede de abastecimento, T2 – 0,44 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T3 – 0,87 kg de DBOkg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T4 – 1,31 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T5 – 1,75 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T6– 2,18 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹ e T7– 2,62 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹.

4.4.2 Massa úmida da planta (MUP)

Na Figura 12 evidencia-se que o tratamento T4 foi o que apresentou uma maior quantidade de MUP, correspondente a 93,8 t.ha⁻¹, seguido do tratamento T1 com produção de massa úmida da planta de 91,9 t.ha⁻¹. A análise de variância não mostrou diferenças significativas (em nível de 5%) em nenhum dos tratamentos realizados para a MUP. Essa maior produtividade foi independente do tratamento utilizado (lâmina de irrigação) e se destacou em relação ao tratamento que recebeu irrigação com água de abastecimento (AA).

Entre os tratamentos com lixiviado tratado nota-se que o segundo maior valor foi para T3 com 79,30 t.ha⁻¹, cujo valor apresenta defasagens de 20% em relação ao T4 e de apenas 16% em relação à T1. Comparando-se os valores médios da massa úmida da planta em função dos tratamentos aplicados verifica-se que entre a menor lâmina de irrigação utilizada (T2 – 1 L.m⁻²) e a maior lâmina (T7 - 6 L.m⁻²), há uma defasagem de apenas 1% no valor de massa úmida da planta em relação à T7, evidenciando uma das vantagens da utilização da água residuária na irrigação de forrageiras. Ainda com relação aos tratamentos aplicados com lixiviado tratado, o tratamento que apresentou melhor e pior produtividade de MUP foi o tratamento T4 (93,8 t.ha⁻¹) e o tratamento T5 (62,3 t.ha⁻¹), respectivamente, porém, estatisticamente os tratamentos não apresentaram diferenças significativas.

Figura 12 – Valores médios de massa úmida da planta em função dos tratamentos aplicados.



Nota: Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey; T1 – somente água da rede de abastecimento, T2 – 0,44 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T3 – 0,87 kg de DBOkg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T4 – 1,31 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T5 – 1,75 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T6– 2,18 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹ e T7– 2,62 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹.

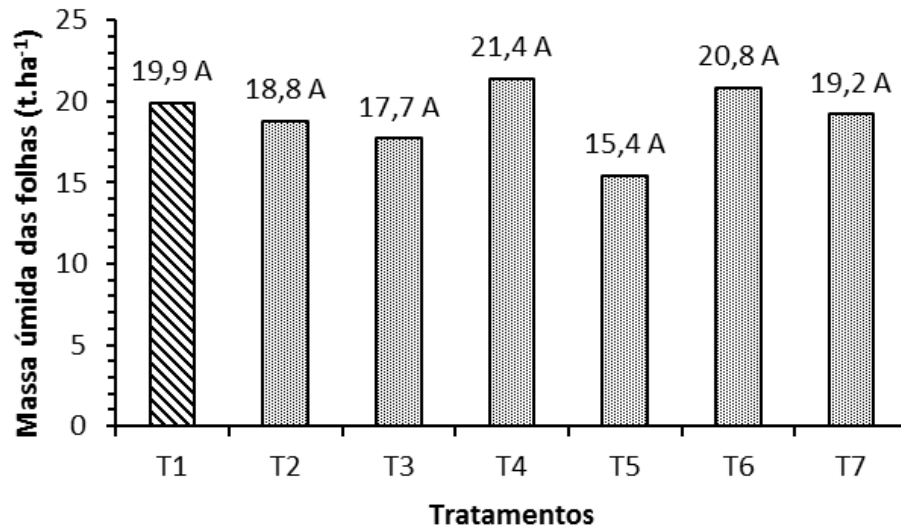
4.4.3 Massa úmida das folhas (MUF)

Em relação à massa úmida da folha, semelhante à MUP, não sofreu diferenças estatísticas significativas com relação aos tratamentos aplicados.

Na Figura 13 constatou-se que o tratamento T4 (21,4 t.ha⁻¹) foi o que apresentou maior quantidade de MUF. Com relação aos demais tratamentos aplicados não se constataram diferenças nas quantidades de MUF, onde para essa variável, o tratamento T5 (15,4 t.ha⁻¹) foi o que apresentou menor quantidade de massa úmida de folha, no entanto, estatisticamente, os tratamentos não apresentaram diferenças significativas.

Coelho (2013) aplicando lixiviado de aterro sanitário na cultura do capim elefante verificou também que a massa úmida da folha não teve diferença significativa entre os tratamentos, sendo o tratamento com maior produção 12,52 t.ha⁻¹ e o menor 11,24 t.ha⁻¹.

Figura 13 – Valores médios de massa úmida das folhas em função dos tratamentos aplicados.

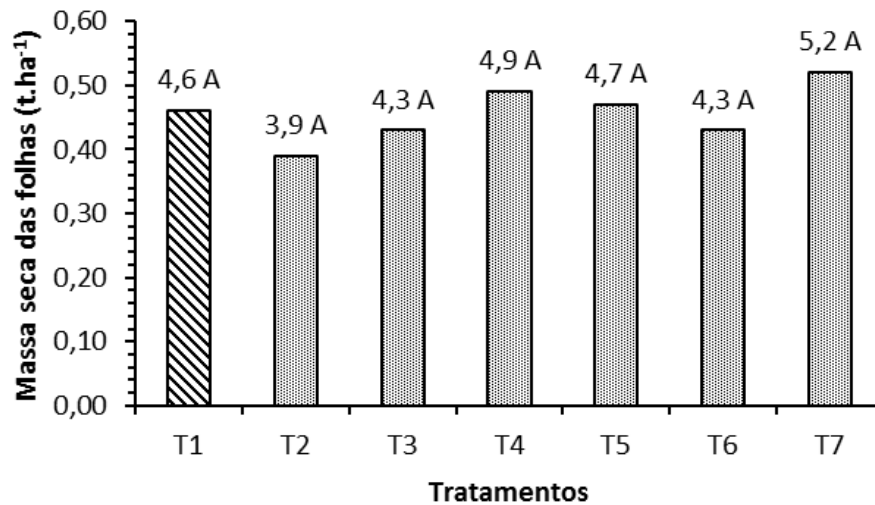


Nota: Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey; T1 – somente água da rede de abastecimento, T2 – 0,44 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T3 – 0,87 kg de DBO kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T4 – 1,31 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T5 – 1,75 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T6– 2,18 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹ e T7– 2,62 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹.

4.4.4 Massa seca das folhas (MSF)

Como pode ser observado na Figura 14, o tratamento T7 foi o que apresentou uma maior quantidade de MSF, correspondente a 5,20 t.ha⁻¹, em relação aos tratamentos com lixiviado tratado. Os tratamentos que apresentaram maior e menor produtividade de MSF foram os tratamentos T7 (5,2 t.ha⁻¹) e o tratamento T2 (3,90 t.ha⁻¹), respectivamente, no entanto, estatisticamente os tratamentos não apresentaram diferenças significativas inclusive em relação ao tratamento T1 (4,60 t.ha⁻¹) que foi irrigado apenas com água de abastecimento.

Figura 14 – Valores médios de massa seca da folha em função dos tratamentos aplicados.



Nota: Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey; T1 – somente água da rede de abastecimento, T2 – 0,44 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T3 – 0,87 kg de DBOkg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T4 – 1,31 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T5 – 1,75 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹, T6 – 2,18 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹ e T7 – 2,62 kg de DBO.dia⁻¹. ha⁻¹.

Ainda no mesmo experimento pôde-se constatar que, à medida que ocorreu o aumento da quantidade de lixiviado tratado aplicado no solo, ocorreu um aumento na quantidade da MSF, mostrando que doses elevadas desse resíduo líquido favoreceram a produção de MSF. Coelho (2013) aplicando lixiviado de aterro sanitário na cultura do capim elefante verificou que o aumento das doses de lixiviado de resíduos sólidos urbanos, ocorreu uma diminuição na quantidade de MSF, mostrando que doses elevadas deste resíduo líquido prejudicou a produção de MSF.

Drumond et al. (2006), analisando a produção de matéria seca em pastagem de capim Tifton 85 irrigada com diferentes doses de dejetos líquido suíno, concluíram que houve um efeito significativo das doses em relação à produção de matéria seca pré-pastejo, ocorrendo acréscimos de produção com o aumento das doses, onde observou-se um fornecimento de 200 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ de dejetos líquido suíno possibilitando uma produção de 6,0 toneladas de matéria seca da forrageira por ciclo de 28 dias.

5. CONCLUSÃO

Através do estudo realizado conclui-se que:

- Com relação à qualidade do lixiviado tratado obtido pela ETE estudada para fins de reuso agrícola tem-se que:
 - I. O lixiviado de resíduo sólido urbano tratado por processo de nanofiltração mostrou-se satisfatório aos parâmetros analisados de qualidade de água para irrigação;
 - II. Do ponto de vista agrônômico, as baixas concentrações de Na^+ e RAS na água de abastecimento, associada à baixa CE e à baixa relação Ca:Mg, indicou que os principais fatores não limitam à sua aplicabilidade no solo. Desse modo, é de se esperar que o lixiviado tratado apresente também menor risco de sodicidade.

- Com relação ao uso do lixiviado tratado para a cultura do capim elefante tem-se que:
 - I. Elevadas concentrações de lixiviado tratado apresentou melhor desempenho com relação ao parâmetro de crescimento (Altura da Planta) do capim elefante, cujo tratamento foi T6 (2,77 m);
 - II. Em relação à massa úmida da planta (MUP), semelhante à massa úmida da folha (MUF), não sofreu diferenças estatísticas significativas com relação aos tratamentos aplicados;
 - III. No experimento pôde-se constatar que o aumento da taxa de aplicação do lixiviado tratado implicou no aumento da quantidade da massa seca das folhas (MSF), demonstrando que doses elevadas desse resíduo líquido favorecem a produção de MSF.

6. RECOMENDAÇÕES

- I. O processo de nanofiltração é recomendável para tratamento terciário de lixiviados, obtendo efluentes com elevada qualidade, podendo ser utilizada para fins agrícola, mas devendo ser avaliado caso a caso;
- II. O reúso agrícola de lixiviado tratado por processo de nanofiltração mostra-se atrativo como manancial para suprir com água de qualidade inferior áreas agrícolas que tem exclusivamente nas chuvas a única fonte hídrica.

REFERÊNCIAS

- ABNT. **Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento** – ABNT NBR 8849. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1985.
- ABNT. **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento** – ABNT NBR 8419. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1992, 7p.
- ABNT. **Resíduos Sólidos - Classificação** – ABNT NBR 10.004. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004a, 71p.
- ABNT. **Amostragem de Resíduos Sólidos** – ABNT NBR 10.007. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004b, 21p.
- ABRAHÃO, S.S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. Viçosa, MG: UFV. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2014.
- ALCÂNTARA, P.B., BUFARAH, G. **Plantas Forrageiras: gramíneas e leguminosas**. São Paulo, Editora Nobel, 2. ed., 1983, 150p.
- ANDRADE, I. F. **Efeito da época de vedação na produção e valor nutritivo do capim elefante (*Pennisetum purpureum*, Shum) cv Mineirão**. Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia, v. 22, n. 1, p. 53-63, 1993.
- APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br/>>. Acesso em: 15 ago. 2015.
- APHA. RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; CLESCERI, A. D. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- ARAGÜÉS, R. et al. **Calidad de aguaparariego**. I: Criterios generales. Zaragoza: ITEA, 1979. p.3-17 (ITEA,37).
- ASANO, T.; PETTYGROVE, G.S. **Using reclaimed municipal wastewater for irrigation**. California Agriculture, v.41, n.3/4, p.15-18, 1987.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **Calidad del agua para la agricultura**. Roma: FAO, 1976. 174 p (Estudios FAO: Riegos y Drenajes, 29).
- AYERS, R.S. ; WESTCOT, D.W. **A qualidade de água na agricultura**. Tradução de H.R. Gheyi; J.F. de Medeiros; F.A.V. Damasceno. Campina Grande: UFPB,1991. 208p. (Estudios FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8. ed. Viçosa: UFV, 2006. 625 p.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. **Química Nova**, v. 25, n. 3, p. 477-482, 2002.

BOUWER, H.; CHANEY, R.L. **Land treatment of wastewater**. Advances in Agronomy, v.26, p.133-176, 1974.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 02 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 02 mar. 2015.

CARVALHO, A. L. **Efeitos da recirculação do percolado sobre a qualidade do efluente de lixo doméstico de diferentes idades**. Viçosa, MG: UFV. 2005. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CEARÁ (2002). **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://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 30 jun. 2012.

CELERE, M.S.; OLIVEIRA, A.S.; TREVILATO, T.M.B. & SEGURA-MUÑOZ, S.I. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 23(4):939-947, abr, 2007.

CGA Titara. Central de Gerenciamento Ambiental Titara S/A. **Estação de Tratamento de Efluentes**. Disponível em: <<http://www.cgatitara.com.br/o-que-fazemos/estacao-de-tratamento-de-efluentes-ete/>>. Acesso em: 27 jul. 2016.

CHERUBINI, R. **Avaliação ambiental do sistema de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos do município de farroupilha – RS**. Relatório de Estágio Supervisionado – departamento de Engenharia Química, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2008.

COELHO, D. C. L. **Atributos Químicos de um Argissolo e Produção de Capim Elefante Decorrentes da Aplicação de Percolado de Aterro Sanitário**. 2013, 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2013.

COELHO, D. C. L. et al. **Alterações Químicas de Argissolo Irrigado com Percolado de Aterro Sanitário e Água de Abastecimento.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.19, n.6, p.598–604, 2015.

CONDER - COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DA BAHIA. **Manual de Operação de Aterros Sanitários.** Disponível em <<http://www.unipacvaleadoaco.com.br/ArquivosDiversos/Cartilha%20Opera%C3%A7%C3%A3o%20Aterro%20Sanit%C3%A1rio%20CONDER.pdf>> Acesso em: 09 ago. 2016.

COUTO, M. C. L.; BRAGA, F. S. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por associação de reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo e reator anaeróbico por infiltração rápida.** ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

CRVR. Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos. **Tecnologia:** sistema alternativo de tratamento de lixiviado. Disponível em: <<http://www.crvr.com.br/Tecnologia.html>>. Acesso em: 27 jul. 2016.

CTR-PE. Central Tratamento de Resíduos de Pernambuco. **Institucional:** Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Disponível em: <<http://www.ctrpe.com.br/site/quem-somos.php>>. Acesso em 27 jul. 2016.

DERESZ, F. **Utilização do capim-elefante sob pastejo rotativo para produção de leite e carne.** Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite, 1999, 29p. (Embrapa Gado de leite. Circular técnica, 54).

DRUMOND, L. C. D. et al. **Produção de matéria seca em pastagens de Tifton 85 irrigada, com diferentes doses de dejetos líquidos de suíno.** Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.26, n.2, p.426-433, 2006.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p. Documento 1.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA - SPI, 2006.

ERTHAL, V. J. T. et al. Alterações Físicas e Químicas de um Argissolo pela Aplicação de Água Residuária de Bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.5, p.467-477, 2010a.

ERTHAL, V. J. T. et al. Características Fisiológicas, Nutricionais e Rendimento de Forrageiras Fertirrigadas com Água Residuária de Bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.5, p.458-466, 2010b.

FADINI, P. S.; FADINI, A. A. B. **Lixo:** desafios e compromissos. Cadernos temáticos de química nova na escola. Edição especial, 2001.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Orientações Técnicas para Atendimento da Deliberação Normativa 118/2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental / Fundação Estadual do Meio Ambiente.** Belo Horizonte, 2008. 48p.

FEIGIN, A. et al. **The nitrogen factor in the management of effluent-irrigated soils.** Soil Science, v.125, p.248-254, 1978.

FEIGIN, A. et al. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection.** Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.

FERREIRA, J. A. et al. **Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do estado do Rio de Janeiro.** In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001. v. 1. p. 1-12.

FOGLIATTI, M. C.; FILIPPO, S.; GOUDARD, B. **Avaliação de impactos ambientais: aplicação aos sistemas de transporte.** Rio de Janeiro: Interciência, 2004. 249 p.

FONSECA, A.; F. **Viabilidade agrônômico-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem.** Piracicaba, 2005.174 p.

FONSECA, A. F. et al. **Agricultural use Of treated Sewage Effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil.** Scientia Agricola, Piracicaba, v.64, n.2, p.194-209, 2007.

GILBERT, R. G.; FORD, H. W. **Operational principles/emitter clogging.** In: NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Trickle irrigation for crop production. Elsevier Publishers, 1986. 383p.

GIORDANO, G. **Tratamento e Controle de Efluentes Industriais.** Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. UERJ – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2004.

GIORDANO, G. et al. **Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho – Rio De Janeiro – Brasil.** In: XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Cancún, México, 2002.

GÓMEZ LUCAS, N.; PEDREÑO, M. B. **Aguas de riego: Análisis e interpretación.** 1.ed. Alicante: Secretariado de publicaciones. Universidad de Alicante, 1992. 63p.

GOMES, L. P. **Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

HAMADA, J. Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. **Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental**, 2, Foz do Iguaçu-PR, 1997. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/chorume.pdf>> Acesso em: 18 nov. 2012.

HUANG, S.; DIYAMANDOGLU, V.; FILLOS, J. **Ozonation of leachates from aged domestic landfill**. *Ozone Science & Engineering*, vol. 15, pp. 433–444, 1993.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro: MPOG, MC, 2010. 219p.

JEONG-HOON, I.M. et al. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2043-2410, 2001.

LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. **Orientações Básicas para Operação de Aterro Sanitário**. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte: FEAM, 2006.

LATTERELL, J.J. et al. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal wastewater effluent: a 5-year study. **Journal of Environmental Quality**, v. 11, p. 124-128, 1982.

LEAL, R. M. P. et al. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**, Jaboticabal, v.66, n.2, p.242-249, 2009.

MANNARINO, C. F. et al. **Wetlands para Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, v 11, nº 2, p. 108-112, 2006.

MARNIE, L.W.; BITTON, G.; TOWNSEND, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 60, n. 2, p. 206-215, 2005.

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

MATOS, A. T. et al. **Viabilidade de Aproveitamento Agrícola de Percolados de Resíduos Sólidos Urbanos**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V. 12, n.4, p. 435-440, 2008.

MATOS, A.T. de; LEMOS, A.F.; BARROS, F.M. Mobilidade de Nitrato em Solos de Rampas de Tratamento de Águas Residuárias por Escoamento Superficial. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v. 12, n. 1, p. 57-65, 2004.

McBEAN, E. A., ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design**. USA: Prentice Hall PTR, 1995.

MEDEIROS, S. S. et al. Uso de Água Residuária de Origem Urbana no Cultivo de Gérberas: efeito nos componentes de produção. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, SP, v.27, n.2, p.569-578, 2007.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/pol%C3%ADtica-de-res%C3%ADduos-s%C3%B3lidos>> Acesso em: 02 mai. 2016.

Ministério da Saúde (2011). **Portaria nº 2.914, de dezembro de 2011**. Estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2015.

MOHAMMAD, M.J.; MAZAHREH, N. **Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater**. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.34, 1281-1294, 2003.

MONTEIRO, J. H. P. et al. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <[http://www.resol.com.br/cartilha4/manual .pdf](http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf)>. Acesso em 02 mai. 2016.

MORAIS, J. L. **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário**. 2005. 229 p. Tese (Doutorado em Química) – departamento de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MOTA, V. J. G. **Lâminas de irrigação e doses de nitrogênio em pastagem de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) cv. pioneiro, no norte de Minas Gerais**. 2008. 69 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal no Semi-Árido) – departamento de Produção Vegetal, Universidade Estadual de Montes Claros, Minas Gerais, 2008.

MOTA, J. C. et al. **Características e Impactos Ambientais Causados pelos Resíduos Sólidos: uma visão conceitual**. I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo, 2009.

NASCIMENTO JÚNIOR, R. D. **Informações sobre plantas forrageiras**. Viçosa: MG, UFV, Imprensa Universitária, 1981. 56p.

NOBRE, R.G. et al. Vigor do girassol (*Helianthus annuus* L.) sob diferentes qualidades de água. **Revista Educação Agrícola Superior**, Botucatu, v. 23, n. 1, p. 58-60, 2008.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Avaliação da qualidade da água subterrânea a jusante do depósito de resíduos sólidos municipais de Botucatu/SP. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 16, n. 4, p.25-35, 2001.

PAULO SILVA, V. de **Efeitos da fertirrigação com efluente de lagoa de polimento nos atributos do solo e na produção de feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp)**. 2007. 128f. Tese (Doutorado) – Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

PENG, Y. et al. Organic removal denitrotation and methanogenesis and nitrogen removal by nitrarion from landfill leachate. Journal: **WaterResearch**, p. 8-41, 2007.

PERDOMO, C.C. et al. **Dimensionamento de sistema de tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA – CNPSA, 1999. 5p. (Comunicado técnico, 234).

PESCOD, M.B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization, 1992. 125p. (Irrigation and Drainage Paper, 47).

PETERS, T. A. **Purifications of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration**. *Desalination*, v. 119, p. 289-293, 1998.

PIVELI, R. P. et al. Uma reflexão sobre a qualidade e uso de esgoto tratado por lagoas de estabilização na agricultura: caso de Lins/SP. **Revista DAE**, São Paulo, v.177, n.1, p.63-70, 2008.

Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade. Recife, 2012.

PMRS. **Plano Metropolitano de Resíduos Sólidos: Região Metropolitana do Recife**. Secretaria da Cidade - SECID. Recife, 2011.

PRATT, P.F. **Quality criteria for trace elements in irrigation waters**. California: California Agricultural Experiment Station, 1972. 46p.

QUEIROZ, F.M de. **Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Viçosa, MG: UFV. 2000. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

QUEIROZ & QUEIROZ Consultoria Pública e Privada Ltda. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Região Metropolitana e Prognóstico**. Moreno, PE, 2008.

QUEIROZ, F.M. et al. **Características Químicas do Solo e Absorção de Nutrientes por Gramíneas em Rampas de Tratamento de Águas Residuárias da Suinocultura**. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, MG, v.12, n.2, 77-90, Abr./Jun., 2004.

QUIN, B.F.; FORSYTHE, L.J. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent: II. Drainage losses of nitrate and other nutrients. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 21, p. 427-434, 1978.

QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent: I. Nutrient status of soil and pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 21, p. 419-426, 1978.

RECICLE. Recycle Catarinense de Resíduos Ltda. **Aterro Sanitário**. Disponível em: <<http://www.recicles.com.br/aterro-sanitario>>. Acesso em: 22 jul. 2016.

ROBINSON, H.D. **The treatment of Landfill Leachates Using Reed Bed System**. *Proceedings of Fourth International Landfill Symposium*, p. 907–921, 1993.

RODRIGUES, T. S. N. **Estudo de viabilidade do aproveitamento energético do biogás gerado em célula experimental no Aterro Controlado da Muribeca – Pernambuco (PE)**. Recife, PE, 2009.

SANTOS, F. **Processos de nanofiltração e osmose inversa para pós-tratamento de efluente de biorreator à membrana.** Florianópolis, 2015. 102 p. Trabalho de Conclusão de Curso – Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2015.

SEGATO, Luciana Maturana; SILVA, Celso Luiz. **Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Porto Alegre, 2000. p.1-9.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado.** 2002. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, D. F. **Efeito da Aplicação de Percolado de Resíduo Sólido Urbano em Solo Cultivado com Capim-Tifton 85.** 2008. 158 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

SILVA, D. F. et al.; **Alteração Química de Solo Cultivado com Capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e Fertirrigado com Percolado de Resíduo Sólido Urbano.** Acta Scientiarum. Technology, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.

SOUSA, J. T. et al. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semiárido nordestino. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.10, n.3, p.260-265, 2005.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management – Engineering Principles and Management Issues.** McGraw-Hill International Editions, 1993, 978 p.

VAN DER HOEK, et al. Urban wastewater: available resource for agriculture. **A case study from Horoonaabad**, Pakistan. Colombo, SriLanka: International Water Management Institute, 2002.29p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 1995. 243p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guide lines for the safeuse of wastewater, excreta and greywater.** Genebra: World Health Organization, 2006. 196p. (Volume 2: wastewater useinagriculture).