UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
ESCOLA DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS

CODISPOSIÇÃO DE REJEITOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO COM RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR

Dissertação de Mestrado

Melinda de Lima Elias

Rio de Janeiro
Abril 2018

CODISPOSIÇÃO DE REJEITOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO COM RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR

Melinda de Lima Elias

Dissertação de Mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários a obtenção do Título de Mestre em Ciências.

Orientadoras:

JuacyaraCarbonelli Campos,D.Sc.

Bianca Ramalho Quintaes, D.Sc.

Rio de Janeiro
Abril 2018

de Lima Elias, Melinda
dE42c

Codisposição de Rejeitos de Tratamento de
lixiviado de Aterro com Resíduo Sólido Domiciliar /
Melinda de Lima Elias. -- Rio de Janeiro, 2018.
133 f.
Orientadora: Juacyara Carbonelli Campos.
Coorientadora: Bianca Ramalho Quintaes.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do
Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós
Graduação em Engenharia de Processos Químicos e
Bioquímicos, 2018.
1. Codisposição de rejeitos com resíduo sólido
domiciliar. 2. rejeitos de tratamento de lixiviado
de aterro. I. Carbonelli Campos, Juacyara, orient.
II. Ramalho Quintaes, Bianca , coorient. III. Título.

Melinda de Lima Elias

CODISPOSIÇÃO DE REJEITOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO COM RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientada por:

_____

Juacyara Carbonelli Campos, D. Sc., EPQB/UFRJ. (Orientadora)

_____

Bianca Ramalho Quintaes, D. Sc., COMLURB. (Orientadora)

Aprovada em 06 de abril de 2018 por:

_____

Juacyara Carbonelli Campos, D. Sc., EPQB/UFRJ. (Orientadora)

_____

Maria José de Oliveira Cavalcanti Guimarães, D. Sc., EPQB/UFRJ.

_____

Marcelo Mendes Viana, D. Sc., EQ/UFRJ.

Rio de Janeiro

2018

Dedico esta dissertação primeiramente ao Senhor Jesus, a minha família e ao meu esposo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao Senhor Jesus pelo o que Ele é para mim. O Senhor é razão por eu estar de pé.

Agradeço aos meus amados pais e meus irmãos pelo apoio e por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos e por compreenderem minhas ausências devido aos meus estudos. Sem eles eu não seria nada.

Ao meu querido e amado esposo Carlos Henrique pelo companheirismo e compreensão, pelo incentivo e apoio aos meus estudos. Por estar sempre ao meu lado.

As minhas orientadoras JuacyaraCarbonelli Campos e Bianca Ramalho Quintaes pelo apoio técnico para realizar esse trabalho, e pelos laços de amizade criados e por toda atenção que sempre me deram durante a realização desse trabalho.

A equipe da COMLURB, do IGP, pelo apoio para realização desse trabalho. Ao sr Jonas que com muita dedicação ajudou na construção das células. Ao Marco,sempre muito prestativo, apoiando na microbiologia. Ao sr Rui pelas boas conversas, simplicidade e amizade. A estagiária Carol pelo apoio no laboratório. A querida Verônica, apoiando na caracterização dos rejeitos. Ao Andrezão que sempre esteve disposto a ajudar. Aos meninos da caracterização que também contribuíram na construção das células. Enfim, a toda equipe e aos amigos que ganhei.

A equipe do Labtare pelo apoio técnico durante as análises do lixiviado. A estagiária Lívia pela dedicação pela ajuda nas análises. A Letícia Sobral pelo apoio técnico e atenção durante a finalização desse trabalho.

A equipe do LES, aos técnicos Sidnei e Louise pelo apoio na realização das análises de COT e toda atenção a mim oferecida.

Enfim, agradeço a todos que puderam contribuir para esse trabalho.

RESUMO

ELIAS, Melinda de Lima. Codisposiçãode Rejeitos de Tratamento de Lixiviado de Aterro com Resíduo Sólido Domiciliar. (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Um dos grandes desafios dos centros urbanos é a destinação final dos resíduos sólidos. Sobre a disposição final ambientalmente adequada, a lei 12305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), define como sendo a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. Os aterros sanitários são recursos urbanos modernos com instalações de alta tecnologia projetadas para eliminar ou minimizar o impacto adverso dos resíduos no ambiente circundante. Porém, além do gás metano, gera um grande volume de lixiviado o qual possui alta toxicidade oferecendo risco à saúde pública e ambiental. Várias tecnologias de tratamento de lixiviado têm sido empregadas. Mas alguns processos geram rejeitos no interior do aterro os quais são recirculados para serem tratados juntamente com os resíduos que são despejados diariamente no aterro sanitário. O objetivo desse trabalho é analisar a impacto poluidor da codisposição do resíduo sólido domiciliar (RSD) com rejeitos provenientes do processo de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Seropédica, obtidos a partir do pré- tratamento com cal e na evaporação forçada do lixiviado. Para isso, foram construídas 8 células experimentais para disposição de resíduos e monitoradas por 223 dias de confinamento. As células foram implantadas da seguinte maneira: células-controle, em triplicata, contendo apenas RSD; células com rejeito do evaporador forçado codisposto com RSD, em triplicata; células com rejeito do tratamento primário codisposto com RSD, em duplicata. A partir disso, foram analisadas as características físico-químicas dos rejeitos e os parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos lixiviados produzidos nas células para comparação entre elas através da aplicação de uma ferramenta estatística. Para o comportamento das populações microbianas, observou-se que foi similar em todas as células, demonstrando um decaimento ao longo dos primeiros 30 dias, não sendo mais detectadas populações de microrganismos indicadores de poluição fecal a partir da quinta coleta, em todas as células.

Os resultados físico-químicos mostraram que os rejeitos apresentaram uma elevada composição inorgânica, 88 e 64%, para o rejeito do tratamento primário e evaporador, respectivamente. Os lixiviados produzidos pelas células experimentais mostraram uma variação ao longo do tempo de aterramento e os resultados estatísticos, com nível de significância de 95%, mostraram que não houve diferença significativa para a maioria dos parâmetros. Concluiu-se que não houve influência nos parâmetros físico-químicos do lixiviado dos RSD quando codispostos com rejeitos de tratamentos de evaporação forçada e do tratamento primário de remoção de poluentes com a cal.

Palavras chave: lixiviado, rejeitos, codisposição

ABSTRACT

ELIAS, Melinda de Lima. Codisposiçãode Rejeitos de Tratamento de Lixiviado de Aterro com Resíduo Sólido Domiciliar (Mestrado) – Programa de Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

One of the great challenges of urban centers is the final disposal of solid waste. Regarding the environmentally appropriate final provision, the Law number 12305/10, that institutes the Solid Waste National Politics, defines the orderly distribution of tailings in landfills, observing specific operational standards in order to avoid damages or risks to public health and safety and to minimize adverse environmental impacts. Landfills are modern urban resources with high-tech facilities designed to eliminate or minimize the adverse impact of waste on the surrounding environment. However, in addition to methane gas, it generates a large volume of leachate which has high toxicity, posing a risk to public and environmental health. Several leachate treatment technologies have been employed. But some processes generate tailings within the landfill that are recirculated to be treated along with wastes that are dumped daily into the landfill. The objective of this work is to analyze the polluting impact of solid household solid waste (HSW) disposed together with the waste from the leachate treatment process of the Seropédica landfill, obtained from the pre-treatment with lime and forced evaporation of the leachate. For this, 8 experimental cells containing HSW and the evaporator and lime treatment were monitored for 223 days of confinement. Cells were implanted as follows: cells for control, in triplicate, containing only HSW; cells with forced evaporator waste coded with HSW in triplicate; cells with reject from the primary treatment coded with HSW, in duplicate. The physical-chemical characteristics of the wastes and the physical-chemical and microbiological parameters of the leachate produced in the cells were analyzed for comparison among them by applying an statistical tool. For the behavior of the microbial populations, it was observed that it was similar in all the cells, demonstrating a decay during the first 30 days, being no longer detected populations of microorganisms indicative of fecal pollution from the fifth collection in all the cells. The results showed that the wastes presented a high inorganic composition, 88 and 64%, for the primary treatment and evaporator, respectively. The leachates produced by the experimental cells showed a variation over the time of grounding and the statistical results, with a level of significance of 95%, showed that there was no significant difference for most of the parameters. Therefore, it was concluded that there was no influence in the leachated resulted from the codisposition of HSW and the tailings from primary treatment using lime and forced evaporation.

Key words: leached, waste, codisposition

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVOS 3
2.1 Objetivo Geral 3
2.2 Objetivos específicos 3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 4
3.1. Resíduos sólidos no Brasil 4
3.2. Política Nacional dos Resíduos Sólidos 7
3.3. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos na Cidade do Rio de Janeiro 10
3.4. Características dos RSD da cidade do Rio de Janeiro 11
3.5. Aterro Sanitário 12
3.5.1. Definição 12
3.5.2. Legislação para construção do aterro sanitário 13
3.5.3. Processo de Degradação de Resíduos no Aterro 14
3.6. Lixiviados de aterro sanitário 15
3.6.1. Definição 16
3.6.2. Composição e característica do lixiviado 16
3.6.3. Processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário 19
3.6.3.1. Tratamento de Evaporação 20
3.6.3.2. Coagulação/Floculação 22
3.6.3.3. Rejeitos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário 24
3.6.3.4. Recirculação de Rejeitos no Aterro Sanitário 24
3.7. Aterro de Seropédica 25
3.7.1. O aterro 25
3.7.2. Tratamento do lixiviado na ETC 27
4. MATERIAIS E MÉTODOS 31
4.1. Procedência dos rejeitos 31
4.1.1. Procedência dos RSD 32
4.1.2. Rejeitos do evaporador 32
4.1.3. Rejeitos do tratamento primário 33
4.2.Codisposição do RSD com os rejeitos 34
4.2.1. Cálculos das quantidades de rejeitos codispostos com RSD 34

a) Determinação da massa de rejeito do evaporador a ser disposto nas células.....34

b) Determinação da massa de rejeito do tratamento primário a ser disposto nas células.....36

4.3. Implantação das células experimentais.....37

4.3.1. Sistema de drenagem.....39

4.3.2. Cobertura final.....43

4.3.3. Precipitação artificial.....46

4.3.4. Monitoramento das células experimentais.....48

4.4. Metodologia analítica..... 48

4.4.1.Caracterização física do RSD utilizado nas células..... 48

4.4.2. Caracterização química dos rejeitos 50

4.4.3. Avaliação físico-química das amostras de lixiviados coletadas 51

4.4.4. Caracterização dos parâmetros microbiológicos dos lixiviados 52

4.4.4.1. Determinação de coliformes totais e *Escherichia coli.* 53

4.5. Avaliação estatística.....53

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 55

5.1. Codisposição dos RSD e caracterização dos resíduos 55

5.2. Características dos rejeitos 56

5.3. Implantação das células 56

5.3.1. Sistema de drenagem 56

5.3.2. Cobertura final e precipitação artificial 57

5.4. Monitoramento das células e comparação entre as células 59

5.4.1. pH 60

5.4.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO) 62

5.4.3. Carbono Orgânico Total(COT).....64

5.4.4. Absorbância em 254 nm.....67

5.4.5. Nitrogênio amoniacal 69

5.4.6. Turbidez..... 72

5.4.7. Cloreto 74

5.4.8. Alcalinidade..... 77

5.4.9. Condutividade..... 79

5.4.10 Considerações a respeito das características físico-químicas dos lixiviados gerados nas células 81
5.5. Características microbiológicas dos lixiviados..... 84
6. CONCLUSÕES..... 87
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 89
APÊNDICE 96

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: DISPOSIÇÃO FINAL DE RSU NO BRASIL POR TIPO DE DESTINAÇÃO FINAL (TON/DIA) 5
FIGURA 2: CONSEQUÊNCIA DA ARRECADAÇÃO ESPECÍFICA SOBRE A DESTINAÇÃO FINAL DE RSU 7
FIGURA 3: CENÁRIO IDEAL PARA REQUISITO DA PNRS: TRATAMENTO E DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS 8
FIGURA 4: RSU COLETADOS NO RIO DE JANEIRO ENTRE ANOS DE 2005 E 2015. 11
FIGURA 5: CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RSD DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO EM 2016. 12
FIGURA 6: FASES DE ESTABILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM ATERROS. 15
FIGURA 7: PROCESSO DE EVAPORAÇÃO FORÇADA DE LIXIVIADO 21
FIGURA 8: CAMADA DE PROTEÇÃO DO SOLO 26
FIGURA 9: VISÃO SUPERIOR DO ATERRO DE SEROPÉDICA 27
FIGURA 10: ESQUEMA DE DIAGRAMA DE BLOCOS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DA ETC DE SEROPÉDICA. 28
FIGURA 11: LODO GERADO NO TRATAMENTO COM CAL SENDO DESIDRATADO EM SISTEMA DE *GEOBAGS*. 28
FIGURA 12: EVAPORADOR UTILIZADO NO ATERRO DE SEROPÉDICA. 29
FIGURA 13: SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO DE METANO PARA O EVAPORADOR. 30
FIGURA 14: SISTEMA DE ENERGIA SOLAR PARA GERAÇÃO DE ENERGIA PARA O EVAPORADOR. 30
FIGURA 15: USINA DE TRANSFERÊNCIA DE RESÍDUOS DE JACAREPAGUÁ DA COMPANHIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA . 31
FIGURA 16:DIAGRAMA DE BLOCOS DAS ETAPAS DO TRABALHO. 32
FIGURA 17: REJEITO DO EVAPORADOR IN NATURA NO ATERRO DE SEROPÉDICA. 33
FIGURA 18: REJEITO DO TRATAMENTO PRIMÁRIO SENDO RETIRADO DA GEOBAG NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CHORUME ATERRO DE SEROPÉDICA. 33
FIGURA 19: CONTÊINER USADO COMO CÉLULA EXPERIMENTAL. 37
FIGURA 20: ESQUEMA REPRESENTATIVO DAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS. 38
FIGURA 21: FUROS NA PARTE INFERIOR PARA COLOCAÇÃO DA TORNEIRA, EM DESTAQUE. 40
FIGURA 22: TORNEIRAS COM A FUNÇÃO DE DRENOS PARA O LIXIVIADO. 40
FIGURA 23: CORTE DOS CALÇOS PARA APOIO DAS CÉLULAS. 41
FIGURA 24: CÉLULAS PRONTAS PARA IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE DRENAGEM. 41
FIGURA 25: LAVAGEM E SELEÇÃO DA BRITA. 42
FIGURA 26: CAMADA DE BRITA UTILIZADA PARA EVITAR O ENTUPIMENTO DA TORNEIRA. 42
FIGURA 27: MANTA BIDIM UTILIZADA COMO FILTRO DE PARTÍCULAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. 43
FIGURA 28: CORPO DE PROVA CILÍNDRICO. 44
FIGURA 29: COMPACTAÇÃO DA ARGILA. 45
FIGURA 30: ARGILA COMPACTADA. 45
FIGURA 31: PRECIPITAÇÃO ARTIFICIAL. 47
FIGURA 32: VISTA SUPERIOR DO CONTÊINER. 47
FIGURA 33: CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RSD DESTINADOS ÀS CÉLULAS. 49
FIGURA 34: CAÇAMBAS CONTENDO AS DIFERENTES FRAÇÕES DOS RSD PREPARADAS PARA A PESAGEM. 50
FIGURA 35: REJEITOS DO TRATAMENTO PRIMÁRIO (COR AMARELO CLARO) E DO EVAPORADOR (COR MARROM) SECOS E MOÍDOS. 51
FIGURA 36: ILUSTRAÇÃO DOS PRINCIPAIS COMPONENTES DE UM GRÁFICO TIPO BOXPLOT. 54
FIGURA 37: COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DO RSD PARA COMPOR A CÉLULAS. 55
FIGURA 38: DRENAGEM DO LIXIVIADO DAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS. 57
FIGURA 39: FUNGOS DE COLORAÇÃO BRANCA NA SUPERFÍCIE DA CÉLULA, EM DESTAQUE. 58
FIGURA 40: FUNGO COM COLORAÇÃO PRETA (TIPO COGUMELO) NA SUPERFÍCIE DA CÉLULA, EM DESTAQUE. 58
FIGURA 41: CRESCIMENTO DE PEQUENAS PLANTAS AO LONGO DO MONITORAMENTO. 59
FIGURA 42: MONITORAMENTO DO PH NOS LIXIVIADOS DAS CÉLULAS AO LONGO DO TEMPO DE ATERRAMENTO DE 223 DIAS. 60
FIGURA 43: GRÁFICO BOXPLOT SEM OUTLIERS DO PH CONSIDERANDO OS VALORES MÉDIOS DAS CÉLULAS C, E E P. 61

Figura 44: Variação da concentração de DQO ao longo do tempo de aterramento de 223. 62
Figura 45: Gráfico boxplot sem outliers da DQO considerando os valores médios das células C, E e P. 63
Figura 46: Variação da concentração de COT ao longo do experimento de 223 dias. 65
Figura 47: Gráfico boxplot sem outliers do COT considerando os valores médios das células C, E e P. 66
Figura 48: Variação da absorbância em 254 nm ao longo do experimento por 223 dias. 67
Figura 49: Gráfico boxplot sem outliers da absorbância considerando os valores médios das células C, E e P. 68
Figura 50: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal ao longo do experimento por 223 dias. 70
Figura 51: Gráfico boxplot sem outliers do nitrogênio amoniacal considerando os valores médios das células C, E e P. 71
Figura 52: Variação da turbidez ao longo do experimento por 223 dias. 72
Figura 53: Gráfico boxplot sem outliers da turbidez considerando os valores médios das células C, E e P. 73
Figura 54: Variação da concentração de cloreto ao longo do experimento por 223 dias. 75
Figura 55: Gráfico boxplot sem outliers do cloreto considerando os valores médios das células C, E e P. 76
Figura 56: Variação da concentração de alcalinidade ao longo do experimento por 223dias. 78
Figura 57: Gráfico boxplot sem outliers da alcalinidade considerando os valores médios das células C, E e P. 79
Figura 58: Variação da concentração de cloreto ao longo do experimento por 223 dias. 80
Figura 59: Gráfico boxplot sem outliers da condutividade considerando os valores médios das células C, E e P. 81

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: MONTANTE DE RESÍDUOS COLETADOS NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO. 10
TABELA 2: VARIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS. 18
TABELA 3: CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DO ATERRO DE SEROPÉDICA. 26
TABELA 4: DADOS DO RSD, REJEITOS DO EVAPORADOR E DO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ATERRO DE SEROPÉDICA. 34
TABELA 5: DISPOSIÇÃO DOS REJEITOS E RSD NAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS. 39
TABELA 6: DADOS PLUVIOMÉTRICOS DA ESTAÇÃO DE SEROPÉDICA. 46
TABELA 7 : COLETAS REALIZADAS 48
TABELA 8: PARÂMETROS FÍSICO – QUÍMICOS E OS EQUIPAMENTOS UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO DOS REJEITOS. 51
TABELA 9: TABELA 10: PARÂMETROS FÍSICO – QUÍMICOS E OS EQUIPAMENTO E METODOLOGIAS APLICADAS PARA CARACTERIZAÇÃO DOS REJEITOS. 52
TABELA 10: CARACTERIZAÇÃO DOS REJEITOS DE TRATAMENTO PRIMÁRIO E DO EVAPORADOR. 56
TABELA 11: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DE PH PARA CADA CÉLULA. 60
TABELA 12: VALORES DOS DADOS ESTATÍSTICOS DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P) COM OS VALORES MÉDIO, DA MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DE PH. 61
TABELA 13: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE DQO, EM MG/L, PARA CADA CÉLULA EXPERIMENTAL. 62
TABELA 14: VALORES DOS DADOS ESTATÍSTICOS DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P) COM OS VALORES MÉDIO, DA MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE DQO, EM MG/L. 63
TABELA 15: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE COT, EM MG/L, PARA CADA CÉLULA. 65
TABELA 16: VALORES DOS DADOS ESTATÍSTICOS DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P) COM VALORES MÉDIO, DA MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE COT, EM MG/L. 65
TABELA 17: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA ABSORBÂNCIA EM 254 NM PARA CADA CÉLULA. 68
TABELA 18: VALORES DOS DADOS ESTATÍSTICOS DA MÉDIA, MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DA ABSORBÂNCIA EM 254 NM PARA COMPARAÇÃO DAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS. 68
TABELA 19: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL, EM MG/L, PARA CADA CÉLULA. 70
TABELA 20: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL, EM MG/L, DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P). 70
TABELA 21: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA TURBIDEZ, EM NTU, PARA CADA CÉLULA. 73
TABELA 22: VALORES MÉDIOS, DA MEDIANA MÁXIMO E MÍNIMO DA TURBIDEZ, EM NTU, DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P). 73
TABELA 23: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORETO, EM MG/L, PARA CADA CÉLULA. 75
TABELA 24: VALORES MÉDIOS, DA MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORETO, EM MG/L, DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P). 75
TABELA 25: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE ALCALINIDADE, EM MG/L, PARA CADA CÉLULA. 78
TABELA 26: DADOS ESTATÍSTICOS DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P) COM OS VALORES DA MÉDIA, MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONCENTRAÇÃO DE ALCALINIDADE, EM MG/L PARA COMPARAÇÃO ENTRE AS CÉLULAS. 78
TABELA 27: VALORES MÉDIO, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONDUTIVIDADE PARA CADA CÉLULA, EM MS/CM. 80
TABELA 28: DADOS ESTATÍSTICOS DA MÉDIA DAS CÉLULAS (C, E E P) COM OS VALORES DA MÉDIA, MEDIANA, MÁXIMO E MÍNIMO DA CONDUTIVIDADE, EM MS/CM. 80
TABELA 29: TABELA 30: RESULTADOS (VALORES DE P) DOS TESTES DE MANN-WHITNEY DOS PARÂMETROS ABSORBÂNCIA EM 254NM, ALCALINIDADE, CLORETO, CONDUTIVIDADE, DQO, NITROGÊNIO AMONIACAL, PH E TURBIDEZ ANALISADOS PARA OS NOVOS VALORES DE C, E, E P. 82
TABELA 30: MÉDIA DAS POPULAÇÕES DE COLIFORMES TOTAIS E ESCHERICHIA COLI NO LÍQUIDO LIXIVIADO PARA CADA CÉLULA EXPERIMENTAL EM 60 DIAS DE CONFINAMENTOS, EM NMP /100 ML. 84
TABELA 31: MÉDIA DAS POPULAÇÕES DE COLIFORMES TOTAIS E ESCHERICHIA COLI NO LÍQUIDO LIXIVIADO DA MÉDIA DAS CÉLULAS EXPERIMENTAIS (C, E E P) EM 60 DIAS DE CONFINAMENTOS, EM NMP /100 ML. 84

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABRELPE:Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
Cl^-: Cloreto
COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO_2 - Dióxido de carbono
COT - Carbono Orgânico Total
CT - Carbono total
DQO - Demanda química de oxigênio (mg/L)
ETC – Estação de Tratamento de Chorume
MOT - Matéria orgânica total
$N\text{-}NH_3$ - nitrogênio amoniacal
ISLU-Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana
pH - Potencial hidrogeniônico
PMGIRS - Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade do Rio de Janeiro,
PNRS - Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RMT - Resíduo mineral total
RSD - Resíduos sólidos domiciliares
RSU- Resíduos sólidos urbanos
SELUIR – Sindicato das Empresasde Limpeza Urbana

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios dos centros urbanos é a destinação final dos resíduos sólidos. No Brasil, com o intuito de proteger o meio ambiente do gerenciamento incorreto dos resíduos sólidos foram criadas a Lei nº 11.445 de 05/01/2007, denominada Política Nacional de Saneamento, e a Lei no 12.305 de 02/08/2010, regulamentada pelo Decreto Federal nº 7.404, de 23/12/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

A Política Nacional de Saneamento Básico define que o saneamento básico é o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais, limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes urbanas (BRASIL, 2007). Essa política exigiu a elaboração de Planos de Saneamento Básico que contemplem diversos setores, inclusive o setor de limpeza urbana e manejo de resíduos.

Posteriormente, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabeleceu os princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010) e reforçou a exigência de elaboração pelos municípios dos seus respectivos Planos, inclusive como condição para terem acesso a recursos federais, através de incentivos e financiamentos.

Diante do novo cenário, os gestores de cada cidade brasileira têm a responsabilidade de agir com o objetivo, dentre outros, de incentivar a reutilização, a reciclagem e a recuperação dos resíduos sólidos urbanos, reduzindo a quantidade de rejeitos encaminhada a aterros sanitários e de garantir a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos mediante utilização de técnicas ambientalmente sustentáveis e propiciadoras do aproveitamento de energia (PMGIRS, 2016).

Sobre a disposição final ambientalmente adequada, a lei 12305/10 define como sendo a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. Depreende-se disso que a própria PNRS incentiva a adoção do aterro sanitário para a destinação dos rejeitos no Brasil. Os aterros sanitários são recursos urbanos modernos com instalações de alta tecnologia projetadas para eliminar ou minimizar o impacto adverso dos resíduos no ambiente circundante

(WISZNIOWSKI et al., 2006). Além disso, O aterro sanitário é a estratégia de disposição final mais empregada nos países em desenvolvimento devido aos seus aspectos construtivos simples, a possibilidade de acomodação de grandes quantidades e tipos diferentes de resíduos e os baixos custos comparados às demais técnicas (SENG et al., 2013).

O Aterro Sanitário consiste basicamente na compactação dos resíduos no solo, na forma de camadas que são periodicamente cobertas com terra ou outro material inerte (CETESB, 2018). Ainda que sendo o método sanitário mais simples de destinação final de resíduos sólidos urbanos, o aterro sanitário exige cuidados especiais e técnicas específicas a serem seguidas, desde a seleção e o preparo da área até sua operação e monitoramento (CETESB, 2018).

Uma das grandes consequências desse tipo de destinação final de resíduos é a geração do lixiviado de aterro, efluente líquido derivado da decomposição da matéria orgânica da massa residual, com uma série de compostos naturais, dissolvidos e suspensos (RENOU et al., 2008). Os principais impactos ambientais relacionados ao lixiviado de aterro são a poluição das águas superficiais e subterrâneas (KJELDSEN et al., 2002).

Com o intuito de resolver essa questão, ao longo dos anos, tecnologias de tratamento de efluentes, como o lixiviado de aterro, vêm sendo desenvolvidas a fim de minimizar os danos ambientais. As metodologias destinadas ao tratamento de lixiviados podem ser classificadas em processos biológicos e físico-químicos (WISZNIOWSKI et al., 2006). No entanto, para cumprir rigorosos padrões de qualidade para o lançamento de lixiviado nas águas superficiais, é necessário o desenvolvimento de métodos integrados de tratamento, ou seja, uma combinação de etapas químicas, físicas e biológicas (WISZNIOWSKI et al., 2006).

Entretanto, as tecnologias para o tratamento do lixiviado de aterro geram rejeitos, como por exemplo, a produção de lodo após o tratamento físico-químico de coagulação/floculação. No aterro de Seropédica, no Rio de Janeiro, as técnicas aplicadas no tratamento de lixiviado geram rejeitos que retornam ao aterro, misturando-se aos resíduos sólidos urbanos ali dispostos diariamente.

Entender os impactos dos rejeitos oriundos das tecnologias utilizadas para tratar o lixiviado gerado no aterro de Seropédica, quando reintroduzidos no próprio aterro contribuirá para validar ou não esta prática, que se mostra inevitável no cenário atual.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar o impacto poluidor da codisposição dos resíduos sólidos domiciliares com rejeitosprovenientes do processo de tratamento de lixiviado, obtidos a partir de tratamento do lixiviado com cal e na evaporação do lixiviado.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar as características físico-químicas dos rejeitos gerados durante o processo de evaporação do lixiviado e tratamento primário;
- Avaliar as características físico-químicas e microbiológicas dos lixiviados gerados a partir da codisposição dos rejeitos e resíduos sólidos domiciliares em células experimentais de aterro.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1.Resíduos sólidos no Brasil

A Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 10004, define resíduos sólidos como

> "resíduos nos estados sólido e semissólido, 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 economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível."

De acordo com o art. 13 da Lei 12305/10, da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, os resíduos sólidos domiciliares (RSD) são classificados conforme a sua origem como aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas, enquanto que os resíduos sólidos urbanos (RSU), são os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

O Brasil é um dos maiores países da América Latina, com uma população de 208.659.793 (IBGE,2018a) e um vasto território de 8.515.759,090km^2(IBGE,2018b). É composto por mais de 5 mil municípios que apresentam características geográficas, sociais e econômicas diferentes entre si. Segundo o IBGE (2015), 304 municípios brasileiros contam com mais de 100 mil habitantes e, deste grupo, 17 têm população superior a 1 milhão de habitantes. Como a produção de resíduos sólidos é uma consequência da atividade humana, no Brasil são coletadas cerca 0,2 milhões de toneladasde resíduos sólidos urbanos (RSU) diariamente(ABRELPE, 2016).

Um estudo realizado pelo Sindicato das Empresas de Limpeza Urbana (SELUR) em 2016, revelou que o Brasil possui mais de 950 municípios com destinação incorreta dos resíduos sólidos urbanos. Isso significa que, atualmente, há um grande impacto ambiental gerado por causa da existência de lixões que deveriam ser extintos em 2014, fato que coloca esses municípios e seus respectivos gestores como infratores ambientais (SELUR, 2016).

De acordo com a pesquisa feita pela Abrelpe (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) em 2016, 3.331 municípios brasileirosenviaram mais de 29,7 milhões de toneladas de resíduos, correspondentes a 41,6% do coletado em 2016, para

lixões ou aterros controlados, que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2016).

Segundo a ISWA (InternationalSolidWasteAssociation), no ano de 2015, foi calculado que cerca de 40% dos resíduos gerados no planeta são destinados inadequadamente (ISWA, 2015 apud ISLU, 2017). Essa disposição inadequada acarretará, no Brasil, em custos ambientais e de saúde, entre 3,25 e 4,65 bilhões de dólares para o período de 2016 a 2021. Estima-se que o Sistema Único de Saúde (SUS) gaste, anualmente, cerca de 1,5 bilhões de reais com doenças causadas pela falta de destinação e de tratamento corretos dos resíduos sólidos (ISWA, 2015 apud ISLU, 2017).

Essa situação é atenuada pela quantidade de aterro controlado identificada nos municípios brasileiros, que utiliza sistemas de drenagem de lixiviado e de gases produzidos no processo de degradação dos resíduos no interior do aterro (ALFAIA et al, 2017), sendo considerado pela PNRS como forma inadequada de destinação final ambientalmente adequada.

É notório que, como mostram estudos mais recentes, os índices de disposição final de RSU coletados no país apresentaram retrocesso no encaminhamento ambientalmente adequado, passando de 58,7% para 58,4% do montante anual disposto em aterros sanitários (ABRELPE, 2016). As unidades inadequadas como lixões e aterros controlados ainda estão presentes em todas as regiões do país e receberam mais de 81 mil toneladas de resíduos por dia, com elevado potencial de poluição ambiental e impactos negativos na saúde (ABRELPE, 2016). A Figura 1 mostra a situação do Brasil em relação à disposição final de RSU por tipo de destinação.

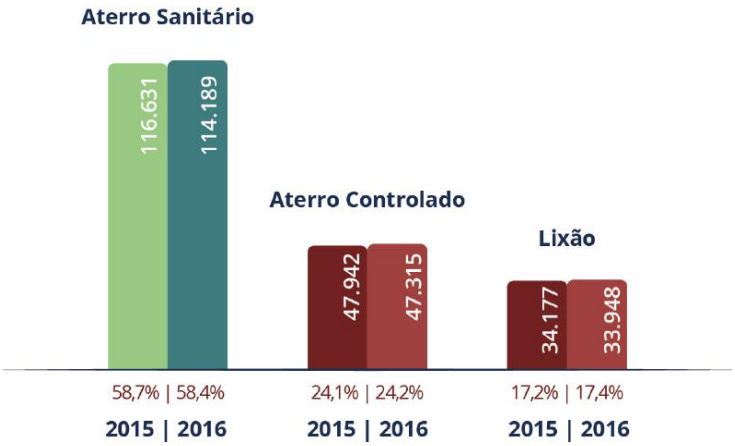


Figura 1: Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação final (ton/dia).
Fonte: ABRELPE, 2016.

Os números referentes à geração de RSU revelam um total anual de quase 78,3 milhões de toneladas no país, resultante de uma queda de 2% no montante gerado em relação à 2015(ABRELPE, 2016). O montante coletado em 2016 foi de 71,3 milhões de toneladas, o que registrou um índice de cobertura de coleta de 91% para o país, pequeno avanço comparado ao ano de 2015, e que evidencia que 7 milhões de toneladas de resíduos não foram objeto de coleta e, consequentemente, tiveram destino impróprio (ABRELPE, 2016).

De acordo com Manarinno (2015), embora muitos municípios ainda precisem resolver problemas básicos na gestão de resíduos sólidos, como aumento na abrangência e eficiência da coleta, adequação do local de disposição final de resíduos e/ou implantação de sistemas de coleta seletiva, existem aqueles, sobretudo cidades de grande porte e com maior disponibilidade de recursos financeiros e tecnológicos, que já se encontram em situação mais bem estruturada nessa área e que começam a buscar tecnologias mais avançadas de tratamento de resíduos.

Isso pode ser observado em um estudo realizado pelo ISLU (Índice de Sustentabilidade de Limpeza Urbana) em 2016 e 2017, sobre a destinação final dos resíduos sólidos, que constatou que cidades brasileiras com arrecadação específica (recursos financeiros) têm melhor nível de destinação de resíduos e apresentam evolução nesse processo (ISLU, 2017). No caso das cidades sem arrecadação específica, além de um desempenho ruim quanto à destinação correta, também não apresentaram melhorias em relação ao cenário do ano anterior, demonstrando, assim, a importância da sustentabilidade financeira para a viabilização da destinação adequada dos resíduos sólidos para aterros sanitários (ISLU, 2017). A Figura 2 mostra os resultados observados nesse estudo.

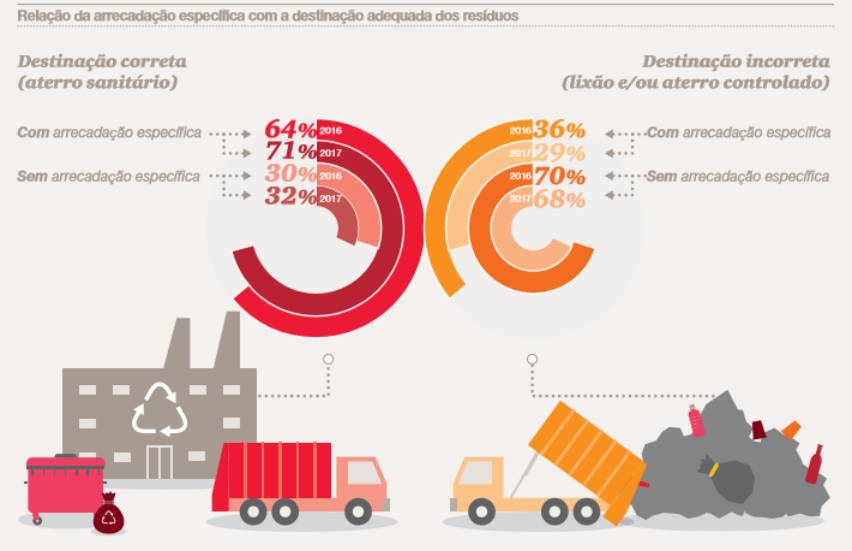


Figura 2: Consequência da arrecadação específica sobre a destinação final de RSU.
Fonte: ISLU, 2017.

Como consequência da falta de recursos para os municípios, essa relação inverte-se significativamente, com grande parcela de municípios enviando seus resíduos para lixões. Uma vez que municípios que não dispõem dessa arrecadação têm mais dificuldades em conseguir recursos para a manutenção de um aterro.

3.2.Política Nacional dos Resíduos Sólidos

A aprovação da Lei nº 12.305/10 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), após vinte e um anos de discussões no Congresso marcou o início de uma articulação envolvendo os três entes federados, o setor produtivo e a sociedade civil na busca de soluções para os resíduos sólidos. A PNRS estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas e ações, além de instrumentos como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que aborda os diversos tipos de resíduos gerados, alternativas de gestão e gerenciamento, e metas para diferentes programas, projetos e ações.

O cenário atual dos resíduos sólidos no Brasil está conectado à PNRS e sua regulamentação, estabelecendo a determinação legal do envolvimento de toda a sociedade em torno de uma mudança cultural, orientada à redução e ao reaproveitamento de resíduos. A logística reversa, a responsabilidade compartilhada e os acordos setoriais são alguns dos instrumentos essenciais e inovadores dessa proposta de comportamento coletivo rumo à sustentabilidade.

A PNRS conduz as cidades brasileiras a novos estágios na gestão de resíduos sólidos públicos e privados (BRASIL, 2010). Para começar, estimula a prevenção e a redução na geração de resíduos, tendo como base o padrão da mudança de hábitos de consumo, e incentiva o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos sólidos e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos. E ainda, institui a responsabilidade compartilhada dos geradores de resíduos e cria metas importantes e instrumentos de planejamento desde o âmbito municipal até o federal e aos particulares.

As principais relações entre os atores envolvidos na gestão de resíduos sólidos urbanos estão consolidadas na Figura 3, que mostra um cenário ideal de interações que propiciaria a implantação da PNRS no que se refere ao tratamento e à destinação final dos resíduos (SELUR, 2014).

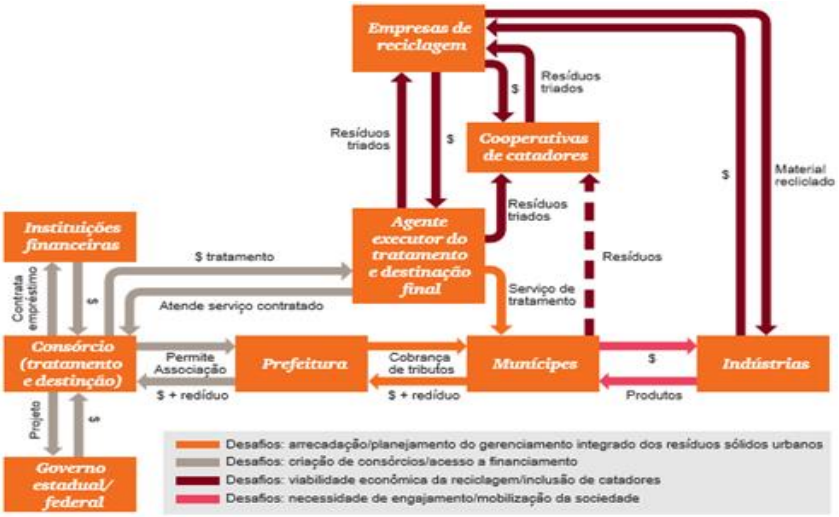


Figura 3: Cenário ideal para requisito da PNRS: tratamento e destinação final dos resíduos.

Fonte: SELUR, 2014

Dentro desse cenário, o desafio para implementação dos aterros sanitários é alcançado através da arrecadação/planejamento do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos. Segundo o ISLU (2017), a criação de uma boa escala econômica capacita as regiões a destinarem corretamente os resíduospor meio da implantação e utilização dos aterros sanitários.

De acordo com a PNRS, a disposição final ambientalmente adequada é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Para aprimorar o gerenciamento dos RSU, a PNRS introduziu, em seu art. 3º, inciso XV, a diferenciação entre resíduos e rejeitos, reconhecendo o resíduo sólido como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania, como se segue (BRASIL, 2010):

- Resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível;

E define como rejeitos os "resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada" (BRASIL, 2010).

Com esses conceitos estipulados pela PNRS, a fiscalização pode tender a uma rigidez maior com relação aos materiais despejados no aterro sanitário, em que só poderão ser recebidos rejeitos, e sujeitos a penalização do Ministério Público (ECYCLE, 2013).

Uma das motivações para essa fiscalização é o valor estimado de 8 bilhões de reais com o potencial da reciclagem dos RSU gerados pela sociedade brasileira (CARLEIAL E CRUZ, 2010). Se a fração de resíduos recicláveis que atualmente é disposto em aterros e lixões fosse encaminhada para unidades de triagem com a consequente absorção pelo mercado, priorizando a participação de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis constituídas por pessoas físicas de baixa renda, tais benefícios financeiros seriam revertidos para a sociedade brasileira.

Outro avanço advindo da PNRS, foi a exigência de elaboração pelos municípios dos seus respectivos Planos, inclusive como condição para terem acesso a recursos federais, através de incentivos e financiamentos. Os Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos serão atualizados ou revistos concomitantemente com a elaboração dos planos plurianuais municipais e deverão identificar e indicar medidas saneadoras para passivos ambientais de áreas contaminadas e empreendimentos sujeitos à elaboração de planos de gestão e de gerenciamento de resíduos sólidos.

3.3.Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos na Cidade do Rio de Janeiro

O gerenciamento e a gestão de resíduos envolve as etapas de geração, manejo na fonte, coleta, transporte, processamento e transformação, e disposição final (TCHOBANOGLOUS E KEITH, 2002). A PNRS exige que os municípios elaborem um Plano de gestão integrada e o diagnóstico é a parte de fundamental importância desse processo. É através destes dados que os investidores poderão dimensionar o tamanho das usinas de reciclagem, usinas de compostagem, aterros sanitários, biodigestores, além de definir como deve ser feita a coleta de resíduos das cidades em questão.Através do Plano de Resíduos, o setor público e privado demonstra como pretende administrar o setor.

Segundo os dados da COMLURB relativos ao ano de 2016, os resíduos coletados na cidade do Rio de Janeiro e encaminhados às unidades de recebimento do sistema público municipal atingiram a média de 9.227ton/dia, montante este que abrange a totalidade de tipos de resíduos sólidos, conforme explicitado naTabela 1.

Tabela 1: Montante de resíduos coletados na cidade do Rio de janeiro.

Tipo do resíduo	ton/dia	%
RSD	4.900	53,11
Resíduo urbano	2.832	30,69
Remoção gratuita	193	
Emergência	443	6,91
RSS	2	
Outros	140	
Total de competência do município	8.370	90,71
Resíduo extraordinário,incluindo RCC	857	9,29
Total do município	9.227	100

RSS- resíduos sólidos de saúde, RCC- resíduos de construção civil

Fonte: Adaptado do PMGIRS da cidade do Rio de Janeiro (2016).

Em 2015, foram coletados no Rio de Janeiro 3.535.772 de toneladas de RSU (Figura 4). Considerando-se a população estimada em 2014 pela Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE para a cidade –6.453.682 habitantes – têm-se os seguintes valores per capita:

- 1.43 kg/hab/dia, considerando o total de resíduos da cidade;

- 0,76 kg/hab/dia, considerando apenas o resíduo domiciliar;

- 0,44 kg/hab/dia, considerando apenas o resíduo público.

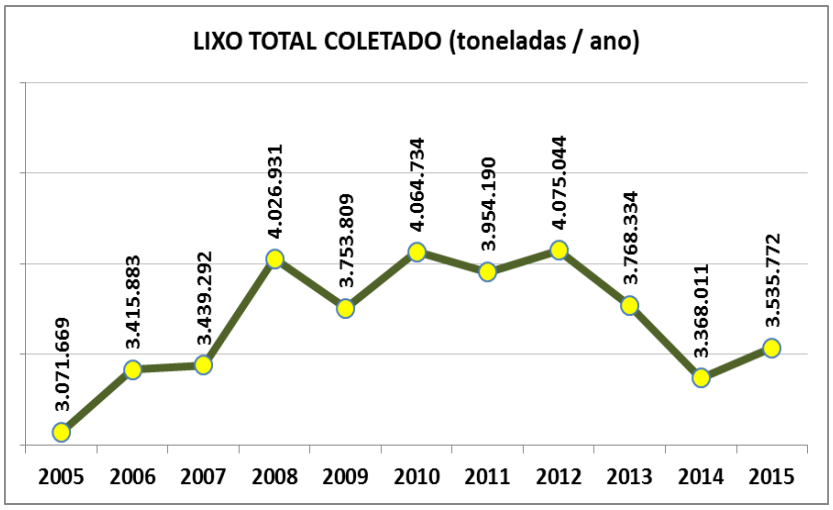


Figura 4: RSU coletados no Rio de Janeiro entre anos de 2005 e 2015.

Fonte: PMGIR, 2016.

Para a adequada destinação final dos resíduos sólidos da Cidade, a Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro -COMLURB monitora a implantação, operação e manutenção de transbordos (Estações de Transferência de Resíduos – ETRs) e do Centro de Tratamento de Resíduos – CTR-Rio, em Seropédica.

3.4. Características dos RSD da cidade do Rio de Janeiro

A Figura 5 apresenta a composição percentual do RSD recolhido na Cidade do Rio de Janeiro. A maior fração corresponde à quantidade de matéria orgânica presente no resíduo (53,23%), enquanto os materiais potencialmente recicláveis representam 40,27% do total (COMLURB, 2016). Observa-se, entretanto, que desta quantidade apenas 25% são efetivamente recicláveis como metais, plásticos, vidros, papel e papelão. A última fração, que corresponde a 6,51% do total, é composta de restos de madeira, cerâmica, ossos, tecidos e folhas, entre outros resíduos (COMLURB, 2016).

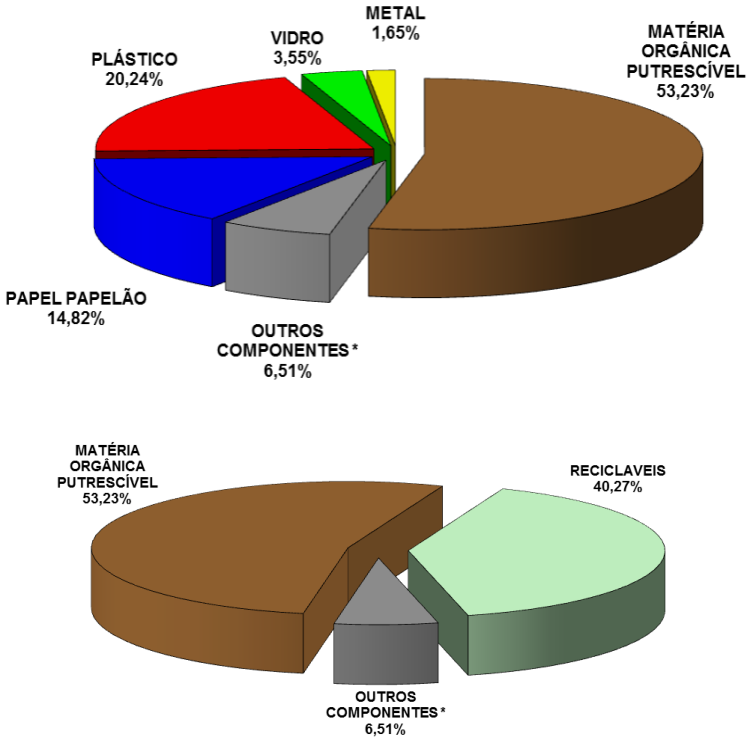


Figura 5: Caracterização gravimétrica dos RSD da cidade do Rio de Janeiro em 2016.
Fonte: COMLURB, 2016.

3.5.Aterro Sanitário

3.5.1. Definição

Segundo a norma brasileira 8419(ABNT, 1992):

> "a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos(RSU) no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário."

O aterro sanitário pode ser compreendido como um grande reator anaeróbio, apesar de estar a céu aberto, que gera, a partir da decomposição da matéria orgânica, o lixiviado, e principalmente os seguintes subprodutos: gás metano (CH_4), gás dióxido de carbono (CO_2) e nitrogênio amoniacal (NH_3, amônia livre ou amônia gasosa e NH_4^+, íon amônio) (BIDONE E POVINELLI, 1999).

Segundo VanElk (2007), pode ser considerado uma das técnicas mais eficientes e seguras de destinação de rejeitos sólidos, devido ao fato de permitir um controle eficiente e

seguro do processo epor apresentar a melhor relação custo-benefício na maioria dos casos.Além disso, pode receber e acomodar vários tipos de rejeitos, em diferentes quantidades (VAN ELK, 2007).

Estudos comparativos dos vários possíveis meios de disposição final de RSU(como a incineração ea compostagem, por exemplo) mostraram que o mais barato em termos de custos de capital e exploração é o aterro sanitário (RENOU et al, 2008). Muitos paísesutilizam essa técnica, comofoi observado em alguns países europeus em que 38% do RSU foram destinados aos aterros (486 kg de RSU/pessoa),em2010, e na China,no ano de 2013, 0.173 bilhões de resíduos sólidos urbanos(ZHANGet al,2016).

3.5.2. Legislação para construção do aterro sanitário

Os projetos de implantação de aterros para resíduos sólidos urbanos devem estar de acordo com a norma técnica NBR 8419/1992. Essa norma assegura as condições mínimas para apresentação de projetos de aterro. Estabelece que os projetos devem apresentar o memorial descritivo e técnico, o cronograma de execução com a estimativa de custos, os desenhos do projeto eos anexos eventuais.

Para aterros sanitários com resíduos classificados como não perigosos, o aterro deve estar de acordo com a norma de número NBR 13896/1997 quetem o objetivo de assegurar as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduosnão perigosos, protegendo de forma adequadaos corpos hídricos superficiais e subterrâneos que estão próximos a instalação, assim como os operadores da instalação e populações vizinhas.

Para pequenos municípios a norma de número NBR 15849/10 foi aprovada para normatizaçãode aterro sanitário de pequeno porte, o qual foi introduzido pela resolução 4004/2008 do CONAMA. Essa norma técnica foi uma forma de solucionar a disposição final dos resíduos sólidos para pequenos municípios com intuito de impedir a proliferação dos lixões em regiões pequenas.

A NBR 14849, de 14 de julho de 2010, especifica os requisitos mínimos para localização, projeto, implantação, operação para disposição final dos resíduos sólidos urbanos. Exige a monitoração durante a vida útil e após o encerramento das atividades do aterro através de parâmetros que indiquem variações nos valores naturais das amostras.

3.5.3. Processo de Degradação de Resíduosno Aterro

Ao longo do tempo de aterramento, os resíduos no interior do aterro passam por uma série de transformações químicas, físicas e biológicas. A matéria orgânica presente do aterro sofre de degradação pela ação de microrganismos presente nos resíduos.

Como mencionado anteriormente, sabemos que o aterro sanitário é um grande reator anaeróbio, o qual possui diversos substratos que são degradados de forma e velocidade diferentes. Alguns estudos têm sido feitos com o intuito de acompanhar o comportamento das fases de degradação dos resíduos. Dentre esses podemos citar: estudos com lisímetros (EL FADEL et al.,2002), células experimentais (COSTA E SILVA, 2014; QUINTAES, 2013; CUSSIOL, 2005) e aterros experimentais (CATAPRETA, 2008; PESSIN, 2003).

As etapas de degradação ocorrem simultaneamente em diferentes partes do aterro já que os resíduos são despejados diariamente. Logo, existirão regiões no aterro que estarão mais estabilizadas que outras (TELLES, 2010). A fases de decomposição depende de muitos fatores, quais podemos citar: o grau de compactação, aterramento e recirculação de rejeitos, fatores esses relacionados ao sistema operacional. Além disso, a variedade de composição dos resíduos que entram no aterro, o clima e dimensões do aterro (TELLES, 2010).

O comportamento da decomposição da fração orgânica no aterro sanitário pode ser descrito em cinco fases. A seguir, estão descritas as fases de degradação dos resíduos sólidos (POHLAND E HARPER, 1983; BIDONE & POVINELLI, 1999; KJELDSEN et al., 2002):

- Fase I: fase inicial (ou ajustamento) – uma quantidade de ar é aprisionada no aterro proveniente das operações de disposição, espalhamento e compactação dos resíduos sólidos domiciliares. Leva poucos dias ou semanas, depende da presença do oxigênio. O qual está presente nos espaços vazios entre os resíduos é rapidamente consumido resultando na formação de dióxido de carbono e elevação da temperatura (atividade metabólica exotérmica dos microrganismos). Os microrganismos que atuam na decomposição dos resíduos são oriundos dos resíduos dispostos ou da cobertura diária.
- Fase II: fase de transição – nessa fase ocorre a transição fase aeróbia para anaeróbia. Na fase anaeróbia, o nitrato e o sulfatos podem atuar como aceptores de elétrons durante as reações formando quase sempre gás nitrogênio e sulfídrico. As condições favoráveis de oxi-redução são estabelecidas para a digestão anaeróbia. Os aminoácidos, os açúcares simples e os ácidos graxos de cadeia longa são formados.

- Fase III: fase ácida – ocorre a formação significativa dos ácidos orgânicos pela aceleração da atividade microbiológica e a oxidação dos ácidos voláteis e ácidos graxos em ácido acético e hidrogênio. Há, também, pequenas quantidades de ácidos fúlvicos e ácidos orgânicos complexos. O principal componente gasoso é o dióxido de carbono.

- Fase IV: fase metanogênica – o acetato e o hidrogênio formado anteriormente são consumidos pelas archeas que produzem metano e o dióxido de carbono, havendo o aumento de pH. Nessa etapa, ocorre a precipitação e complexação de metais.

- Fase V: maturação final – nessa etapa, os nutrientes estão escassos e a degradação microbiológica é reduzida, logo as substâncias recalcitrantes (ácidos húmicos e fúlvicos) excedem no aterro. A Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos aterros estabilizados procedem da recalcitrância presente no aterro.

Essas fases de degradação podem ser melhor compreendidas pela Figura 6 que mostra as fases de estabilização dos resíduos sólidos domiciliares ao longo do tempo. É possível observar a mudança dos parâmetros físico-químicos durante cada fase.

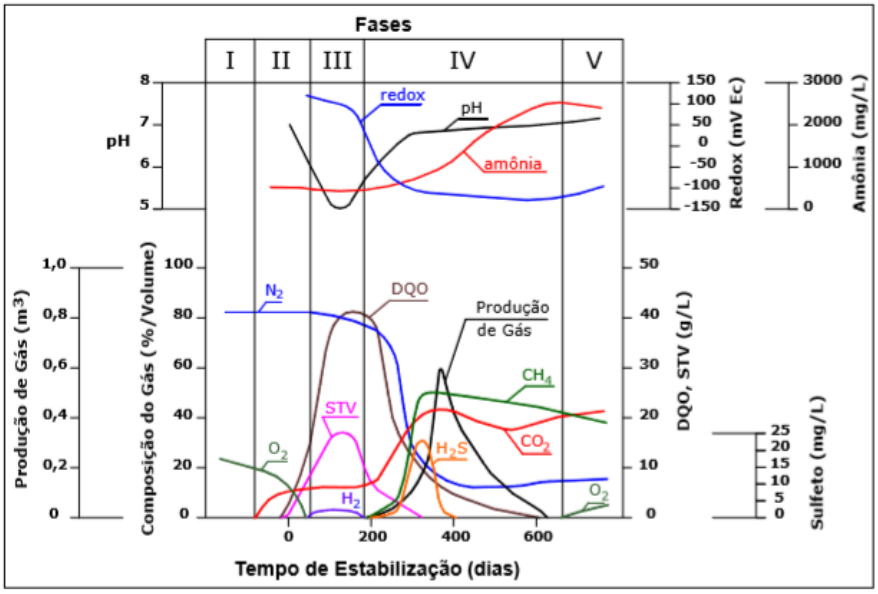


Figura 6: Fases de estabilização dos resíduos sólidos em aterros.

Fonte: Pohland e Haper (1986) adaptado por Coelho (2005).

3.6. Lixiviados de aterro sanitário

3.6.1.Definição

Segundo a norma brasileira 8419(ABNT, 1992):

> "é o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e que percorre através de meio poroso."

Segundo Kjeldsen et al. (2002),é gerado pelo excesso de água da chuva que percola entre as camadas sólidas no aterro e do processo de combinação física, química e microbiológica nos poluentes dos resíduos que são transferidos para a água que percola no interior do aterro sanitário.

Bidone&Povinelli (1999) definem o termo chorume como o nome utilizado para caracterizar o líquido gerado durante o processo da decomposição predominantemente anaeróbia de resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário. Após a precipitação, a água percola entre a massa residual se misturando com o chorume, e então formando um líquido com uma composição orgânica complexa o qual é denominado lixiviado.

O volume desse líquido complexo que é gerado nos aterros depende, em termos gerais, de dois fatores: a umidade proveniente da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos e o volume de água trocado entre o aterro e ambiente externo (FLECK, 2003).

Visto isso, os resíduos orgânicos domiciliares apresentam naturalmente um teor de umidade entre 40 e 60%, o que determinaria, em decorrência apenas desse teor, uma geração entre 400 e 600 m^3/dia de lixiviado para a quantidade de 1.000 ton/dia, ou seja, de chorume (BIDONE & POVINELLI, 1999). Esse volume deve ser adicionadoaovolume de precipitação, e assim, seráde terminado o volume global de lixiviado gerado em um determinado aterro (BIDONE, 2017).

3.6.2. Composição e característica do lixiviado

Muitos fatores afetam a qualidade do lixiviado, como idade do aterro, precipitação, variação climática, tipo e composição do resíduo sólido, a qual depende da população local (RENOU et al., 2008).

Os poluentes que constituem o lixiviado de um aterro sanitário podem ser divididos em quatro grupos (KJELDSEN et al., 2002):

1. Matéria Orgânica Dissolvida, quantificada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT); ácidos graxos voláteis e compostos refratários (substâncias húmicas e fúlvicas);
2. MacrocomponentesInorgânicos: cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônia, ferro, cloretos e bicarbonatos;
3. Metais Pesados: cádmio, cromo, cobre chumbo, níquel e zinco;
4. Compostos Orgânicos Xenobióticos originados dos resíduos domiciliares ou industriais e presentes relativamente em baixas concentrações.Esses compostos incluem entre outros uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos,fenóis,organoclorados, pesticidas e plastificantes.

Outros compostos podem ser encontrados, como sulfetos, boratos,arseniatos, selenatos, bário, lítio, mercúrio e cobalto, mas em baixas concentrações (KJELDSEN et al., 2002).A composição do lixiviado também pode ser caracterizada por diferentes testes toxicológicos, que fornecem informações indiretas sobre o conteúdo de poluentes que podem ser prejudiciais a uma classe de organismos (KJELDSEN et al., 2002).

As características dos lixiviados de aterro sanitário podem ser, geralmente, representados pelos parâmetros básicos de DQO, DBO, razão DBO/DQO, pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade, turbidez, condutividade, sólidos (RENOU et al., 2008; LANGER E AMARAL, 2009).

Segundo Renou et al. (2008), o aterro sanitário é classificado de acordo com a idade e o grau de estabilização dos sólidos que é observado nas características do lixiviado produzido.

De acordo com Cardillo (2006), os controles das características dos lixiviados dos aterros brasileiros de RSD têm mostrado que, para aterros operando a menos de cinco anos (aterros considerados jovens), a concentração de matéria orgânica em termos de DQO fica, em média, na faixa entre 800 mg/L e 10.000 mg/L. As concentrações de nitrogênio amoniacalvariam entre 1.500 mg/L e 3.000 mg/L, para aterros da mesma idade (BIDONE, 2017).

Em outro estudo realizado por Souto e Povinelli (2007), foi feito um levantamento de dados com as características de lixiviados de 25 aterros brasileiros, e realizaram as distribuições de frequência com valores dos parâmetros físico-químicos em que puderam determinar as faixas mais prováveis (FVMP) localizados em nove estados. Esses dados estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2: variação da composição de lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

Parâmetro	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)	750 - 11400	750 – 7100	69
Cloreto (mg Cl/L)	500 - 5200	500 – 3000	72
N amoniacal (mg N-NH_3/L)	0,4 - 3000	0,4 – 1800	72
DBO (mg O_2/L)	<20 - 30000	<20 – 8600	75
DQO (mg O_2/L)	190 - 80000	190 – 22300	83
PH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78

FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007).

Porém, segundo Kjeldsen et al.(2002), à medida que o aterro se estabiliza, os parâmetros alteram drasticamente, como nas concentrações de muitos compostos,como no caso dos ácidos graxos voláteis. Na fase metanogênica estável, o pH aumenta e a razão DBO/DQO diminui, refletindo da degradabilidade do carbono dissolvidos.

Um estudo feito por Ehrig (1983) apresentou que algumas caratéristicas do lixiviado variam de acordo com a fase estabilização no aterro. Os parâmetros que variam são DQO, DBO, pH, sulfatos, e alguns metais (cálcio, estrôncio, magnésio, manganês, ferro e zinco). Já outros não apresentaram variação ao longo do tempo, mostrando que não sofrem influencia pela fases de degradação no aterro. Os parâmetros foram alcalinidade, nitrogênio (amoniacal, nitrito, nitrato e total), fósforo, cianeto, fenóis, halogênios orgânicos adsorvíveis, clotretos, sódio, potássio, cádmio, cobre, cobalto, cromo, mercúrio, níquel, chumbo e arsênio.

Um estudo feito por Lima (2017), ao comparar três aterros situados na cidade do Rio Janeiro, mostou que o aterro mais novo, o aterro de Seropédica, apresentou características semelhantes ao dos aterros mais antigos, como os aterros Metropolitano de Gramacho e de Gericinó.

3.6.3. Processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário

A qualidade e a quantidade dos lixiviados se modificam, com o passar do tempo, e um mesmo aterro ocasionando em um problema na questão da escolha de um tratamento adequado (VAN ELK, 2007).

Existe a relação entre composição de matéria orgânica e a idade do aterro que pode fornecer a escolha da tecnologia para tratar adequadamente (RENOU et al., 2008). Além disso, outros aspectos podem ser levados em consideração como o volume de lixiviado gerado,capacidade de investimento e de operação, atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais (BIDONE, 2017).

No Brasil, a aplicação dos processos de tratamento de lixiviado tem por objetivo principal a redução das concentrações de compostos orgânicos e de nitrogênio amoniacal (BIDONE, 2017). Para o enquadramento nos valores aceitáveis para lançamento nos corpos hídricos, os lixiviados devem estar de acordo com a Resolução 430 (RES 430/2011) do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e a Norma Técnica202. R-10 (NT-202.R-10)instituída pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) que dispõem sobre os padrões de lançamentos dos efluentes em corpos d'água. A RES 430 permite o limite de concentração de nitrogênio amoniacal de 20 mg/L e a NT- 202.R-10, 5 mg/L.

Os tratamentos convencionais podem ser divididos em três grupos: (1) Transferência de Lixiviado: reciclo e tratamento combinado com esgotodoméstico; (2) Tratamento Biológico: processo aeróbio e anaeróbio; (3) Físico-químico: oxidação, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação e arraste de amôniacomar (RENOU et al., 2008).

1) Transferência de lixiviado

Há poucos anos, era comum o tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário nas plantas de tratamento de esgoto sanitário devido a facilidade de manutenção e baixo custo operacional (RENOU et al., 2008). Mas, essa técnica tem sido questionada pela presença de compostos orgânicos inibidores com baixa biodegradabilidade e metais pesado no lixiviado (AHN et al., 2002). E como consequência, ocorre a redução da eficiência do tratamento, no processo de degradação pelos microrganismos, e o aumento da concentração do efluente (CEÇEN E AKTAS, 2004).

2) Tratamento biológico

São os processos que dependem da ação de microrganismos os quais decompõem a matéria orgânica e transformam substâncias complexas em produtos finais mais simples

(JORDÃO E PESSÔA, 1995). Procuram reproduziros fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente viáveis (JORDÃO E PESSÔA, 1995).

São particularmente eficazes para tratar lixiviados de aterros classificados como jovens, pois a composição da fração orgânica é principalmente constituída de ácidos graxos voláteis (RENOU et al., 2008).

Os principais processos biológicos de tratamento são:

- Degradação aeróbia (como lodos ativados, filtros biológicos, lagoas de estabilização);
- Degradação anaeróbia (lagoas anaeróbias, tanques sépticos, filtros anaeróbios, reatores anaeróbios).

3) Tratamentos físico – químicos

Os processos físicos e químicos incluem a redução de sólidos suspensos, partículas coloidais, materiais flutuantes (sobrenadantes), cor,e compostos recalcitrantes pelos processos de flotação, coagulação/floculação, adsorção, oxidação química (RENOU et al., 2008). Para tratamento de lixiviados, esses processos são usados como tratamentos adicionais,pré-tratamento ou polimento, ou para um poluente específico, como o arraste de amônia com ar (RENOU et al., 2008).

Serãoabordados neste trabalhoos processos de evaporação, coagulação/floculação e reciclo de rejeitos de tratamento de lixiviado.

3.6.3.1. Tratamento de Evaporação

Segundo Atkins & de Paula (2008), a evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado é a vaporização de parte da líquida através da ação de fontes externas naturais ou artificiais. É um processo que oferece uma tecnologia que reduz o impacto ambiental (redução de volume de lixiviado), debaixo custo de implantação e operação, e de fácil manutenção, ideal para adequar-se aaterros de pequeno e médio porte, além de possibilitar a obtenção de créditos de carbono(GOMES, 2009).

Quando a fonte é natural, o processo pode serconduzido em lagoas (BIDONE, 2017). Nesses casos, há necessidade de utilização de grandes áreas de modo a elevar a superfíciede contato entre a massa líquida e a atmosfera.

Se a fonte de energia for artificial, ou seja, evaporação forçada,o processo será realizado através de evaporadores em que as fontes de energia é o reaproveitamento do metano produzido pela decomposiçãoda massa residual do aterro ou também, a energia solar ou os dois como fonte energia (BACELAR, 2010).A vantagem desse processo é a redução do volume do lixiviado em 90% e os vapores que geralmente são compostos por amônia e organoclorados são vaporizados, restando os sólidos concentrados os quais retornam ao aterro num volume menor (BAHÉ, 2008; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000).

Monteiro et al. (2001) apresenta a evaporação do lixiviado da seguinte maneira: o lixiviado é enviado para o evaporador e é aquecido através da queima do gás de aterro vaporizando a fração líquida e concentrando o teor de sólidos. O vapor quente, quando sai do evaporador, passa por um filtro retentor de umidade e segue para uma câmara de aquecimento final, sob uma temperatura em torno de 750 a 900ºC, de onde é lançado, seco, na atmosfera. O lodo concentrado com cerca de 30% de material sólido, é removido pela parte inferior do evaporador, por meio de bombas. A Figura 6 ilustra o processo de evaporação forçada do lixiviado.

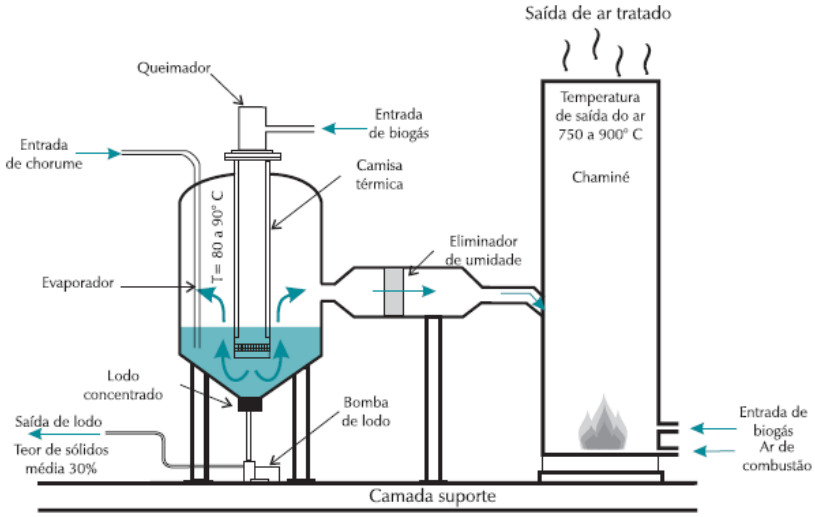


Figura 7: Processo de evaporação forçada de lixiviado

Fonte: MONTEIRO et al,2001

Gomes et al.(2009) avaliaram o desempenho de equipamento de evaporação forçada instalado no aterro de Gramacho. O equipamento operou com rendimento médio diário de 30 litros evaporados por hora. Ele era alimentado com o biogás gerado no aterro, que se convertia em energia para a queima do lixiviado.

3.6.3.2. Coagulação/Floculação

O processo de coagulação/floculação é um processo que tem a finalidade de remover sólidos em suspensão através do mecanismo de desestabilização das cargas elétricas existentes na superfície das partículas, sendo esta desestabilização provocada pela adição de eletrólitos que neutralizam as forças elétricas superficiais e anulam as forças repulsivas (ECKENFELDER, 1989). As operações de coagulação/floculação são empregadas em conjunto, para remoção de substâncias estáveis, como metais pesados, compostos orgânicos em solução e partículas coloidais em suspensão (MORAVIA, 2010) e como tratamento de polimento a fim de remover matéria orgânica recalcitrante (RENOU et al., 2008).

De acordo com Di Bernado (1993), a coagulação resulta dos fenômenos químico e físico. Onde as reações químicas do coagulante com a água resultam na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva e dependem da concentração do cátion e do pH final da mistura. O fenômeno físico ocorre quando as espécies hidrolisadas são transportadas para que ocorra o contato com as impurezas presentes na água (DI BERNARDO,1993). A floculação promove o contato entre as partículas desestabilizadas que acontece quando elas colidem entre si formando, então, os flocos, mais pesados e maiores, os quais sedimentam facilitando a remoção (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

O sulfato de alumínio, o sulfato ferroso, o cloreto férrico, cal hidratada e o cloro sulfato férrico são comumente utilizados como coagulantes e a adição de floculantes juntamente com coagulantes aumenta a taxa de sedimentação (AMOKRANE et al., 1997; TELLES, 2010).

Segundo Renou et al. (2008), o processo de coagulação/floculação é muito utilizado como pré-tratamento de processo biológico, de osmose inversa, para tratamento de lixiviados provenientes de aterros maduros, assim como a estabilização desses percolados. Porém, apresenta desvantagens como produção de grande volume de lodo (sedimentação) e aumento de concentração de alumínio ou ferro na fase líquida (RENOU et al., 2008).

O uso da Cal no tratamento de lixiviado está relacionado a redução de amônia, a qual é reduzida através alcalinização com valores de pH superiores a 10,8 (redução máxima). Assim, como também, a redução de cálcio pela precipitação de bicarbonato cálcio (GIORDANO et al., 2011).

Segundo Giordano et al. (2011), o uso da Cal como tratamento primário de lixiviado é viável técnica e economicamente. Em que ocorre uma redução considerável da concentração de matéria orgânica

Um estudo feito por Renou et al. (2008), utiliza cal como agente coagulante como pré-tratamento de lixiviado para melhorar a eficiência do processo por osmose inversa. O tratamento com cal é, tradicionalmente, usado para eliminar temporariamente a dureza da água pela descarbonatação, porém vários estudos têm sido feitos para focar na remoção de moléculas orgânicas com alta massa molar como as substâncias húmicas e fúlvicas (RENOU et al., 2008).

Além do citado anteriormente, a precipitação com cal reduz de 15 a 30% a salinidade do lixiviado e diminui a concentração de substâncias húmicas através da precipitação de ácidos húmicos na forma de humato de cálcio, além da coagulação da matéria orgânica e produz um lodo quimicamente inerte que pode ser armazenado em local apropriado (GIORDANO et al., 2011; RENOU et al., 2008).

A cal quando é adicionada, os íons carbonatos precipitam massivamente resultando na redução da condutividade, da dureza (íons Mg^{2+}eCa^{2+}) e da alcalinidade dos lixiviados. A redução máxima de condutividade foi de 15.9% a 33.9% nos lixiviados de aterro estudados na França (RENOU et al., 2008).

Foi observado por Renou et al. (2008), que o efeito da descarbonatação pela adição da cal sobre as espécies inorgânicas do lixiviado leva a redução dos íons Ca^{2+}, em 65 a 95%; dos íons Mg^{2+}, em 65 a 98%; e a alcalinidade, em 80 a 91%. Logo, favorece o tratamento posterior com uso de membranas. Porém, não apresenta influência sobre os sulfatos e cloretos e não tem efeito permanente sobre a dureza (RENOU et al., 2008).

O uso da cal como coagulante reduz a amônia em 20 a 50%, elimina o ferro (na forma de hidróxido) em 75%. Reduz da DQO de 0.4 a 25.5% (RENOU et al.,2008).

Almeida (2017) realizou um estudo de processo de coagulação/floculação com cal para o lixiviado proveniente do aterro de Seropédica como pré- tratamento para osmose inversa, nanofiltração e arraste de amônia com ar. Os percentuais de remoção de matéria orgânica em termos de COT, DQO e ABS (254 nm) foram de 54%, 37% e 28%, respectivamente. Valores percentuais de remoção obtidos em maior concentração de coagulante (10 g/L), parâmetro avaliado durante etapa de pré-tratamento. O processo de coagulação/floculação seguido de 6h de decantação e arraste por ar, foi capaz de reduzir a concentração de nitrogênio amoniacal de 1236 mg/L para 353 mg/L, valor correspondente a

71% de eficiência de remoção. A nanofiltração realizada em sequência ao processo de coagulação/floculação foi responsável por remoções adicionais dos parâmetros de poluição que provocam a recalcitrância do lixiviado. Foram obtidas eficiência de remoção de 91%, 95% e 87% em termos de DQO, COT e ABS 254 nm, respectivamente.

Silva (2008) realizou um estudo da precipitação com cal para verificar a eficiência como pré – tratamento do lixiviado proveniente do Aterro da Muribeca (PE), observou que para as contrações de cal de 15 e 35 g/L, removeu a turbidez em 50%, mas para remoção de DQO foi apenas de 28,6%.

3.6.3.3.Rejeitos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Como visto anteriormente, alguns processos de tratamento de lixiviado geram rejeitos. Uma das preocupações é a destinação adequada que pode acarretar em altos custos para a disposição final dependendo do processo utilizado e pela falta de espaço adequado para esses rejeitos (FERNANDES et al., 2003).

Devido a isso, existe uma tendência para busca do reaproveitamento e da recirculação dos rejeitos contribuindo, assim, na redução dos custos e a danos ao meio ambiente. No caso dos aterros sanitários, os rejeitos são recirculados para o aterro e dispostos juntamente com os resíduos que são despejados diariamente.

3.6.3.4.Recirculação de Rejeitos no Aterro Sanitário

É o processo em que os rejeitos gerados através dos processos de tratamento de lixiviado no interior do aterro são redirecionados e dispostos para serem tratados, juntamente, com os resíduos sólidos que chegam ao aterro sanitário.

Um estudo feito com a recirculação do rejeito (concentrado) gerado pelo processo de tratamento por osmose inversa afirma que o reciclo do concentrado apresenta vantagens como distribuição de nutrientes e enzimas, diluição dos compostos que inibem os microrganismos (BILGILI et al., 2007). Além disso, pode reduzir o tempo de estabilização do aterro de décadas para dois ou três anos (SPONZA et al., 2004).

Mas por outro lado, manter a recirculação de concentrado pode conduzir a inibição da fase de degradação metanogênica no interior do aterro através da alta concentração de

orgânicos ácidos que são tóxicos para microrganismosmetanogênicos (LEDAKOWICZ et al., 2002). O reciclo do concentrado pode alterar a qualidade do lixiviado produzido, aumentando a sua concentração de compostos inorgânicos e orgânicos (LEDAKOWICZ et al., 2002).

3.7.Aterro de Seropédica

3.7.1. O aterro

Criado para substituir o antigo aterro controlado de Gramacho, o aterro sanitáriode Seropédica, que está situado na cidade do Rio de Janeiro, no município de Seropédica,iniciou suas operações em abril de 2011(CICLUS, 2018). Em um terreno com mais de 2 milhões de metros quadrados, o projeto ambiental foi planejado e executado para garantir que o solo e o ar não fossem contaminados. A implantação possui tecnologia de ponta, sendo um dos centros de tratamento mais avançados de toda a AméricaLatina(CICLUS,2018).

Diariamente, o aterro de Seropédica recebe cerca de 20 mil toneladas de resíduos coletados em Seropédica, Itaguaí e Rio de Janeiro (QUEIROZ, 2018). Garantindo a proteção do meio ambiente local, o solo do aterro recebeu tripla impermeabilização de base reforçada, utilizando argila e dupla camada de mantas de polietileno de alta densidade e utilização de sensores eletrônicos que podem detectar qualquer tipo de anomalia no sistema de impermeabilização que está ilustrada na Figura 8 (CICLUS, 2018). Desta forma, evita-se que o lixiviado gerado pela decomposição dos resíduos entre em contato com o solo. O lixiviado é captado e enviado para tratamento na Estação de Tratamento de Chorume (ETC) dentro do Centro de Tratamento de Resíduos (CTR), que é administrado por empresa privada (CICLUS, 2018).

Além do lixiviado, o metano, gás altamente poluente, liberado também através da decomposição dos resíduos no aterro, é drenado até os flares, onde são queimados. Esta queima transforma o metano em gás carbônico, 25 vezes menos poluente (CICLUS, 2018).

A planta de tratamento conta com uma rede de poços de monitoramento que permite avaliar as propriedades das águas subterrâneas, verificando se há contaminação (CICLUS, 2018).

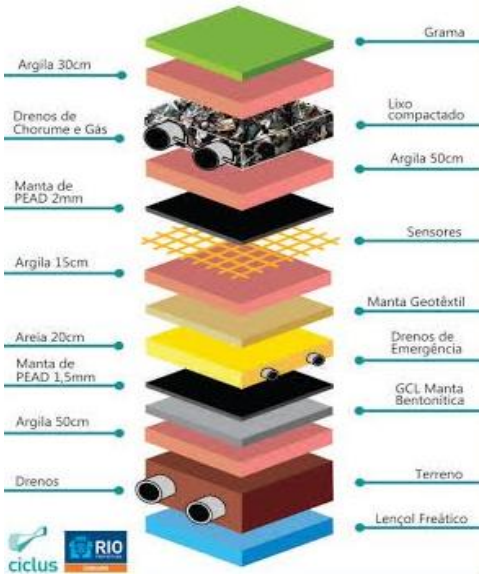


Figura 8: Camada de proteção do solo

Fonte: CLICLUS, 2018.

A tabela 3 mostra os dados com as características do lixiviado do aterro de Seropédica, na faixa mínima e máxima dos parâmetros (N= 6). A determinação dos parâmetros foi realizada em estudo feito por Lima (2017).A Figura 9 mostra a imagem da visão superior do aterro de Seropédica.

Tabela 3: Características do lixiviado do aterro de Seropédica.

Parâmetro	**Faixa**
Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)	4096-4995
Cloreto (mg Cl/L)	4289-4715
N amoniacal(mg N-NH_3/L)	1368-1491
DQO (mg O_2/L)	2556-4178
pH	7,8-8,3
Turbidez (NTU)	153-192

Fonte: Adaptado de Lima, 2017.

Figura 9: visão superior do aterro de Seropédica

Fonte: CICLUS, 2018.

3.7.2. Tratamento do lixiviado na ETC

As principais de técnicas de tratamento empregadas na ETC são: precipitação com cal (pré-tratamento), nanofiltração, tratamento biológico (anaeróbio e aeróbio), arraste de amônia com ar e evaporação.

O lixiviado proveniente da lagoa de equalização é bombeado para o tanque de remoção de CO_2 para redução de acidez. Em seguida, a suspensão de cal é adicionada. Os compostos insolúveis precipitam em meio alcalino e sedimentam formando o lodo o fundo do reator. Em seguida, o lodo é retirado através de bombas e direcionado para *geobag*onde ocorrerá a desidratação do lodo. Após o tratamento com cal, o lixiviado segue para o tratamento biológico, e ao sair do tratamento biológico segue para nanofiltração.

No processo de evaporação, o lixiviado bruto é bombeado da lagoa de equalização para o evaporador em que será formado um concentrado de lixiviado.

Os rejeitos produzidos nos sistemas de tratamento primário (precipitação com cal), pela nanofiltração e pelo processo de evaporação são recirculados para o aterro para serem tratados juntamente com os resíduosque são lançados diariamente no aterro. O esquema com o diagrama de blocos do processo de tratamento do lixiviado está ilustrado na Figura 10.

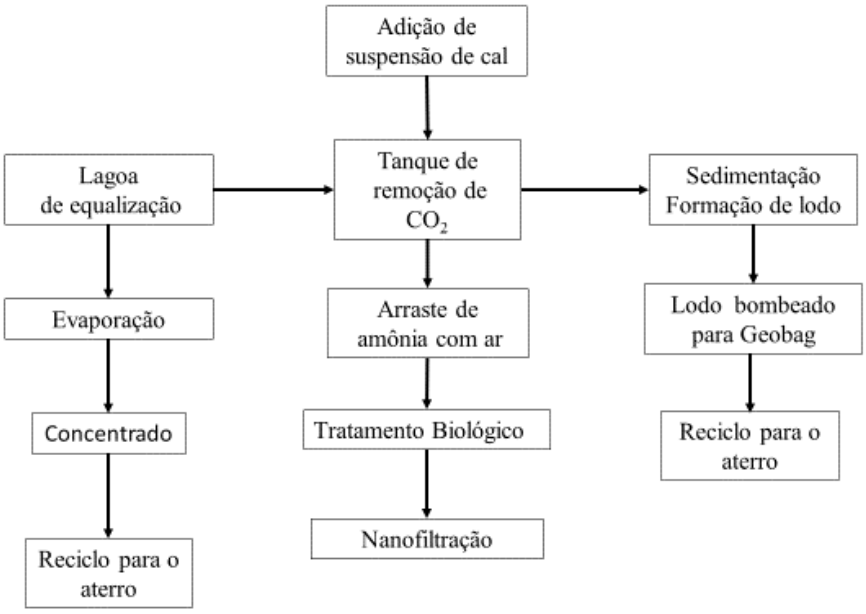


Figura 10: Esquema de diagrama de blocos do processo de tratamento de lixiviado da ETC de Seropédica.

Fonte: Queiroz (2017).

A planta da ETC tem capacidade para tratar 1000 m^3 de lixiviado por dia. O pré-tratamento com caltrata um volume de 800 m^3 de lixiviado por dia(QUEIROZ, 2017). A Figura11mostra o lodo do tratamento com cal sendo desidratado em sistema de *geobags.*

Figura 11: Lodo gerado no tratamento com cal sendo desidratado em sistema de *geobags*.

Fonte: Elaboração Própria

Existe um sistema de baixa capacidade onde o lixiviado passa por processo de evaporação forçada no interior do aterro em que é utilizada como fonte de energia o gás metano (um volume de 50 m^3) e a energia solar (VIANNA, 2017). A Figura 12 mostra o evaporador usado no interior do aterro.

Figura 12: Evaporador utilizado no Aterro de Seropédica.
Fonte: Elaboração própria

São tratados 15 m^3/dia de lixiviado e produzido 1 m^3 de rejeito no períododе 3 meses deoperação(VIANNA, 2017). A Figura 13mostra o sistema alimentação de metano, através de dutos, que é introduzido no evaporador. E a Figura 14mostra o sistema de energia solar.

Figura 13: Sistema de alimentação de metano para o evaporador.
Fonte: Elaboração própria.

Figura 14: Sistema de energia solar para geração de energia para o evaporador.
Fonte: Elaboração própria

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado nos laboratórios de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes -Labtare (EQ/UFRJ) e no Centro de Pesquisas Aplicadas - COMLURB (Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro). A área destinada à montagem das células experimentais situa-se na Usina de Transferência de Resíduos de Jacarepaguá pertencente à COMLURB, no bairro de Vargem Pequena, zona Oeste do Município do Rio de Janeiro (Figura 15).

Figura 15: Usina de Transferência de Resíduos de Jacarepaguá da Companhia Municipal de Limpeza Urbana (a seta vermelha indica a área destinada à construção das células experimentais**).**

Fonte: Companhia Municipal de Limpeza Urbana - COMLURB

A Figura 16 mostra o diagrama de blocos com as etapas envolvidas no trabalho. São as seguintes:coleta dos rejeitos do evaporador forçado e do tratamento primário, cálculo das massas de rejeitos para codisposição com o RSD nas células, implantação das células experimentais, precipitação artificial, caracterização gravimétrica dos RSD das células experimentais, caracterização dos rejeitos, coleta de amostras de lixiviado, avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos do lixiviado das células e aplicação das ferramentas estatísticas para comparação dos resultados dos parâmetros físico-químicos dos lixiviados produzidos nas células experimentais.

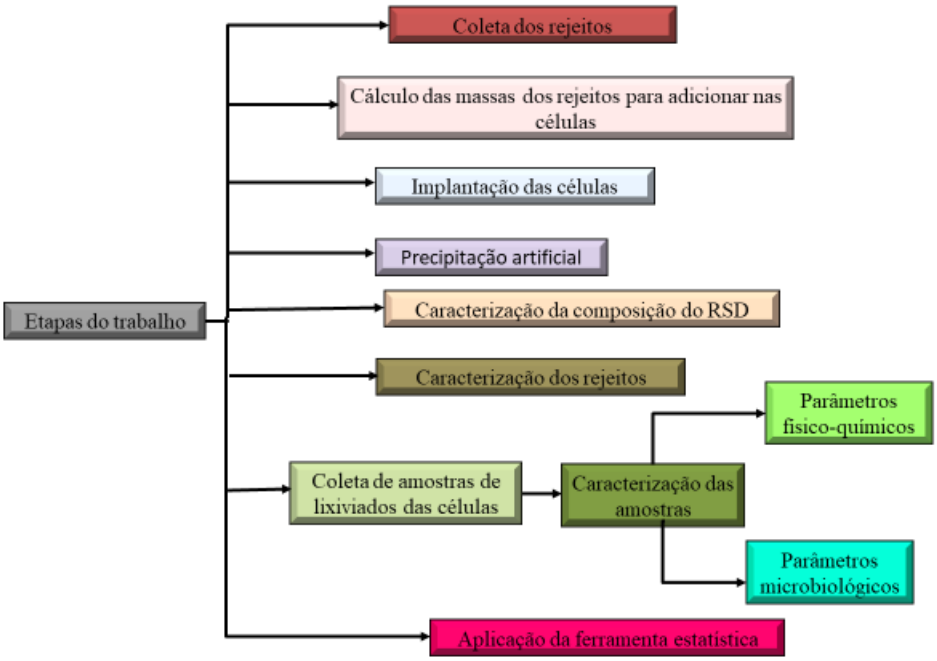


Figura 16:Diagrama de blocos das etapas do trabalho.
Fonte: Elaboração própria

4.1. Procedência dos rejeitos

4.1.1. Procedência dos RSD

Os RSD empregados no experimento foram coletados no bairro do Recreio dos Bandeirantes, no município do Rio de Janeiro. Foram utilizadas amostras provenientes do caminhão da COMLURB e os RSD foram caracterizados para serem dispostos nas células experimentais. A caracterização está descrita no item 4.4.1.

4.1.2. Rejeitos do evaporador

O rejeito do evaporador (Figura 17) forçado foi coletado no equipamento construído pelo Engenheiro Lúcio Vianna e que se encontra instalado no Aterro Sanitário de Seropédica.

Figura 17: Rejeito do evaporador in natura no Aterro de Seropédica.

Fonte: Elaboração própria

4.1.3. Rejeito do tratamento primário

O segundo tipo de rejeito, objeto do presente estudo, foi coletado em *geobags*dispostas no Aterro de Seropédica, ao lado da Estação de Tratamento do lixiviado, utilizadas para armazenar os depósitos resultantes do tratamento primário com cal. A Figura 18 ilustra o rejeito sendo retirado da *geobag*.

Figura 18: Rejeito do tratamento primário sendo retirado da geobag na Estação de Tratamento de Chorume Aterro de Seropédica.

Fonte: Elaboração própria

4.2. Codisposição do RSD com os rejeitos

O RSD foi adicionado nas células juntamente com a massa de rejeitos definidas através dos cálculos que serão discutidos no item 4.2.1.

4.2.1. Cálculos das quantidades de rejeitos codispostos com RSD

Antes de dispor os RSD no interior das células, foi necessário projetar a quantidade de rejeitos que seriam adicionados de acordo com dados reais do aterro de Seropédica. A Tabela 5 mostra os dados de valores de RSD despejados, de rejeitos produzidos no interior do aterro e que foram utilizados como base para simular aterros em pequena escala (células experimentais). Os dados foram cedidos por Vianna (2017) e Queiroz (2017) através de comunicação pessoal em fevereiro de 2017.

Tabela 4: Dados do RSD, rejeitos do evaporador e do tratamento primário de aterro de Seropédica. Fonte: Vianna (2017), Queiroz (2017).

Dados	Quantidade
Massa de RSD despejado no aterro até o mês de fevereiro/2017	14.000 toneladas
Volume produzido de lixiviado /dia	800 m^3/ dia
Lixiviado tratado no evaporador/dia	15 m^3 /dia
Massa de rejeito produzido no evaporador (a cada 3 meses)	60 kg
Volume de rejeito do tratamento primário/mês	838m^3/mês

a) Determinação da massa de rejeito do evaporador a ser disposto nas células:

O objetivo para construção das células é verificar o impacto do rejeito do evaporador sobre a qualidade do lixiviado produzido, então é necessário calcular a quantidade de rejeito por massa de resíduo aterrado no interior do aterro e projetá-lo para uma célula com capacidade de receber 40 kg de RSD. Porém, devido à compactação dos resíduos nas células, foi possível dispor 50 kg de RSD em cada célula. Os itens abaixo mostram como foi determinada a massa de rejeito do evaporador adicionada nas células experimentais.

1) Inicialmente, foi calculada a produção de rejeito por volume de lixiviado tratado no evaporador:

Sabemos que em 90 dias são gerados 60 kg de rejeito, logo temos: $(60kg)/(90\ dias)$= 0,67 kg de rejeito /dia

Logo, a massa de rejeito por volume de lixiviado tratado no evaporador:

(0,67 kg/dia) / 15 m^3/ dia) = 0,04 kgde rejeito / m^3 de lixiviado tratado noevaporador.

2) Em seguida, é necessário calcular o volume de lixiviado produzido por massa de RSD aterrado:

Para esse cálculo, foi admitido que o volume de lixiviado produzido no aterro é função de todo o resíduo lá aterrado e não apenas que chega diariamente. Sendo assim, foi considerado o tempo de existência do aterro de Seropédica de 5 anos e 10 meses (em fevereiro de 2017), e sabe-se que são produzidos, em média, 800 m³ por dia de lixiviado, então o volume de lixiviado gerado em toda vida útil neste período foi de 1.680.000 m³. Logo:

Volume de lixiviado por massa de RSD = $1.680.000\ \mathrm{m}^3\ de\ lixiviado)/(14.000.000.000\ kg\ de\ \ RSD)$

Volume de lixiviado por massa de RSD = 0,00012 m^3de lixiviado/kg de RSD.

3) A massa de rejeito no evaporador por massa de RSD aterrado é dado pelos valores encontrados nos itens 1 e 2:

(1) × (2) = 4,80 × 10^{-6}kg de rejeito de evaporador /kg de RSD aterrado

4) Projetando para a célula experimental, que possui 50 kg de RSD,teremos:

(3) × 50 kg = Massa do rejeito a ser adicionada na célula = 2,4 × 10^{-4} kgde rejeito do evaporador, ou seja, 0,24 g de rejeito do evaporador.

b) Determinação da massa de rejeito do tratamento primário a ser disposto nas células

Foi seguido o mesmo raciocínio do item anterior. Os itens abaixo mostram como foi encontrado a massa de rejeito de tratamento primário adicionada nas células experimentais:

1) Inicialmente, foi calculada a produção de rejeito por volume de lixiviado tratado na estação de tratamento:

Sabe-se que são produzidos por mês 838 m^3de rejeito, e considerando a massa específica de 1,2 kg/L (COMLURB, 2016) para o RSD, teremos:

838 m^3 × 1,2 kg/L × 1000 L/m³ = 1.005.600 kg de rejeito do tratamento primário /mês.

Logo, serão 33.520 kg de rejeito de tratamento primário /dia.

Então:

$(33529\,\frac{kg}{dia})/(800\,\frac{\mathrm{m}^3}{\mathrm{dia}})$ = 41,9 kg de rejeito primário/ m^3de lixiviado.

2) Em seguida, é necessário calcular o volume de lixiviado produzido por massa de RSD aterrado:

Como mencionado no item anterior, o volume de lixiviado gerado em toda vida útil foi de 1.680.000 m³. Logo:

Volume de lixiviado por massa de RSD = $(1.680.000\ \mathrm{m}^3\ \ de\ lixiviado)/(14.000.000.000\ kg\ de\ \ RSD)$

Volume de lixiviado por massa de RSD = 0,00012 m^3de lixiviado/kg de RSD.

3) A massa de rejeito do tratamento primário para cada massa de RSD aterrado é dado pelos valores calculados nos itens 1 e 2:

(1) × (2) = 0,005 kg de rejeito de tratamento primário /kg de RSD aterrado.

4) Projetando para a célula experimental, que possui 50 kg de RSD, temos:

(3) × 50 kg = Massa de rejeito de tratamento primário a ser adicionada na célula = 0,25 kg.

4.3. Implantação das células experimentais:

O trabalho foi realizado em um sistema controlado utilizando-se como células experimentais 8 contêineres, com capacidade de 40 kg de armazenamento e dimensões de 57,5 cm x 51,5 cm x 100 cm, confeccionados em polietileno de alta densidade, cedidos pela COMLURB (Figura 19).

Figura 19: Contêiner usado como célula experimental.

Fonte: Elaboração própria

A finalidade das células experimentais foi simular um aterro sanitário real nas condições desejadas de estudo.

As células experimentais foram projetadas da seguinte maneira (Figura 19):

- Sistema de drenagem: torneiras para amostragem do lixiviado; camada de brita e manta Bidim para evitar o entupimento das torneiras;
- Calços de apoio: 130 cm x 70 cm x 26 cm;
- Sistema de cobertura final: argila com 14 cm de espessura.

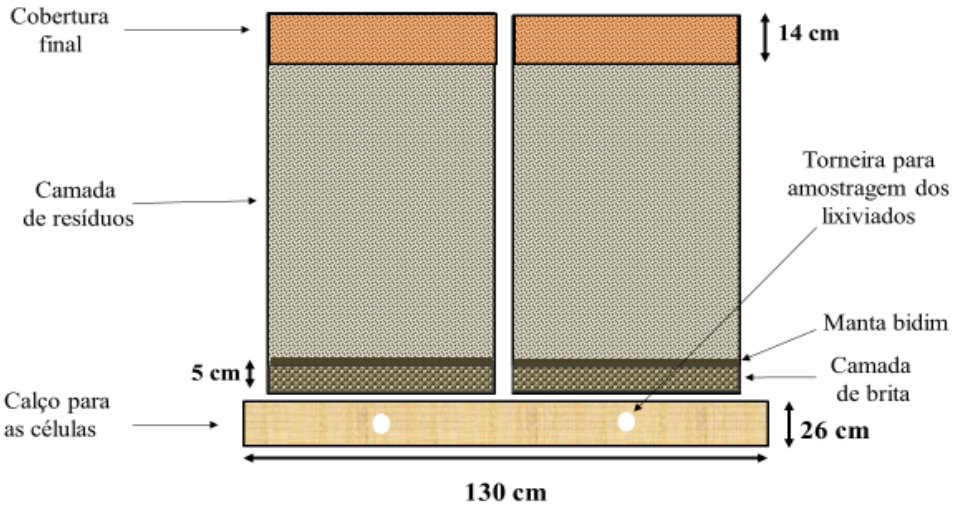


Figura 20: Esquema representativo das células experimentais.

Fonte: Elaboração própria

Para analisar o efeito do impacto de cada rejeito, foi planejado o experimento da seguinte maneira:

- Células para controle: Apenas RSD, em triplicata;
- Células com rejeito do evaporador forçado: contendo uma determinada massa de rejeito oriundo do evaporador codisposto com RSD, em triplicata. O experimento foi realizado em triplicata devido ao volume produzido como rejeito no evaporador ser uma quantidade considerada muito pequena em relação à massa de resíduos despejados diariamente no aterro;
- Células com rejeito do tratamento primário: contendo uma determinada massa de rejeito oriundo do tratamento com cal na Estação de Tratamento de Chorume do Aterro de Seropédica codisposto em RSD, em duplicata. O experimento foi realizado em duplicata devido ao pouco espaço de confinamento das células e, além disso, a quantidade de rejeito do tratamento com cal gerado no aterro sanitário de Seropédicapor volume de lixiviado tratado é maior que a do evaporador.

Após o planejamento, as células experimentais com RSD e rejeitos provenientes de tratamentos do aterro sanitário de Seropédica ficaram determinadas da maneira descrita na Tabela 5.

Tabela 5: Disposição dos rejeitos e RSD nas células experimentais.

Célula	Conteúdo da Célula	Denominação
3 contêineres	Controle: somente RSD	C1, C2 e C3
3 contêineres	RSD + rejeito do evaporador	E1, E2 e E3
2 contêineres	RSD + rejeito do Tratamento Primário	P1 e P2

4.3.1. Sistema de drenagem

Em um aterro de grande porte, um sistema eficiente de drenagem tem a finalidade de evitar a acumulação de lixiviados no interior do aterro. A drenagem dos lixiviados pode ser executada através de uma rede de drenos internos, geralmente constituídos de tubos perfurados preenchidos com brita os quais levam o lixiviado drenado para um sistema de tratamento (VAN ELK, 2007).

No caso das células usadas para esse estudo, as torneiras terão a função de drenar o lixiviado que ficará acumulado no fundo. Com esse objetivo, na parte inferior, foram feitos furos (Figura 21) para colocação das torneiras (Figura 22). Em seguida, foram cortados calços de madeira para apoiar as células, com 130 cm de comprimento e 26 cm de altura (Figura 23).

Figura 21: Furos na parte inferior para colocação da torneira, em destaque.

Fonte: Elaboração própria

Figura 22: Torneiras com a função de drenos para o lixiviado.

Fonte: Elaboração própria

Figura 23: Corte dos calços para apoio das células.

Fonte: Elaboração própria

A Figura 24 mostra a primeira etapa do sistema de drenagem concluída, em seguida foram implantadas a camada de brita e a manta geotêxtil (Bidim).

Figura 24: Células prontas para implantação do sistema de drenagem.

Fonte: Elaboração própria

Na segunda etapa do sistema de drenagem, foram adicionadas britas (tamanho 1) que foram selecionadas e lavadas manualmente (Figura 25). A camada de brita, de 5 cm, tem a

finalidade de evitar o entupimento da torneira (Figura 26). Após adicioná-la, a manta geotêxtil (Bidim) foi implantada para filtrar as partículas oriundas dos resíduos sólidos (Figura 27).

Figura 25: Lavagem e seleção da brita.
Fonte: Elaboração própria

Figura 26: Camada de brita utilizada para evitar o entupimento da torneira.
Fonte: Elaboração própria

Figura 27: Manta Bidim utilizada como filtro de partículas dos resíduos sólidos.
Fonte: Elaboração própria

4.3.2. Cobertura final

Após comportar o RSD nas células é necessário adicionar o sistema de cobertura final. O sistema de cobertura tem a função de eliminar a proliferação de vetores; diminuir a taxa de formação de lixiviados; reduzir a exalação de odores e impedir a saída descontrolada do biogás gerado na degradação de matéria orgânica; evitar a infiltração de águas pluviais, devido ao aumento do volume de lixiviado. Além disso, favorece a recuperação final da área e o crescimento de vegetação (CASTILHO JR., 2003).

A cobertura final pode ser de diferentes tipos: camada homogênea de argila, ou mistura de argila e material granulado; argila com diferentes geossintéticos, solos orgânicos; lamas e lodos de estação de tratamentos de água e esgotos (MACIEL, 2003).

No Brasil, a grande maioria dos aterros possui cobertura com camada homogênea de argila compactada, pois favorece o crescimento da vegetação que é um elemento que deve estar associado à superfície das camadas para evitar problemas de erosão e contração do solo (MACIEL 2003).

Então, com o objetivo de evitar a proliferação de vetores e reduzir os odores, uma camada de 14 cm de argila foi colocada acima da camada de RSD e compactada com um corpo de prova cilíndrico com as dimensões de: 10 cm de diâmetro e 19,5 cm de altura. A

Figura 28 mostra o corpo de prova utilizado para a compactação da argila, e as Figuras 29 e 30, a compactação e a célula já pronta para monitoramento, respectivamente.

Figura 28: Corpo de prova cilíndrico.
Fonte: Elaboração própria

Figura 29: Compactação da argila.

Fonte: Elaboração própria

Figura 30: Argila compactada.

Fonte: Elaboração própria

4.3.3. Precipitação Artificial

Com o intuito de simular um aterro real, foi necessário simular chuva de acordo com as condições de precipitação do Aterro de Seropédica para se obter uma característica pluviométrica similar nas células experimentais, além disso, obter volume de lixiviado disponível para caracterização já que as células foram dispostas em área coberta.

A precipitação artificial foi baseada nos dados pluviométricos da estação climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia, INMET, estação de Seropédica (A601) do segundo semestre de 2016. Esse período foi escolhido devido o experimento ocorrer no segundo semestre de 2017(maio a novembro).

A medida de precipitação é expressa pela quantidade de chuva dada pela altura (altura pluviométrica) de água caída e acumulada sobre uma superfície plana e impermeável (área receptora) em que se utiliza um aparelhodenominadopluviômetro (CARVALHO E SILVA, 2006). A altura pluviométrica (h) é a lâmina d'água precipitada sobre uma área, expressa em mm, que é a medida realizada pelo pluviômetro (CARVALHO E SILVA, 2006).

A Tabela 6 mostra os valores de precipitação (altura pluviométrica) da estação de Seropédica.

Tabela 6: Dados pluviométricos da estação de Seropédica.

Dado	Altura pluviométrica (h)
Precipitação no período maio a outubro (2016)	343 mm
Precipitação/dia	1,91 mm

Fonte: INMET, 2017.

A partir daí, foi calculado o volume de precipitação para as células experimentais onde a área receptora corresponde a área superficial do contêiner. A Figura 31 mostra a precipitação artificial nas células experimentais, e a Figura 32 mostra o esquema com as medidas da área superficial da célula experimental para o cálculo da área receptora, com as dimensões de 0,515 m (lado a) e 0,575 m (lado b).

Figura 31: Precipitação Artificial.

Fonte: Elaboração própria

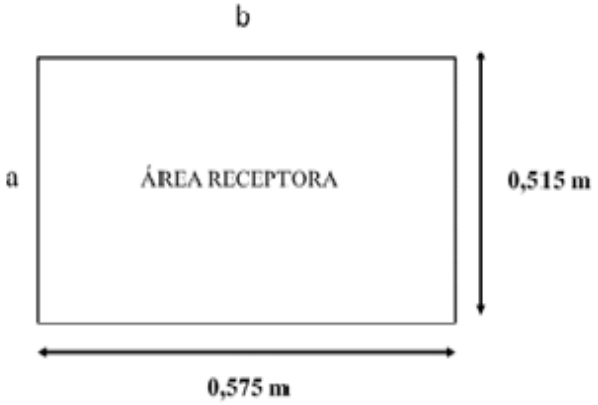


Figura 32: Vista superior do contêiner.

Fonte: Elaboração própria

Considerando a área superficial retangular como a área receptora:

Área receptora = (lado a) × (lado b) = 0,296m^2

O volume de precipitação(V) = área receptora × h

Então, h = $1{,}91\frac{mm}{dia}\times 10^{-3}\,\frac{m}{mm}$ = 1,91 x 10^{-3} m/dia

V = 0,296 m^2 × 1,91 × 10^{-3}m/dia = 0,564 × 10^{-3} m^3/dia

V = 0,564 x 10^{-3} m^3/dia x 10^3 L / m^3

V = 0,564 litros de precipitação artificial/dia.

4.3.4. Monitoramento das células

O monitoramento foi realizado pela medição dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos (descritos nos itens 4.4.3 e 4.4.4) dos lixiviados gerados nas células. Os parâmetros físico-químicos foram: pH, DQO, COT, alcalinidade, turbidez, condutividade, absorbância em 254 nm, nitrogênio amoniacal e cloreto.

Para determinação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, amostras de lixiviado foram coletadas, quinzenalmente, de cada célula.

A drenagem era semanal para evitar o acúmulo de lixiviado e microrganismos no fundo da célula experimental. A Tabela 7 mostra as coletas realizadas de lixiviado gerados nas células experimentais.

Tabela 7 : Coletas realizadas

Datas de Coleta	nº da Coleta
18/mai/17	1
31/mai/17	2
13/jun/17	3
28/jun/17	4
12/jul/17	5
26/jul/17	6
09/ago/17	7
23/ago/17	8
11/set/17	9
19/set/17	10
04/out/17	11
18/out/17	12
29/nov/17	13
13/dez/17	14

4.4. Metodologia analítica

4.4.1. Caracterização física do RSD utilizado nas células

Esta etapa consistiu em determinar as frações percentuais de acordo com as classificações de composição do RSD por meio de amostragens. A coleta das amostras foi baseada no método proposto pela norma técnica NBR 10.004:2004 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas).

Foram coletados 8 contêineres de 240 L com capacidade de 40 kg de armazenamento. Essa amostra foi retirada do caminhão de coleta da COMLURB, proveniente

do roteiro de coleta do bairro do Recreio dos Bandeirantes. Em seguida, a amostra foi transportada para o Laboratório de Gravimetria do Centro de Pesquisas Aplicadas, onde foi realizada a separação dos resíduos. As frações separadas foram dispostas em caçambas e levadas para pesagem em balança analítica (Toledo® 25 kg) (Figuras 33 e 34).

Os RSD foram separados em 11 componentes:

- Papel
- Papelão
- Plástico (polietileno, polipropileno, poliestireno).
- Vidro (incolor/colorido)
- Metal (ferroso/não ferroso)
- Têxtil
- Matéria orgânica putrescível
- Madeira
- Eletroeletrônico
- Materiais inertes
- Outros.

Figura 33: Caracterização gravimétrica dos RSD destinados às células.

Fonte: Elaboração própria

.

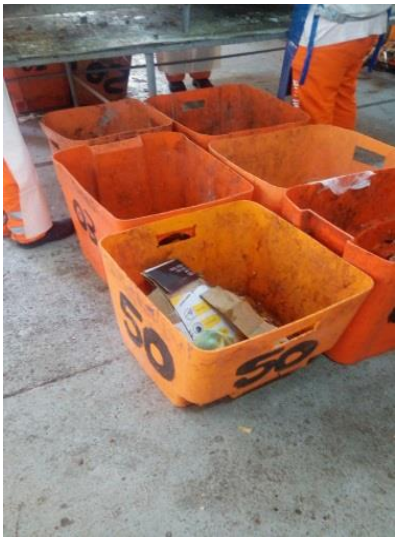


Figura 34: Caçambas contendo as diferentes frações dos RSD preparadas para a pesagem.
Fonte: Elaboração própria

4.4.2. Caracterização química dos rejeitos

A análise dos rejeitos foi feita no laboratório da COMLURB, no Centro de Pesquisas Aplicadas. As metodologias foram baseadas no manual para fertilizantes orgânicos proposto por Kiehl (1985) adaptado pela COMLURB (ver APÊNDICES A e B).

Antes de caracterizar os rejeitos, elesforam secos em estufa em uma temperatura de 65°C por 24 horas (HT Orion 515) e moídos em moinhos de bola. A Figura 35 mostra os rejeitos prontos para análise (cor amarelo claro, corresponde ao rejeito do tratamento primário e o de marrom, corresponde ao rejeito do evaporador). A Tabela 9 mostra os equipamentos utilizados para caracterização dos rejeitos.

Figura 35: Rejeitos do tratamento primário (cor amarelo claro) e do evaporador (cor marrom) secos e moídos.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 8: Parâmetros físico – químicos e os equipamentos utilizados para caracterização dos rejeitos.

Parâmetro	**Equipamento**
Nitrogênio Total	Macro digestor Destilador tipo Kjeldahl
Carbono total	Estufa e mufla
Resíduo mineral total	Estufa e mufla
Matéria orgânica total	Mufla

4.4.3. Avaliação físico-química das amostras de lixiviados coletadas

A Tabela 9 mostra os equipamentos e metodologias aplicadas para caracterização dos parâmetros físico-químicos das amostras de lixiviados coletadas. O método utilizado foi baseado no StandartMethods for WaterandWastewater for Examination (2012).

Tabela 9: Tabela 10: Parâmetros físico – químicos e os equipamento e metodologias aplicadas para caracterização dos rejeitos.

Parâmetro	Equipamento	Método (APHA, 2012)
Turbidez	Turbidímetro:PoliControl-AP 2000	2130-B
Alcalinidade Total	Bureta Automática TritteteClass A	2320-B
pH	pHmetro microprocessador Quimis	4500-B
Cloreto	Bureta volumétrica	4500 - Cl^- B
Condutividade	CondutivímetroTecnoponMCA 150	4500-B
Nitrogênio amoniacal	Orion 4 star Thermo pH Ise portable	4500-NH_3D
DQO	Escpectrofotômetro DR 2800 e reator HACH	5220-D
COT	TOC Analyser - Hipertoc 1000	5310-C
Absorbância em 254 nm	Shimadzu UV mini 1240	5910-B

4.4.4. Caracterização dos parâmetros microbiológicos dos lixiviados

Os organismos capazes de transmitir doenças por veiculação hídrica são denominados organismos patogênicos, e estão sempre presentes em indivíduos e animais infectados (JORDÃO E PESSÔA, 2011). Considerando a dificuldade na identificação desses microrganismos nos laboratórios das empresas de saneamento básico, tem-se usado alguns organismos como indicadores de contaminação, como é o caso dos Coliformes Totais, dos Coliformes Termotolerantes, e dos Enterecocos Fecais (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

Desta forma, ao se detectar a presença de algum desses organismos em qualquer amostra ou corpo d'água, tem-se a indicação de que é possível ou até provável que outros organismos patogênicos estejam presentes, caracterizando-se uma contaminação por esgotos, mas não necessariamente a transmissão de doenças (JORDÃO E PESSÔA, 2011).

A detecção de coliformes totais é útil para indicar a presença de indicadores de poluição fecal. No entanto, o emprego da quantificação da *Escherichia coli*, em complemento aos coliformes totais, melhora de maneira significativa a detecção da contaminação de origem fecal (GRISEY *et al.*, 2010).

As análisesforamrealizadassegundo o Standard Methods for theExamination of Water&Wasterwater (2012). As populações de coliformes totais e *Escherichia coli* foram expressas em Números Mais Prováveis por 100 mililitros de amostra (NMP/100mL) e determinadas pela Técnica dos Tubos Múltiplos.

4.4.4.1. Determinação de coliformes totais e *Escherichia coli.*

O ensaio presuntivo para determinação dos Coliformes totais e *Escherichia coli* consistiu na inoculação de 1mL do lixiviado bruto uma série de 5 tubos de caldo lauril-triptose com tubos de Durhan, seguido da inoculação de 1mL das diluições, variando de 10^{-1} a 10^{-5}, em séries de 5 tubos do mesmo meio de cultivo. Os tubos foram incubados a 35± 0,5°C, durante 24-48 horas. A acidificação com produção de gás a partir da fermentação da lactose em caldo lauriltriptose após 24 ou 48 horas (mudança da cor do meio de roxo para amarelo) é prova presuntiva positiva da presença de bactérias do grupo coliforme. Como controle positivo foi utilizada a *Escherichia coli* (ATCC-American TypeCultureCollection 25922).

As culturas dos tubos que apresentaram resultado presuntivo positivo foram transferidas para tubos, através de alça calibrada para 10µL, contendo caldo de cultura cromo-fluorogênico (Fluorocult LMX, da Merck). Os tubos foram incubados a 35 ± 0,5°C durante 48 horas. A produção de coloração verde azulada nesse meio é prova confirmativa positiva da presença de bactérias do grupo coliforme e o teste do Indol confirmam a presença de *E.* coli. Os resultados foram expressos em Números Mais Prováveis por 100 mililitros de amostra (NMP/100mL).

4.5. Avaliação Estatística

Com o propósito de analisar o impacto dos rejeitos na qualidade dos lixiviados, foi necessário a aplicação da ferramenta estatística, utilizando o software Minitab 18 (Minitab Inc.), aos dados obtidos nesse estudo e, assim, verificar o comportamento entre as células com rejeito e as células de controle. As ferramentas foram aplicadas da seguinte maneira:

A primeira etapa da análise estatística foi constituída da identificação e eliminação dos outliers pela plotagem dos dados em gráficos tipo *Boxplot*. A Figura 36 ilustra uma configuração desse tipo de gráfico.

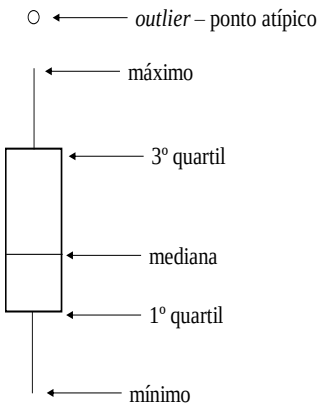


Figura 36: Ilustração dos principais componentes de um gráfico tipo boxplot.

A segunda etapa foi constituída da análise do teste de normalidade Ryan-Joiner (similar ao ShapiroWilk) utilizando nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para verificar o comportamento simétrico ou assimétrico dos dados. Dependendo do comportamento dos dados, optou-se por testes paramétricos ou não paramétricos.

Na terceira etapa, avaliou-se o comportamento entre as células, comparando os resultados encontrados para todos os parâmetros. Para isso, utilizou – se se o teste de T de Student (paramétrico) ou teste U de Mann-Whitney (não paramétrico), ambos utilizando nível de significância de 5%.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Codisposição dos RSD e caracterização dos resíduos

A Figura 37 apresenta a composição física dos resíduos sólidos domiciliares que foram usados para compor as células. A matéria orgânica putrescível representou a maior porcentagem na composição (50,5%), que apresenta na composição restos de frutas, legumes e alimentos. O plástico (21,7%) foi a segunda maior composição. A terceira maior composição foi do papel (10,6%).

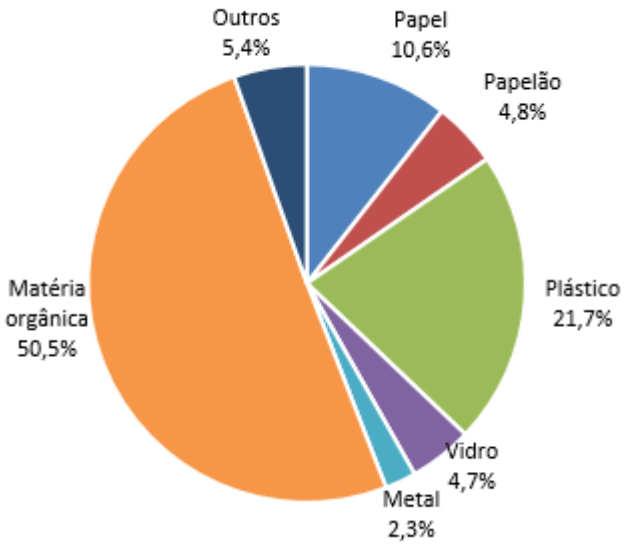


Figura 37: Composição gravimétrica do RSD para compor a células.

Devido às modificações a que os RSD estão sujeitos, houve a necessidade de verificar se a composição física dos resíduos utilizados no preenchimento das células, originários do bairro do Recreio dos Bandeirantes, era compatível com a dos RSD gerados no município do Rio de Janeiro. Para tanto, foram utilizados os dados apresentados pelo trabalho de composição física dos RSD do Município do Rio de no ano de 2016 (COMLURB, 2016).

O percentual médio de matéria orgânica putrescível do município do Rio de Janeiro no ano de 2016 foi de 53,2%, compatibilizando-se com o valor encontrado para os RSD utilizados neste experimento. Do mesmo modo, os percentuais de papel/papelão identificados nos RSD destinados ao experimento (14,8%) e de plástico (20,2%) se encontraram dentro da média verificada no Rio de Janeiro em 2016 (COMLURB, 2016). Assim sendo, foi assegurada a semelhança dos resíduos de preenchimento com o que é disposto nos aterros sanitários do Rio de Janeiro.

5.2. Características dos rejeitos

A Tabela 10 apresenta as características dos rejeitos do tratamento primário e do evaporador

Tabela 10: Caracterização dos rejeitos de tratamento primário e do evaporador.

Rejeito	Primário	Evaporador
Nitrogênio total (%)	0,70	0,88
Matéria orgânica Total (%)	12,41	35,80
Carbono Total (%)	19,90	6,89
Resíduo mineral total (%)	87,59	64,19

Os rejeitos apresentaram elevada composição de inorgânicos, sendo o rejeito primário com a maior composição. Apesar de no processo de evaporação ocorre a perda dos compostos orgânicos voláteis, contribuindo para o decaimento da matéria orgânica, este rejeito ainda apresentou maior teor de matéria orgânica do que o rejeito do tratamento primário. Ressalta-se que o teor de carbono total do rejeito de primário é maior devido ao $CaCO_3$ formado durante o tratamento com cal, uma vez que o lixiviado tem elevado teor de carbonatos e bicarbonatos (elevada alcalinidade) (GIORDANO et al., 2011).

Um estudo feito por Giordano et al. (2011), no Aterro Metropolitano de Gramacho (Estado do Rio de Janeiro), em rejeito proveniente de tratamento primário com cal relatou teores de cálcio na ordem de 60 a 80%. Ou seja, o rejeito do tratamento primário utilizado nesse trabalho se compatibilizou com esse estudo.

5.3. Implantação das células

5.3.1. Sistema de drenagem

Durante o período experimento, as células foram drenadas e o volume recolhido variou na faixa de 0,5 a 2 L.

Esta variação pode ser atribuída à formação de “espaços vazios” no interior da célula que podem ter retido o líquido. Além disso, pode-se considerar as perdas de água por evaporação nas células, e acapacidade de retenção de água pela matéria orgânica, já que as células foram implantadas de forma similar (COSTA E SILVA, 2014).

Na primeira coleta (coleta nº 1), as células P2, E1 e E2 não produziram lixiviado suficiente para coleta e drenagem. Na última coleta (coleta nº 14), somente C3 não gerou lixiviado. A Figura 38 mostra a drenagem do lixiviado nas células experimentais.

Figura 38: Drenagem do lixiviado das células experimentais.
Fonte: Elaboração própria

5.3.2. Cobertura final e precipitação artificial

A principal finalidade da cobertura final, neste trabalho, foi para evitar a proliferação de vetores e exalação odores nas células.

Durante o confinamento, não houve a presença de vetores e exalação de odores desagradáveis. Foi observada a presença de insetos alados e caramujos.

Ao longo do monitoramento, houve o crescimento de espécies de fungos na superfície das células e crescimento de pequenas plantas, como pode ser visto nas Figuras 39, 40 e 41.

A precipitação artificial, além de simular as condições climáticas do Aterro de Seropédica, contribuiu no processo de decomposição da matéria orgânica e eleva o volume de lixiviado.

Figura 39: Fungos de coloração branca na superfície da célula, em destaque.

Fonte: Elaboração própria

Figura 40: Fungo com coloração preta (tipo cogumelo) na superfície da célula, em destaque.

Fonte: Elaboração própria

Figura 41: Crescimento de pequenas plantas ao longo do monitoramento.
Fonte: Elaboração própria

5.4 Monitoramento das células e comparação entre as células

A seguir são mostradas as características físico-químicas das células experimentais obtidas ao longo do tempo de aterramento.

Para melhor compreensão dos dados obtidos foi necessário a aplicação da ferramenta estatística aos dados a fim de comparar as células entre si.Para isso, foram identificados e removidos os outliers para os parâmetros de todas as células (gráficos *boxplot* se encontram no APÊNDICES C ao J). Após essa etapa, foi observado que os dados obtiveram valores de p maiores que 0,05 indicando que são não paramétricos através da aplicação do teste normalidade Ryan-Joiner (similar ao Shapiro-Wilk) utilizando nível de significância de 5% (Tabela no APÊNDICE L). Por esse motivo não foi feito desvio padrão para todos os parâmetros.

Em seguida, foi realizada a comparação, usando o teste de Normalidade Shapiro-Wilk com nível de significância de 95%, dos parâmetros entre as células de controle (C) entre si, e do mesmo modo, para as células com rejeito do evaporador (E) e tratamento primário (P), os valores de p obtidos encontram-se no APÊNDICE M. Em todas elas, foi observado que não houve diferença estatística significativa entre os valores de p das células para a maioria dos parâmetros analisados, e por isso, foi feita a média entre os valores de C (C1, C2, C3), entre os valores de E (E1, E2, E3) e entre os valores de P (P1, P2) para avalição do

comportamento entre elas. Visto isso, os gráficos do tipo *boxplot*foram plotados, considerando os valores médios das células e removendo os *outliers*.

5.4.1. pH

A Figura 42 mostra a variação de pH durante todo o experimento. A Tabela 11 mostra os valores médio, máximo e mínimo para da célula. A Tabela 12 mostra os dados estatísticos descritivos consolidados das células (C, E e P) para comparação entre elas e a Figura 43 ilustra o gráfico *boxplot*com a distribuição dos dados durante o período de aterramento de 223 dias.

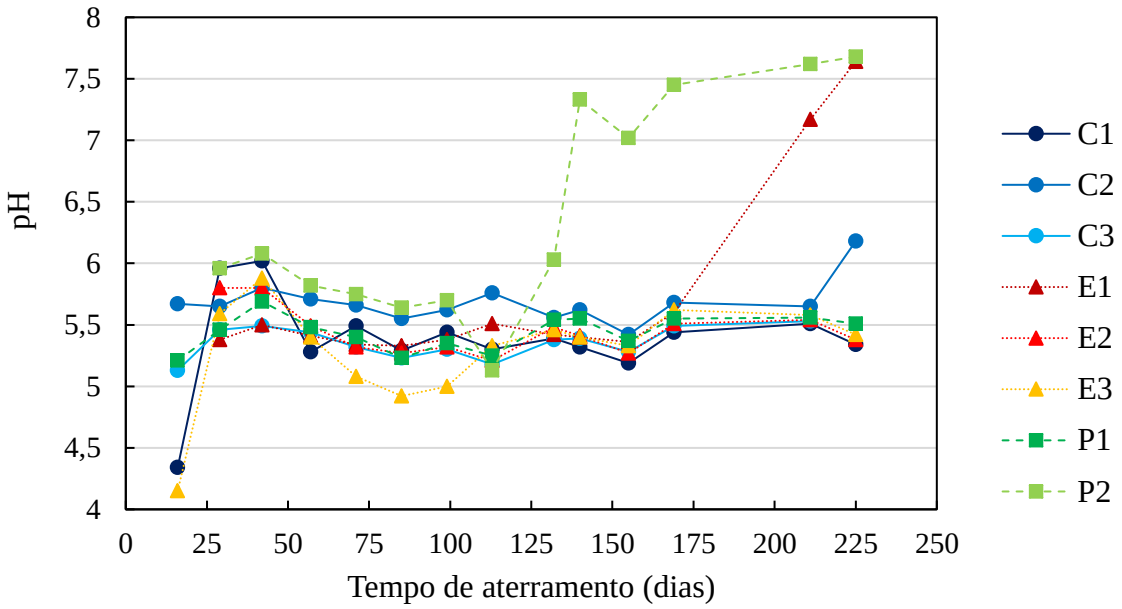


Figura 42: Monitoramento do pH nos lixiviados das células ao longo do tempo de aterramento de 223 dias.

Tabela 11: Valores médio, máximo e mínimo de pH para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	5,4	5,7	5,5	5,7	5,4	5,3	5,4	6,4
Máximo	6,0	6,2	7,7	7,6	5,8	5,9	5,7	7,7
Mínimo	4,3	5,4	5,1	5,3	5,2	4,2	5,2	5,1

Tabela 12: Valores dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os valores médio, da mediana, máximo e mínimo de pH.

valor	C	E	P
médio	5,5	5,4	5,8
mediana	5,4	5,4	5,7
máximo	5,5	5,6	6,5
mínimo	5,4	5,2	5,3

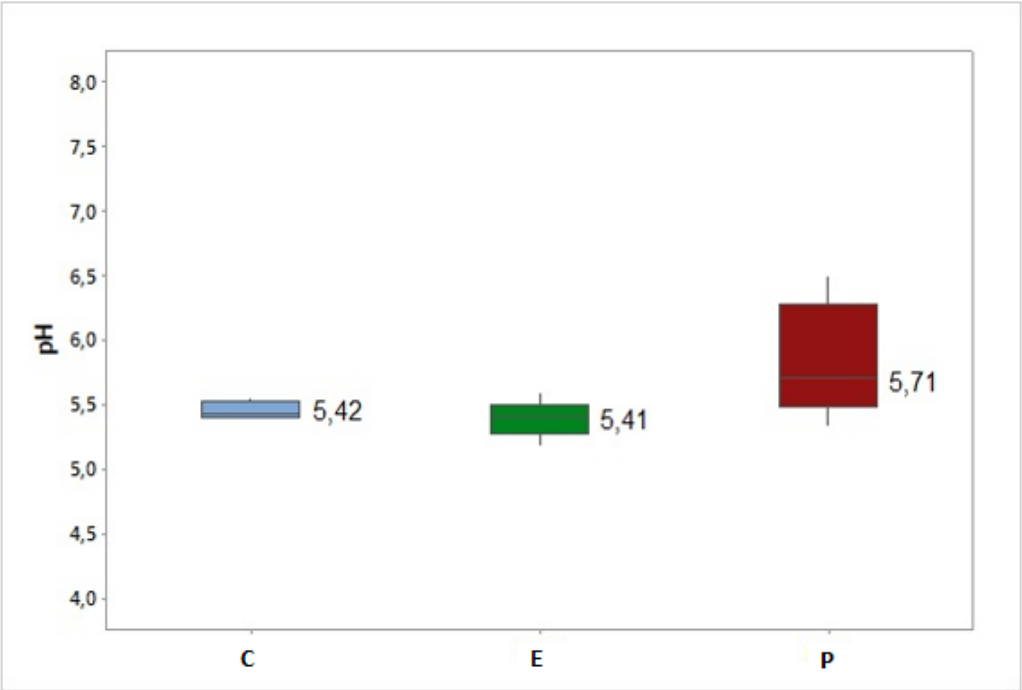


Figura 43: Gráfico boxplot sem outliers do pH considerando os valores médios das células C, E e P.

De acordo com os dados da Figura 43 e os dados da Tabela 11, foi observado que durante todo o monitoramentoo pH variou entre 4,3 e 7,0 caracterizando ambiente ácido no interior das células experimentais, evidenciando que em todo o período de monitoramento as células se mantiveram na fase ácida de degradação dos resíduos.Segundo Pohland e Harper (1986), a fase ácida da etapa de degradação da matéria orgânica apresenta pH entre 4,7 – 7,7. O pH na faixa ácida explica a proliferação de fungos que foi observado, anteriormente, nas Figura 39 e 40.

5.4.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura 44 mostra a variação da concentração de DQO durante todo período do experimento. A Tabela 13 mostra os valores médio, máximo e mínimo, em mg/L, para cada célula experimental. A Tabela 14 mostra a consolidação dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) para comparação das células, em mg/L, e a Figura 45 ilustra o gráfico *boxplot*com a distribuição dos dados durante o período de aterramento de 223 dias

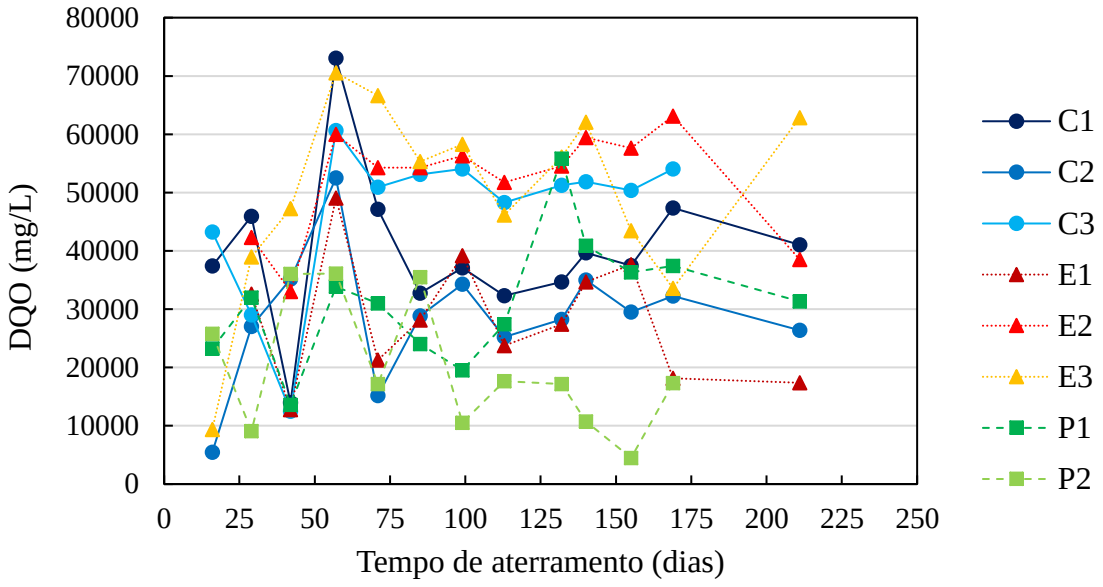


Figura 44: Variação da concentração de DQO ao longo do tempo de aterramento de 223.

Tabela 13: valores médio, máximo e mínimo da concentração de DQO, em mg/L, para cada célula experimental.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	38986	28781	45324	49067	52149	50118	31039	19250
Máximo	73050	52500	60667	49067	63133	70550	55833	36100
Mínimo	13950	5467	12500	12750	33050	9383	13600	4500

Tabela 14: Valores dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os valores médio, da mediana, máximo e mínimo da concentração de DQO, em mg/L.

valor	C	E	P
Médio	39581	44675	24503
Mediana	39817	45967	24192
Máximo	44339	59872	34967
Mínimo	35900	31022	15017

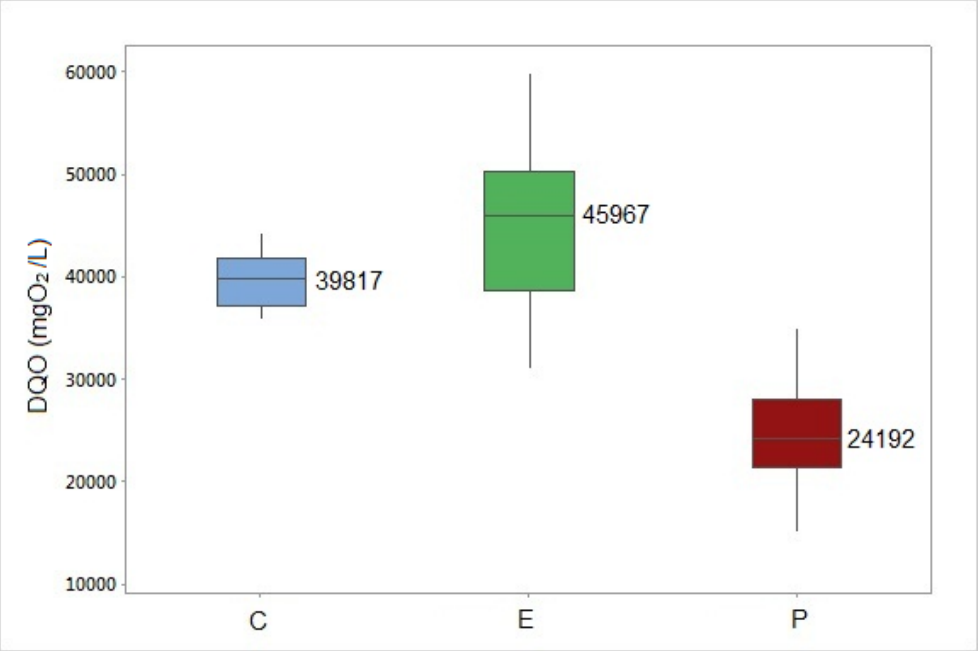


Figura 45: Gráfico boxplot sem outliers da DQO considerando os valores médios das células C, E e P.

Os valores da concentração de DQO foram elevados variando entre 13.950 mg/L e 73.050 mg/L, de acordo com a Tabela 13, mostrando a característica de aterros novos que possui alta disponibilidade de matéria orgânica que apresenta fácil degradação (CATAPRETA, 2008). Esses valores coincidem com fase ácida da fase degradação de matéria orgânica encontrado na literatura, que de acordo Pohland e Harper (1986), varia entre 1.500 mg/L e 71.000 mg/L.

Valores elevados de DQO também foram observados no estudo realizado por Catapreta (2008), em aterro experimental em Belo Horizonte, com valores entre 8.870 mg/L e 76.536 mg/L, na fase ácida. Já o estudo realizado por El-Fadel et al. (2002) apresentou em seu experimento uma variação de DQO entre 45.000 mg/L e 120.000 mg/L até o 160ºde aterramento em aterro experimental no Líbano. Outro aterro sanitário experimental,

desenvolvido por Pessin et al. (2003), em Caxias do Sul obteve valores entre 5.000 mg/L e 31.510 mg/L na etapa ácida de degradação dos resíduos sólidos.

Com base em estudos como os de Pohlande Harper (1986); El-Fadel et al. (2002); RafizuleAlamgir (2012), é esperada a elevação e em seguida a queda gradual das concentrações de DQO ao longo do período de experimento. No entanto, os valores variaram muito, em termos gerais de 30 em 30 dias, e em 223 dias de monitoramento, não pareceu ter uma queda significativa, mostrando ainda que estava em uma fase de degradação muito ativa do resíduo.

Segundo Pessin et al. (2003), a mudança de fase em aterro experimental de Caxias do Sul ocorreu ao longo 300º de aterramento em que a concentração de DQO obteve uma queda gradativa em um período de monitoramento de 700 dias. Nesse trabalho, o monitoramento foi de 223 dias.

De acordo com a Figura 45, os resultados mostrados parecem indicar que a DQO do lixiviado resultante da célula com o rejeito do tratamento primário apresenta valores menores que o controle e a célula com rejeito do evaporador. Isso pode ser devido ao rejeito de tratamento primário (precipitação com cal) ser inerte não contribuindo para a elevação da DQO (RENOU et al., 2008; GIORDANO et al., 2011).

5.4.3 Carbono Orgânico Total (COT)

A Figura 46 mostra a variação da concentração de COT durante o período de monitoramento. A Tabela 15 mostra os valores médio, máximo e mínimo das concentrações de COT, em mg/L, durante o estudo para cada célula. A Tabela 16 expõe os dados estatísticos descritivos estabelecidos da média das células (C, E e P) com os valores médio, da mediana, máximo e mínimo, em mg/L.A Figura 47 ilustra o gráfico *boxplot*com a distribuição dos dados durante o período de aterramento de 223 dias

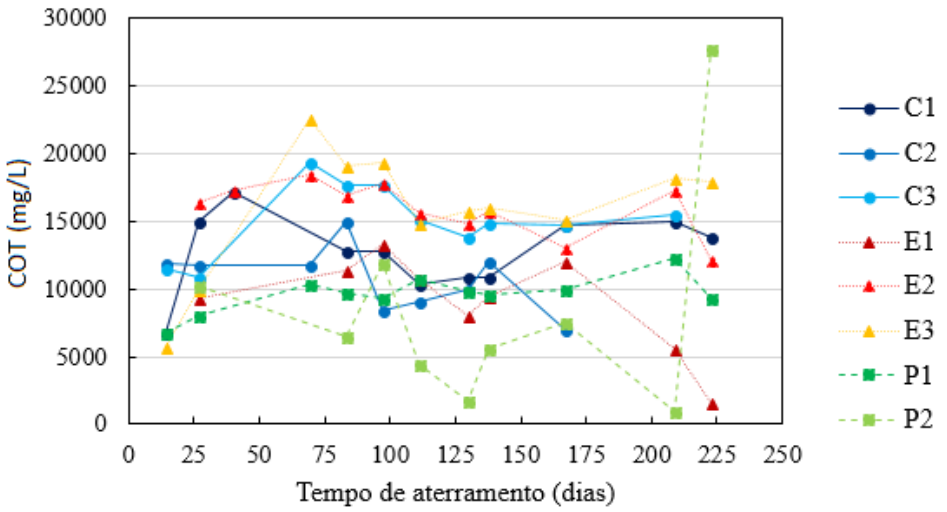


Figura 46: Variação da concentração de COT ao longo do experimento de 223 dias.

Tabela 15: valores médio, máximo e mínimo da concentração de COT, em mg/L, para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	12528	10127	15078	9034	15964	15858	9647	8516
Máximo	17194	14926	19308	13296	18428	22510	12232	27752
Mínimo	4480	6032	10923	1591	12100	5730	6807	961

Tabela 16: Valores dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) com valores médio, da mediana, máximo e mínimo da concentração de COT, em mg/L.

Valor	C	E	P
Médio	12519	14116	8249
Mediana	13153	13707	5798
Máximo	16119	19408	10620
Mínimo	8127	10524	5798

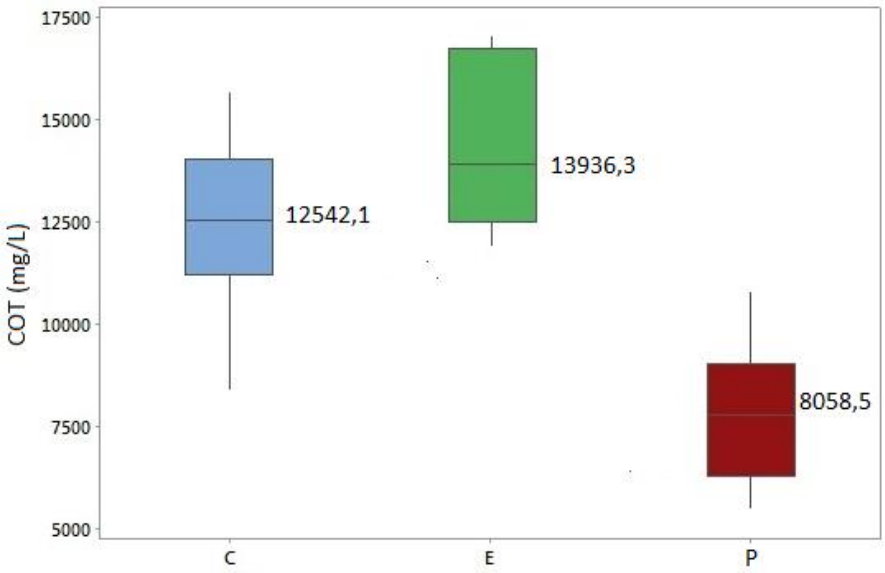


Figura 47: Gráfico boxplot sem outliers do COT considerando os valores médios das células C, E e P.

De forma geral, os resultados obtidos de COT nos lixiviados das células deste trabalho seguiram a tendência da DQO.

Observando a Figura 46, verifica-se que a composição gravimétrica do RSD das células mostra um conteúdo orgânico elevado.Dessa forma, o carbono orgânico poder ser conduzido pela umidade da matéria orgânica para o lixiviado em uma taxa maior que a capacidade de degradação microbiana (EL-FADEL et al., 2002).

Os valores obtidos foram elevados com variação entre 4.480 e 27.752 mg/L de COT, de acordo com a Tabela 15. Apesar de haver uma variação da concentração de COT com o tempo de aterramento, os dados estão coincidindo com a literatura. De acordo com Pohland e Harper (1986), a fase ácida apresenta uma variação de COT entre 500 mg/L e 27.700 mg/L confirmando, assim, que as células estão na fase ácida de degradação. Também foi observado que o valor mínimo para a célula P2, em relação as outras, foi bem menor com 960 mg/L que é referente a penúltima coleta (nº 13) na qual obteve menor concentração de DQO.

Valores elevados da concentração de COT também foi observado por El- Fadel et al. (2002) que obtiveram média de 20.000 mg/L e variação entre 5.000 mg/L e 25.000 mg/L no período de 180 dias.

5.4.4. Absorbância em 254 nm

A absorbância em comprimento de onda de 254nm é usada para verificar remoção de compostos orgânicos, como a lignina, taninos, substâncias húmicas e vários compostos aromáticos, em processos de tratamento de águas e efluentes (WEISHAA et al., 2003; ZHANG et al., 2013). As substâncias orgânicas, com o passar do tempo, estão propensas a se tornarem mais complexas ocorrendo, então, a formação de substâncias húmicas (WEISHAA et al., 2003; ZHANG et al. 2013). Logo, espera-se que a absorbância (254nm) deve elevar com o tempo.

A Figura 48 ilustra os resultados obtidos para absorbância durante o tempo de aterramento de 223 dias. A Tabela 17mostra os valores médio, máximo e mínimo durante todo o experimento para todas as células. A Tabela 18 mostra os dados estatísticos estabelecidos da média das células (C, E e P) com os valores médio, da mediana, máximo e mínimo para comparação entre as células e a Figura 49 mostra a distribuição dos dados no gráfico *boxplot*.

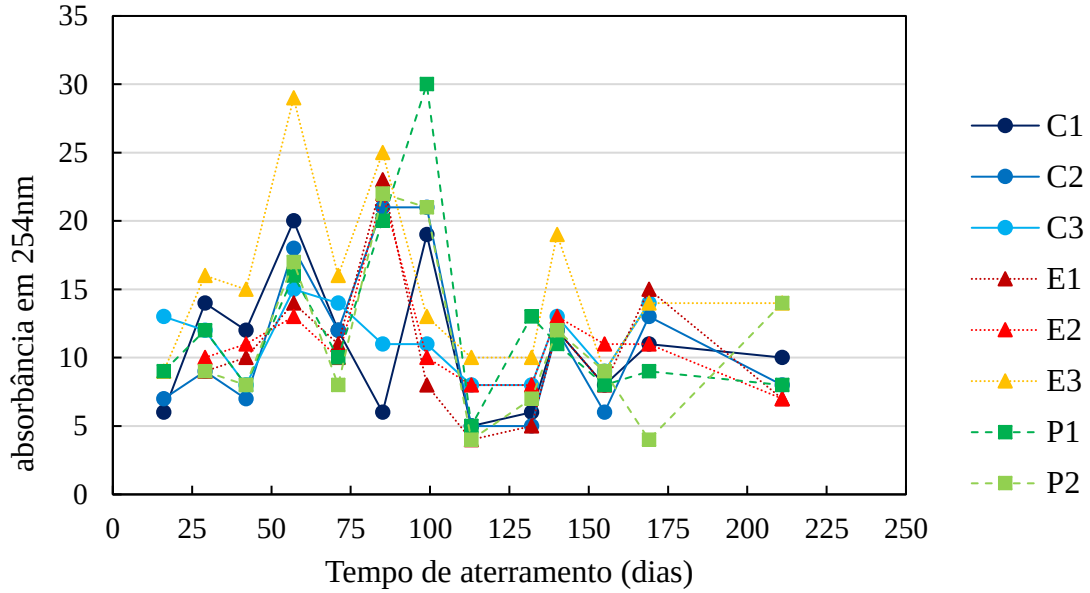


Figura 48: Variação da absorbância em 254 nm ao longo do experimento por 223 dias.

Tabela 17: valores médio, máximo e mínimo da absorbância em 254 nm para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	11,40	11,30	11,36	11,06	11,78	14,84	12,84	11,47
Máximo	19,52	21,15	15,07	22,65	22,26	24,54	29,78	22,11
Mínimo	5,05	4,94	7,64	4,35	6,86	9,16	5,14	3,66

Tabela 18: Valores dos dados estatísticos da média, mediana, máximo e mínimo da absorbância em 254 nm para comparação das células experimentais.

Valor	C	E	P
Médio	10,5	11,1	10,8
Mediana	10,7	11,3	10,5
Máximo	16	14,7	18
Mínimo	6,3	7,3	4,5

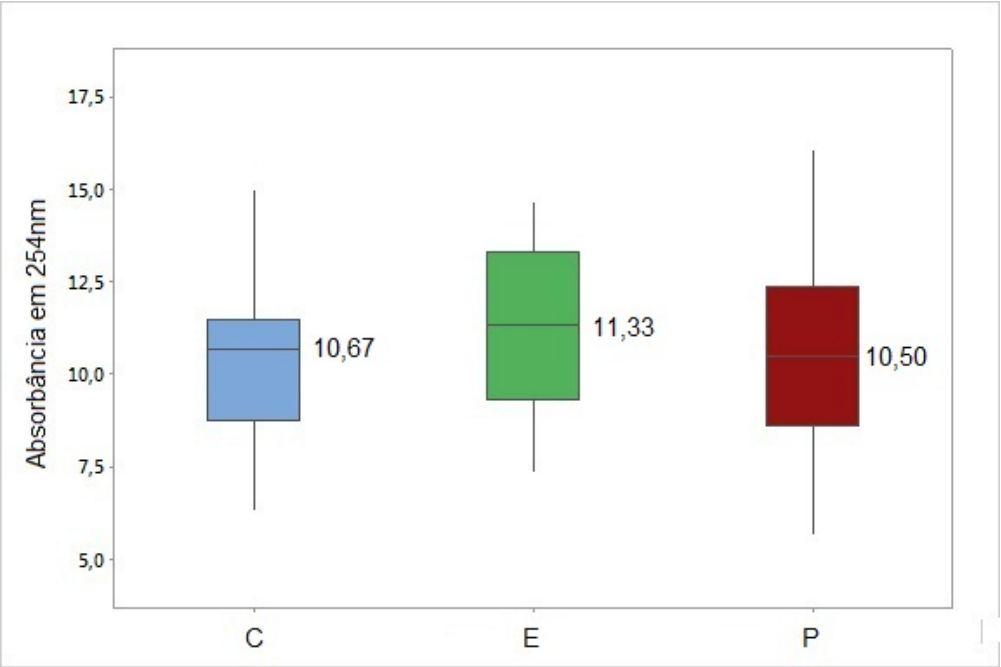


Figura 49: Gráfico boxplot sem outliers da absorbância considerando os valores médios das células C, E e P.

De acordo com a Figura 48, os resultados mostraram uma variação com tempo, enquanto que o esperado era que os valores de absorbância elevassem com o tempo devido à degradação matéria orgânica. No entanto, foram observadas quedas nos valores em determinado períodos. Isso pode ser atribuído à heterogeneidade dos resíduos nas células.

Segundo Costa e Silva (2014), os valores de absorbância apresentaram tendência de elevação com o tempo em célula experimental com RSD a partir do 414º dia em que a fase de

degradação estava mais estabilizada. O que não é o caso nesse trabalho em que a degradação microbiológica ainda se encontrava em grande atividade.

De acordo com a Tabela 17, os valores de absorbância variaram entre 5,05 e 29,78. As células E3 e P1 apresentaram valores médio e máximo de absorbância maiores. Se destacando a célula P1 com valor máximo de 29,78.

Apesar das concentrações de DQO e COT das células P serem menores, pela Figura 49, é possível verificar que a absorbância das células P não apresentaram diferença das células C e E. A absorbância vai depender do tipo de compostos presentes, os produtos de degradação das células podem ser diferentes e, consequentemente, não haverá uma diferença significativa entre as absorbâncias das células.

5.4.5. Nitrogênio amoniacal

A Figura 50 mostra a variação da concentração de nitrogênio amoniacal durante o estudo. A Tabela 19 mostra os valores médio, máximo e mínimo da concentração de nitrogênio amoniacal, em mg/L, ao longo do experimento para cada célula experimental. A Tabela 20 expõe dos dados estatísticos consolidados da média das células (C, E e P) para comparação entre elas com os valores médio, da mediana, máximo e mínimo e a Figura 51 mostra a distribuição dos dados no gráfico *boxplot*.

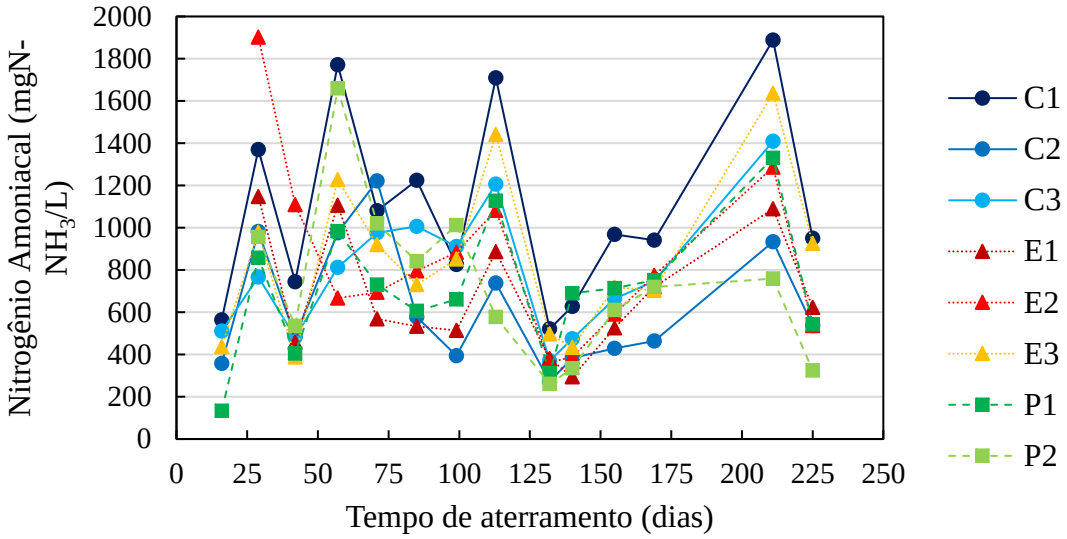


Figura 50: Variação da concentração do nitrogênio amoniacal ao longo do experimento por 223 dias.

Tabela 19: valores médio, máximo e mínimo da concentração de nitrogênio amoniacal, em mg/L, para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	1085	625	795	680	852	849	703	739
Máximo	1889	1221	1410	1147	1901	1636	1331	1659
Mínimo	521	272	370	294	363	388	134	261

Tabela 20: valores médio, máximo e mínimo da concentração de nitrogênio amoniacal, em mg/L, da média das células (C, E e P).

Valor	C	E	P
Médio	799,1	757,7	743,2
Mediana	874	737	736
Máximo	1187,1	1026	1321,2
Mínimo	425	460,5	286,5

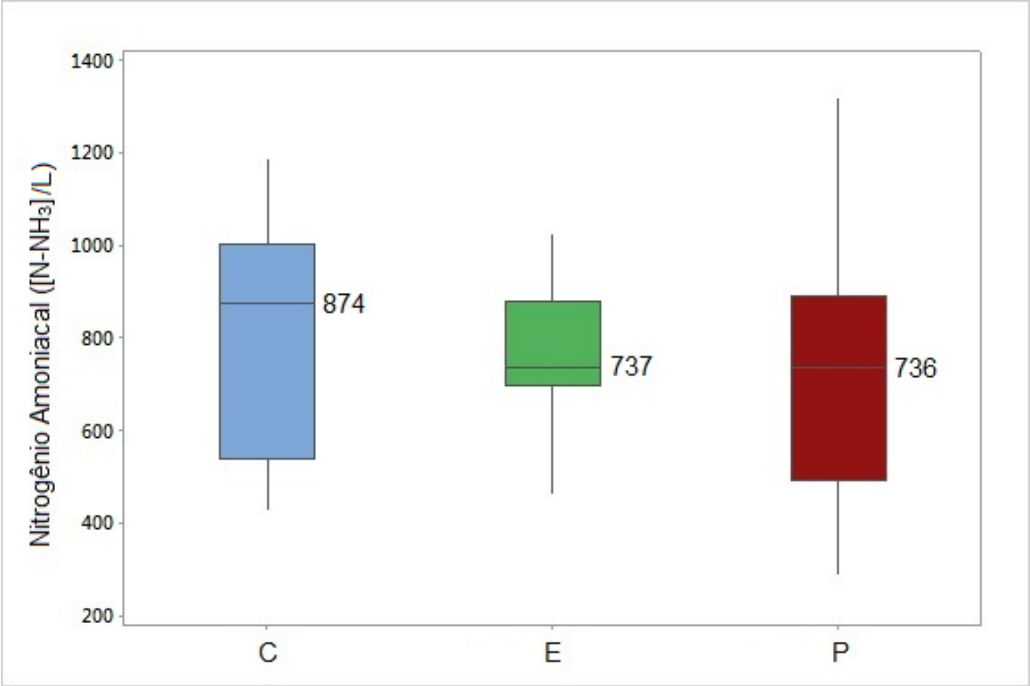


Figura 51: Gráfico boxplot sem outliers do nitrogênio amoniacal considerando os valores médios das células C, E e P.

O nitrogênio amoniacal é liberado da massa de resíduo principalmente por decomposição de proteínas. O único mecanismo pelo qual a concentração de nitrogênio amoniacal pode diminuir durante a decomposição da matéria orgânica é a lixiviação porque não há mecanismo para sua degradação em condições metanogênicas (KJELDSEN et al., 2002). Durante as fases acetogênicas, ocorre a degradação biológica dos aminoácidos e outros compostos nitrogenados que podem colaborar para concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal (EDUARDO, 2007).

De acordo com a Figura 50 e a Tabela 19, os valores de concentração de nitrogênio amoniacal variaram entre 261 mg/L e 1901 mg/L.Muitos estudos relatam concentrações de nitrogênio amoniacal na faixa de 500 a 2000 mg/L, e nenhuma tendência decrescente na concentração com o tempo (KJELDSEN et al., 2002).

Segundo Pohland e Harper (1986), a fase ácida apresenta uma variação de concentração de nitrogênio amoniacal entre 2 mg/L e 1.030 mg/L. Os valores médios observados na Tabela 21 estão dentro dessa variação.

Outro estudo com aterro experimental em Belo Horizonte realizado por Catapreta (2008) mostrou uma variação entre 400 mg/L e 2150 mg/L e com média de 1466 mg/L durante a fase ácida. Já Costa e Silva (2014) observou que a concentração de nitrogênio

amoniacal tende a elevar com o tempo durante o monitoramento de célula com RSD em 800 dias, com variação entre 12 mg/L e 1.639 mg/L e média de 351,2 mg/L.

Em um estudo de 50 aterros alemães, as concentrações de amônia não mostraram uma diminuição significativa, mesmo 30 anos após o encerramento do aterro (Krumpelbeck e Ehrig, 1999 apud Kjeldsen, 2002). Ehrig (1988) citado por Kjeldsen (2002) relata que não há mudanças significativas nas concentrações de amônia da fase ácida a metanogênica e que o valor médio é de 740 mg/L. Os valores médios para as células estão próximo a esse valor conforme o observado na Tabela 20.

5.4.6. Turbidez

A turbidez permite avaliar os sólidos suspensospresente no lixiviado. A Figura 52 mostra a variação da turbidez durante o período experimento.A Tabela 21 mostra os valores médio, máximo e mínimo da turbidez, em NTU. A Tabela 22 mostra dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) para comparação entre elas com os valores médio, da mediana, máximo e mínimo e a Figura 53 mostra a distribuição dos dados no gráfico *boxplot*.

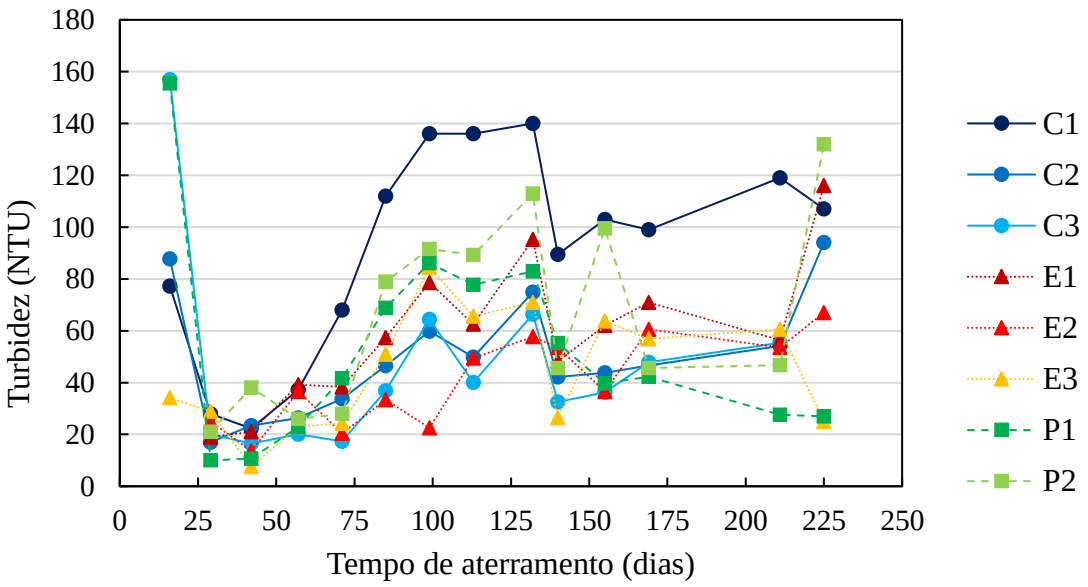


Figura 52: Variação da turbidez ao longo do experimento por 223 dias.

Tabela 21: valores médio, máximo e mínimo da turbidez, em NTU, para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	91,0	50	47,0	58,9	40,8	44,5	53,5	65,8
Máximo	140	94	157	116	67	84,5	155,5	132
Mínimo	22,3	17	16,5	19	13,6	7,6	10	21

Tabela 22: valores médios, da mediana máximo e mínimo da turbidez, em NTU, da média das células (C, E e P).

Valor	C	E	P
Médio	56,4	47	55,7
Mediana	61,7	50,7	50,5
Máximo	85,4	74,7	98
Mínimo	20,5	21,2	15,5

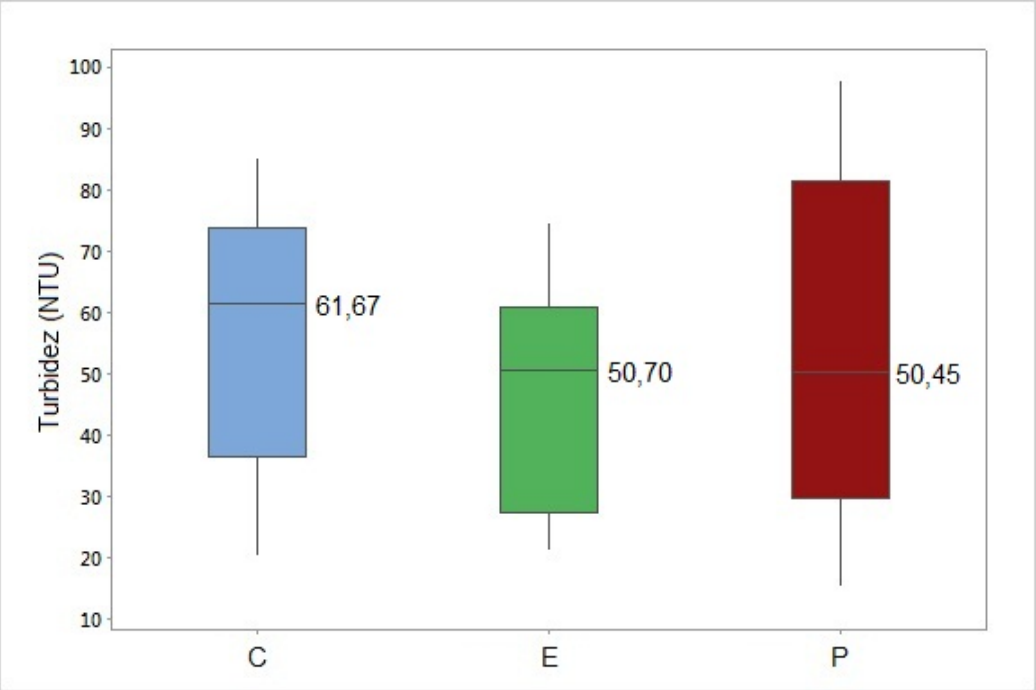


Figura 53: Gráfico boxplot sem outliers da turbidez considerando os valores médios das células C, E e P.

Uma vez que o volume de precipitação foi o mesmo em todas as células durante o monitoramento e o RSD foi homogeneizado antes de ser disposto no confinamento, o comportamento apresentado pela turbidez, ao longo do tempo, parece ser decorrente da heterogeneidade dos resíduos no interior das células. Os resultados mostram uma variação, na

primeira coleta os valores variam entre 34 – 155 NTU, enquanto da segunda coleta, os valores foram entre 21 - 29 NTU. Essas variações bruscas ocorrem durante todo o experimento.

Outro estudo com célula experimental realizada por Carlos e Silva (2014) mostrou uma queda gradativa da turbidez com o tempo de aterramento em que levou em consideração o avanço da degradação dos resíduos sólidos causando o fechamento dos poros, e como consequência, ocasiona a passagem de menores quantidades de sólidos suspensos para o lixiviado. Deve-se ressaltar que ele monitorou a célula por 800 dias.Esse fato não foi observado no presente trabalho, provavelmente devido ao menor período de monitoramento.

De acordo com a Tabela 21, verificou-se que os valores médios variam entre 40,8 – 91,0 NTU. Os valores máximos entre 67 – 155,5 NTU e o mínimos, entre 10 – 22,3 NTU. A célula P1 obteve maior valor máximo (155,5 NTU) referente à primeira coleta, enquanto que a célula C1 obteve 140 NTU na coleta nº 9.

5.4.7.Cloreto

Esse parâmetro permite avaliar a evolução dos processos de degradação dos resíduos.

A Figura 54 mostra a variação com tempo de monitoramento para a concentração de cloreto com tempo de aterramento. A distribuição dos dados está apresentada no gráfico *boxplot* ilustrado na Figura 55 para comparação entre as células. A Tabela 23 mostra os valores médio, máximo e mínimo, em mg/L para cada célula e a Tabela 24 mostra dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os valores médio, mediana, máximo e mínimo para comparação entre as células.

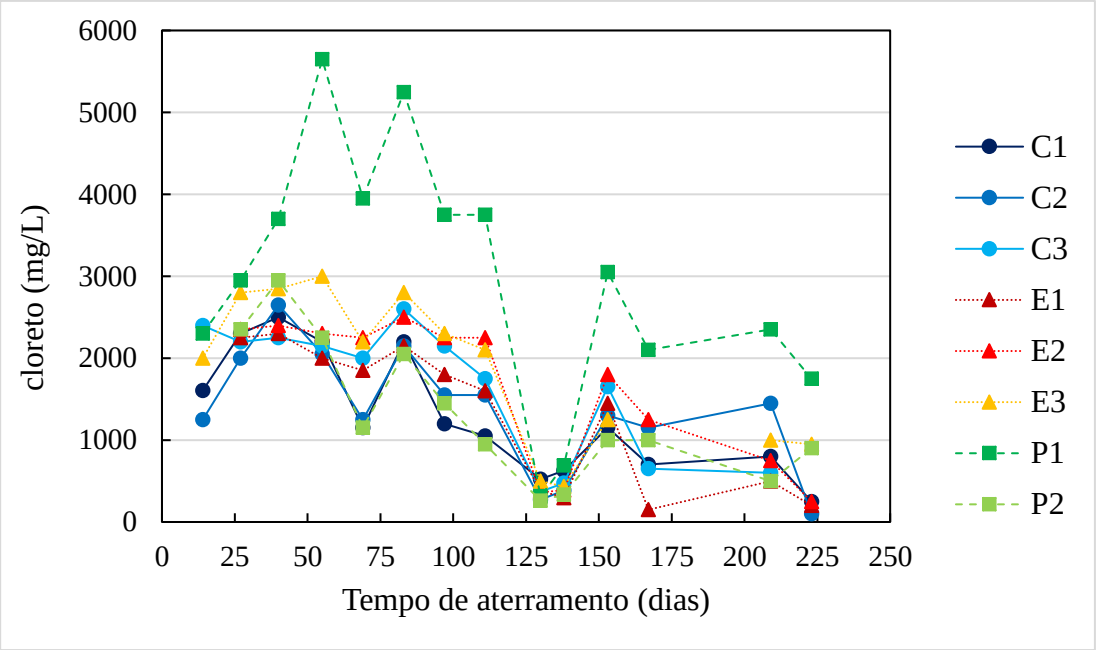


Figura 54: Variação da concentração de cloreto ao longo do experimento por 223 dias.

Tabela 23: valores médio, máximo e mínimo da concentração de cloreto, em mg/L, para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	1303	1364	1634	1301	1623	1859	2967	1319
Máximo	2499	2649	2599	2299	2499	2999	5648	2949
Mínimo	250	100	370	150	250	433	312	261

Tabela 24: valores médios, da mediana, máximo e mínimo da concentração de cloreto, em mg/L, da média das células (C, E e P).

Valor	**C**	**E**	**P**
Médio	1470	1563	1963
Mediana	1466	1982	2324
Máximo	2466	2499	2974
Mínimo	388	372	286

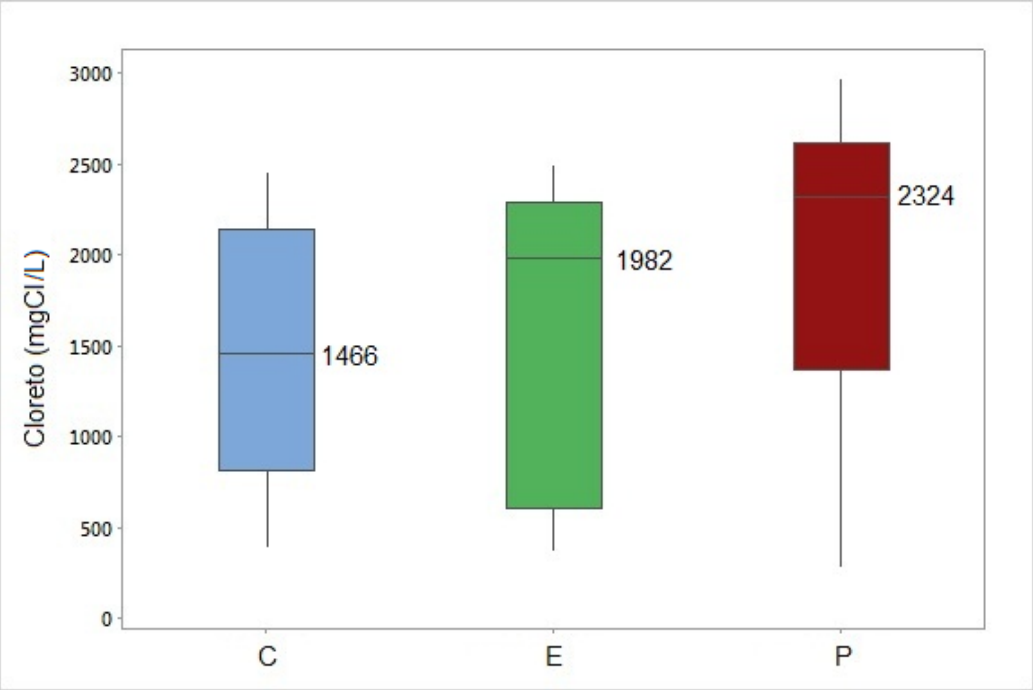


Figura 55: Gráfico boxplot sem outliers do cloreto considerando os valores médios das células C, E e P.

Observando a Figura 54, é possível ver nitidamente que a maioriados resultados apresentam a tendência de reduzir com o tempo. Inicialmente, os valores foram elevados (entre 950 – 5648 mg/L), mas decresceram bruscamente no 130° dia (entre 261 – 689 mg/L) seguida da elevação e variações longo do tempo de aterramento. A célula P1 obteve as maiores concentrações de cloreto (média de 2967 mg/L, máximo de 5648 mg/L e mínimo de 312 mg/L).

O cloreto é um contaminante conservador, ou seja, ele não é degradado como a matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal, mas as suas concentrações podem ser aumentadas ao longo do tempo (EL-FADEL *et al.*, 2002). Isso é corroborado por Pohland e Harper (1986,) que relatam que a concentração de cloreto varia dentro da mesma faixa (30 mg/L a 5.000 mg/L) durante todas as fases de degradação dos resíduos sólidos no aterro.

De acordo com a Tabela 23, a concentração de cloreto ficou entre 100 mg/L e 5.648 mg/L dentro dos valores citados por Pohland e Harper (1986). As concentrações mais baixas foram correspondentes as últimas coletas.

De acordo com Lima (2017), que realizou um estudo em três aterros sanitários, situados no Rio de Janeiro, apresentaram uma variação entre 1521 mg/L a 4715 mg/l de cloreto. Os aterros monitorados foram os aterros de Gericinó, Aterro Metropolitano de Gramachoe Seropédica em que as concentrações variam entre 1521 mg/L a 2718 mg/L, 3398

mg/L a 4321 mg/L e 4289 a 4715 mg/L, respectivamente. Esses valores confirmam a faixa citada por Pohland e Harper (1986). Logo, nesse trabalho, os lixiviados gerados a partir das células experimentais estão dentro da faixa desses aterros.

Estudos com aterro experimental mostraram as seguintes variações de concentração de cloreto:Catapreta (2008) obteve os valores da concentração de cloreto na fase ácida entre 20 mg/L e 3.181 mg/L com média de 892 mg/L. Já Carlos e Silva (2014) obteve uma variação entre 5 mg/L e 1.000 mg/L em 200 dias de aterramento. El Fadel (2002) obteve, no período de 180 dias de aterramento, variações entre 2.500 mg/L e 5.000 mg /L. Rafizul e Alamgir (2012), obteve, em um período de 200 dias de monitoramento de lisímetros, uma variação entre 970 mg/L e 3.572 mg/L de concentração de cloreto.

Rafizul e Alamgir (2012), nos primeiros 100 dias de monitoramento, observou uma redução na concentração de cloreto devido a alta taxa de produção de lixiviado que pode ter diluído o cloreto (EHRIG, 1983).

No entanto, vale ressaltar que os estudos citados foram utilizados células experimentais com escalas maiores, com capacidade 749 kg a 2 toneladas de resíduos, que as usadas nesse trabalho. Isso pode explicar a tendência de redução de cloretos com o tempo devido a uma diminuição de degradação da matéria orgânica, apesar que isso não foi evidenciado nos outros parâmetros.

5.4.8. Alcalinidade

A alcalinidade pode comprovar a presença de bicarbonatos e carbonatos através da transformação da matéria orgânica em CO_2 e é proveniente da atividade anaeróbia no aterro (GIORDANO et al., 2011).

A Figura 56 mostra as variaçõesda concentração de alcalinidade com o tempo. A distribuição dos dados está apresentada no gráfico *boxplot* ilustrado na Figura 57.A Tabela 25 mostra os valores médio, máximo e mínimo da concentração de alcalinidade, em mg/L, para cada célula e a Tabela 26 mostra dos dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os valores da média, mediana, máximo e mínimo para comparação entre as células.

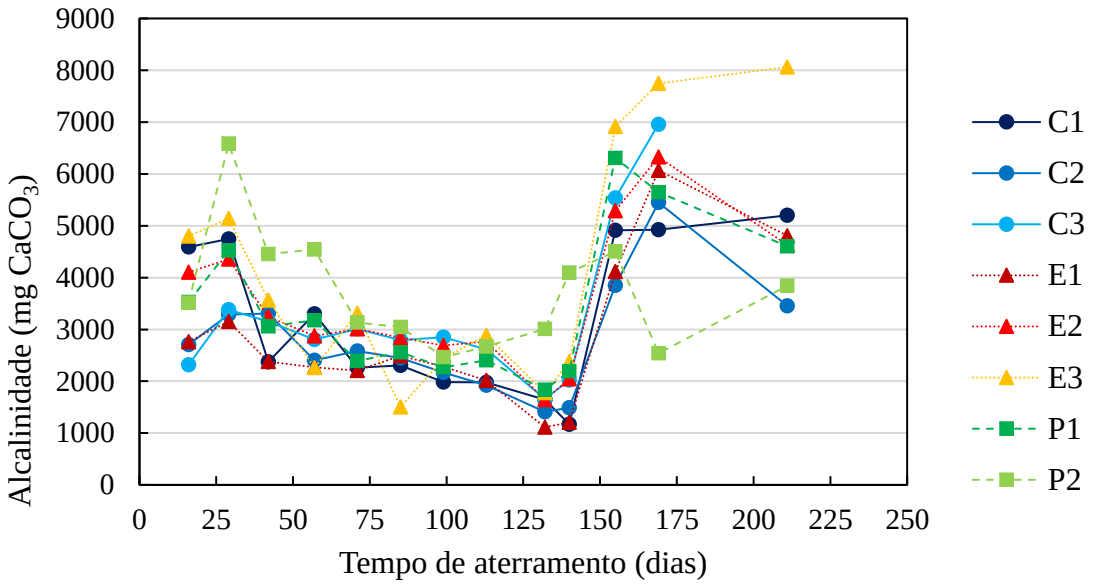


Figura 56: Variação da concentração de alcalinidade ao longo do experimento por 223dias.

Tabela 25: Valores médio, máximo e mínimo da concentração de alcalinidade, em mg/L, para cada célula.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	3184	2631	3298	2836	3524	4061	3202	3724
Máximo	5201	5449	6959	6070	6326	8063	6309	6583
Mínimo	1171	357	1657	1112	1643	1500	327	2463

Tabela 26: Dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os valores da média, mediana, máximo e mínimo da concentração de alcalinidade, em mg/L para comparação entre as células.

Valor	C	E	P
média	2814,5	3147,7	3519,3
mediana	2728	2699	3334
máximo	4112,7	5439,7	5551,5
mínimo	1560,3	1511,7	2365,5

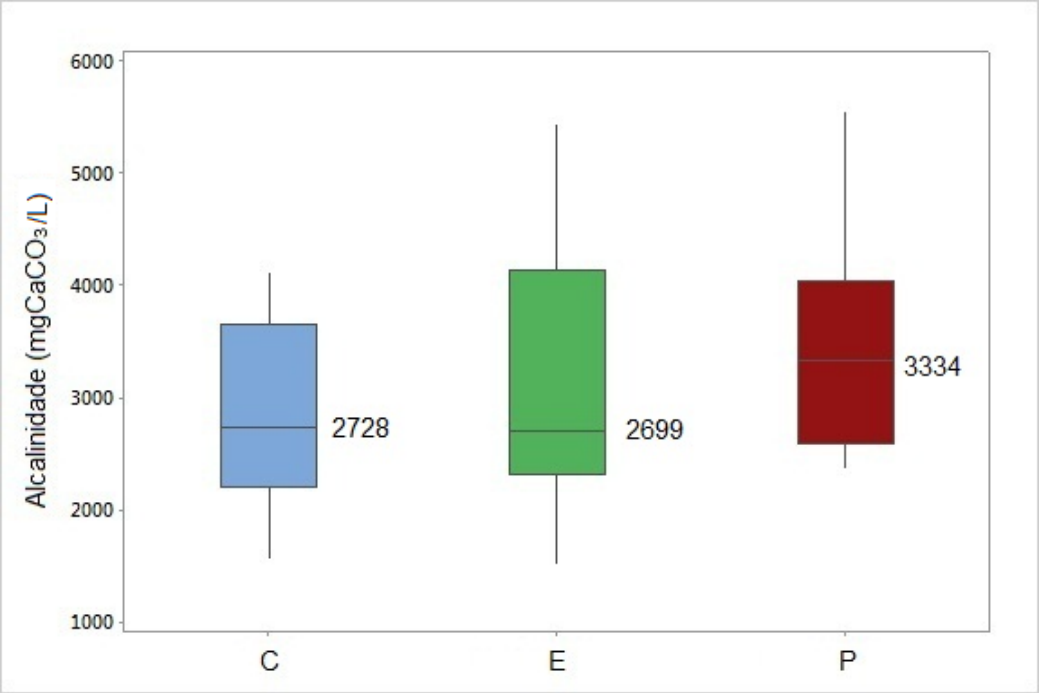


Figura 57: Gráfico boxplot sem outliers da alcalinidade considerando os valores médios das células C, E e P.

Incialmente, observando a Figura 56, ocorre a queda gradual na concentração da alcalinidade ao longo de 139 dias. A partir do 140º dia, apresentou a tendência para elevação da concentração que pode ser devido à degradação anaeróbia (MORAVIA et al., 2011).

De acordo com Tabela 25, a concentração de alcalinidade variou ente 327 mg/L e 8.063 mg/L. A célula E3 apresentou o valor mais elevado (8.063 mg/L) na última coleta. Os dados estão dentro dos valores encontrados na literatura citado por Pohland e Harper (1986), os quais afirmam que a concentração de alcalinidade varia entre 140 mg/L e 9.650 mg/L na fase ácida de degradação da massa de resíduos no interior do aterro.

Outro estudo com aterro experimental realizado por Catapreta (2008), obteve concentração de alcalinidade elevada na ordem de 10.000 mg $CaCO_3$/L no início do monitoramento. Já Rafizul e Alamgir (2012), também obtiveram alcalinidade elevada de 10.000 mg $CaCO_3$/L no início do experimento.

5.4.9. Condutividade

A condutividade permite avaliar a presença de substâncias inorgânicas dissolvidas no lixiviado. A Figura 58 mostra a variação da condutividade ao longo do estudo.A Tabela 27 mostra os valores médio, máximo e mínimo para a condutividade, em mS/cm, para cada célula. A Tabela 28 mostra os dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os

valores da média, da mediana, máximo e mínimo para comparação entre as células e a Figura 59 mostra a distribuição dos dados em gráfico *boxplot*.

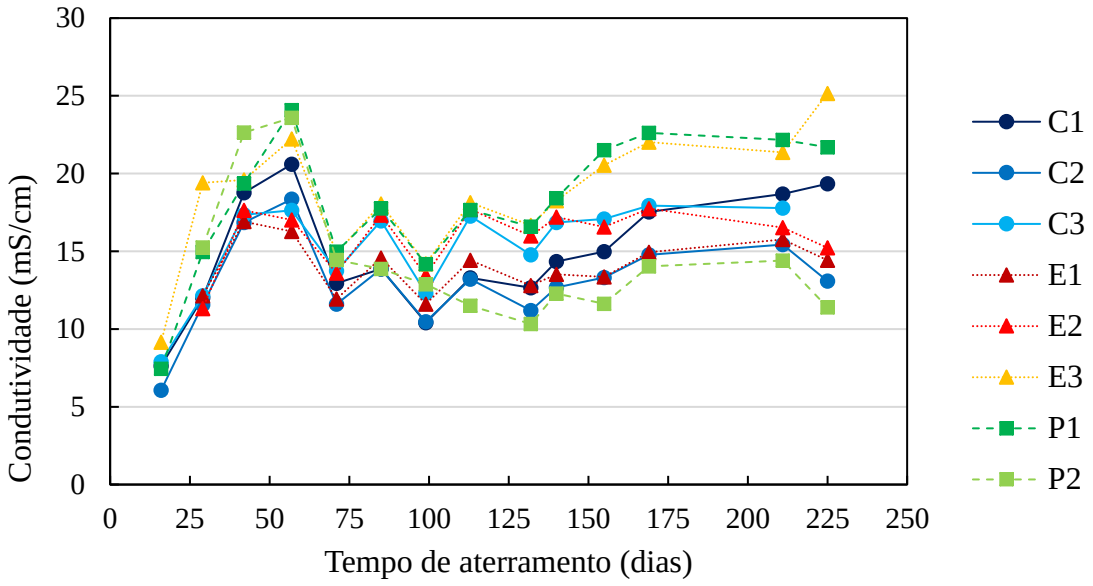


Figura 58: Variação da concentração de cloreto ao longo do experimento por 223 dias.

Tabela 27: valores médio, máximo e mínimo da condutividade para cada célula, em mS/cm.

Valor	C1	C2	C3	E1	E2	E3	P1	P2
Médio	14,80	13,04	15,4	14,05	15,95	18,55	18,10	14,48
Máximo	20,60	18,35	17,94	16,91	17,75	25,16	24,09	23,59
Mínimo	10,42	6,07	7,91	11,61	11,31	9,16	7,44	10,33

Tabela 28: Dados estatísticos da média das células (C, E e P) com os valores da média, mediana, máximo e mínimo da condutividade, em mS/cm.

Valor	C	E	P
média	14,4	16,1	15,4
mediana	13,9	16,8	15,4
máximo	18,2	18,3	18,4
mínimo	9	10,9	11,3

.

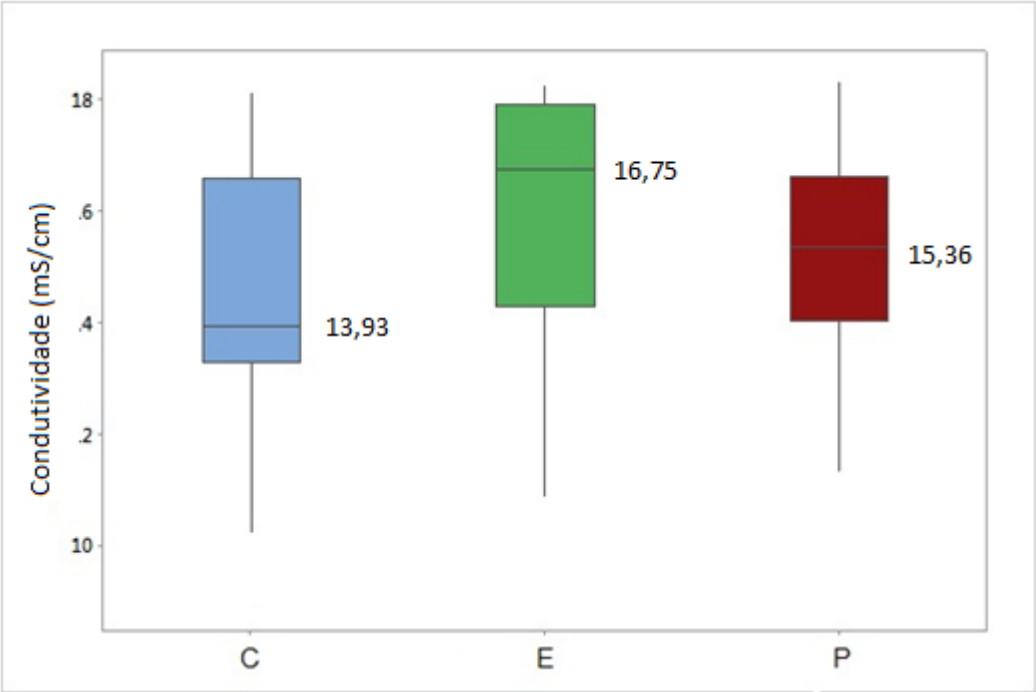


Figura 59: Gráfico boxplot sem outliers da condutividade considerando os valores médios das células C, E e P.

Pela Figura 58, é possível verificar que da mesma maneira que os outros parâmetros, houve variação da condutividade com o tempo, mas com uma tendência para uma certa estabilidade, diferente do que ocorreu com o cloreto. A Tabela 27 mostra que os valores de condutividade variaram entre 7,4 e 25 mS/cm que mostra a presença de sólidos no lixiviado.

Segundo estudo de Costa e Silva (2014) que correlacionou a condutividade com o tempo de aterramento, verificou a tendência de elevação com o tempo. Enquanto que, Rafizul e Alamgir (2012) observaram que a condutividade diminui com o período de aterramento. Esses fatos não foram presenciados nesse trabalho.

5.4.10 Considerações a respeito das características físico-químicas dos lixiviados gerados nas células

Em geral, todas as células apresentaram valores que estão dentro do esperado e correspondem aos dados relatados para fase ácida de degradação segundo Pohland e Harper (1986).

Comparando-se com outros trabalhos da literatura que construíram células experimentais, os dados do presente trabalho apresentaram maior variabilidade dos resultados

com o tempo, provavelmente, devido ao menor período de confinamento dos resíduos no presente trabalho.

Observando os estudos citados que trabalharam com células experimentais, houve monitoramento por aproximadamente 800 dias, o que pode ter favorecido um melhor acompanhamento das mudanças de etapas de degradação dos resíduos sólidos, que na maior parte dos casos ocorreu em torno de 300 a 400 dias de confinamento.

No caso desse estudo, só possível acompanhar a fase ácida que ainda estava em estabilização da degradação da matéria orgânica.

5.4.11. Comparação entre as células – Análise estatística

Foi visto no item anterior, os gráficos com os dados dos parâmetros para cada célula se distribuem de maneira assimétrica dificultando a comparação entre as células. Então, para compará-las, foram encontrados os valores de p, da média das células (C, E e P), pela aplicação do teste estatístico de Mann-Whitney que estão na Tabela 29.

Tabela 29: Resultados (valores de p) dos testes de Mann-Whitney dos parâmetros absorbância em 254nm, alcalinidade, cloreto, condutividade, DQO, nitrogênio amoniacal, pH e turbidez analisados para os novos valores de C, E, e P.

Parâmetro	Amostra	Valor de p	Significado
Absorbância em 254nm	C e E	0,5057	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,7503	Não apresenta diferença significativa
	E e P	0,6645	Não apresenta diferença significativa
Alcalinidade ($mgCaCO_3/L$)	C e E	0,7075	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,1939	Não apresenta diferença significativa
	E e P	0,4025	Não apresenta diferença significativa
Cloreto(mgCl/L)	C e E	0,7583	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,1008	Não apresenta diferença significativa
	E e P	0,1824	Não apresenta diferença significativa
Condutividade (mS/cm)	C e E	0,4887	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,5727	Não apresenta diferença significativa

	E e P	0,0820	Não apresenta diferença significativa
DQO (mgO_2/L)	C e E	0,0464	Apresenta diferença significativa
	C e P	0,0001	Apresenta diferença significativa
	E e P	0,0001	Apresenta diferença significativa
Nitrogênio Amoniacal ($mg[N\text{-}NH_3]/L$)	C e E	0,5727	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,5338	Não apresenta diferença significativa
	E e P	0,8375	Não apresenta diferença significativa
pH	C e E	0,4304	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,0786	Não apresenta diferença significativa
	E e P	0,0639	Não apresenta diferença significativa
Turbidez (NTU)	C e E	0,2382	Não apresenta diferença significativa
	C e P	0,9591	Não apresenta diferença significativa
	E e P	0,5050	Não apresenta diferença significativa

Os resultados dos valores de p não apresentaram significância (p maiores que 0,5) para a maioria dos parâmetros ao comparar as células. Logo, é possível afirmar que os rejeitos adicionados nas células não influenciaram nas características dos lixiviados gerados na codisposição.

O rejeito do evaporador, apesar de em menor quantidade, apresenta elevado teor de matéria orgânica, enquanto que o rejeito oriundo do tratamento com cal apresenta elevado teor de $CaCO_3$, o que pode torná-lo mais inerte (GIORDANO et al., 2011).

Pelos parâmetros avaliados, apenas a DQO e o COT apresentaram diferenças, de acordo com a análise estatística realizada. O rejeito do tratamento de cal codisposto com RSD gerou um lixiviado com menor concentração de DQO e COT que o controle, por outro lado, o rejeito do evaporador codisposto com RSD gerou lixiviado com maior concentração do que o controle. Porém, deve-se considerar que os resíduos no interior das células são heterogêneos e o processo de degradação ainda é muito ativo já que o período de monitoramento foi de 223 dias, portanto, este comportamento é relativo a esse período de operação das células.

5.5. Características microbiológicas dos lixiviados

As análises microbianas do lixiviado de aterro mostram a presença de microrganismos patogênicos, como espécies pertencentes aos gêneros *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Salmonella*, *Serratia*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Staphylococcus* (EFUNTOYE *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2011). A Tabela 30 mostra os valores médio, máximo e mínimo obtidos nas células experimentais das populações de coliformes totais e *Escherichia coli* em um período de 60 dias. A Tabela 31 mostra os valores da média das células (C, E e P) com valores médio, máximo e mínimo das populações de coliformes totais e *Escherichia coli* em 60 dias.

Tabela 30: Média das populações de coliformes totais e Escherichia coli no líquido lixiviado para cada célula experimental em 60 dias de confinamentos, em NMP /100 mL.

Célula	**Coliformes totais**			***Escherichia coli***		
Valor	Médio	Máximo	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo
C1	$5,7\times 10^4$	$2,3\times10^5$	zero	zero	zero	zero
C2	$1,25\times10^5$	$5,0\times10^5$	zero	zero	zero	zero
C3	$1,8\times10^5$	$7,0\times10^5$	zero	$1,3\times10^5$	$5,0\times10^5$	zero
E1	zero	zero	zero	zero	zero	zero
E2	$5,9\times10^2$	$2,2\times10^3$	zero	$5,5\times10^2$	$2,2\times10^3$	zero
E3	$1,7\times10^4$	$7,0\times10^4$	zero	$1,7\times10$	70	zero
P1	$2,3\times10^5$	$1,3\times10^6$	zero	$3,3\times10^5$	$1,3\times10^6$	zero
P2	$7,5\times10^2$	$3,0\times10^3$	zero	$7,5\times10^2$	$3,0\times10^3$	zero

Tabela 31: Média das populações de coliformes totais e Escherichia coli no líquido lixiviado da média das células experimentais (C, E e P) em 60 dias de confinamentos, em NMP /100 mL.

Média das Células	**Coliformes Totais**			***Escherichia coli***		
Valor	Médio	Máximo	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo
C	$1,2\times10^5$	$4,8\times10^5$	zero	$4,3\times10^4$	$1,7\times10^5$	zero
E	$5,9\times10^3$	$2,4\times10^4$	zero	$2,4\times10^2$	$7,6\times10^2$	zero
P	$1,2\times10^5$	$6,5\times10^5$	zero	$1,7\times10^5$	$6,5\times10^5$	zero

De acordo com a Tabela 30, a população de coliformes totais e *E.Coli* variaram de zero a $1,3\times10^6$ NMP/100mL. Porém, a célula E1 não apresentou crescimento dessas populações microbianas. Observando a Tabela 31, as células com rejeito do evaporador (E)

apresentaram uma menor densidade para essas populações de microrganismos. Enquanto que nas células com rejeito primário (P), a densidade foi maior. Apesar de o rejeito do evaporador apresentar menor porcentagem de inorgânicos (64,19 %) que o rejeito do tratamento primário (87,59 %), a sua composição possui substâncias que podem inibir o crescimento dos microrganismos.

Segundo Pohland e Harper (1986), na fase ácida ocorre o crescimento de coliformes totais na ordem de 10^5 NMP/100 mL, o que se coadunam com os resultados obtidos neste experimento. Porém, ao longo dos primeiros 30 dias houve um decaimento rápido das populações de microrganismos, não sendo mais detectados esses indicadores de poluição fecal a partir da quinta coleta (60 dias). É notório salientar que esse comportamento das populações microbianas foi similar em todas as células.

Um estudo realizado por Cussiol (2005) com célula experimental com RSD mostrou uma média de coliformes totais de $1,38 \times 10^2$ NMP/100 mL e um máximo na ordem de 10^3 em período de aterramento de 110 dias. Outro experimento com células experimentais, realizado por Quintaes (2013), foi observado uma média de coliformes totais de $3,9x10^4$ NMP/100 mL e máximo de $8,0x10^5$ NMP/100 mL, e para *E.Coli* , uma média $2,7x10^4$ NMP/100 mLe máximo de $5,0x10^5$ NMP/100 mL ao longo de 810 dias de monitoramento. Em ambos os estudos, houve o crescimento dos microrganismos tanto na primeira coleta quanto na última, opondo-se aos resultados encontrados nesse trabalho.

De acordo com Mata-Alvarez (2002), a composição do lixiviado gerado varia ao longo das fases e refletem qual processo microbiológico está acontecendo no aterro. Além disso, Cussiol (2005) descreve que os resíduos quando estão “frescos” apresentam ambiente favorável para o crescimento dos microrganismos devido à alta disponibilidade de matéria orgânica.

Segundo Grisey (2010), coliformes totais e *Escherichia coli* são capazes de se desenvolver em lixiviado de aterro. De fato, a detecção desses microrganismos nos lixiviados de aterro pode ser explicada pela presença de fezes humanas e animais, papéis para fins sanitários, alimentos, fraldas descartáveis, absorventes, dentre outros. No entanto, os resultados obtidos neste experimento não se compatibilizam com as fases de degradação microbiana da matéria orgânica dentro de um aterro pois não houve mais o crescimento desses microrganismos a partir do 60º dia.

Nesse estudo, é possível que a permanência do pH ácido na massa de resíduos tenha interferido no crescimento bacteriano, que se mostra ideal, para os coliformes totais e *E. coli*,

próximo à neutralidade. Tal resultado pode ser atribuído à baixa capacidade de os microrganismos patogênicos competirem com os demais presentes no lixiviado do resíduo domiciliar, possivelmente, microrganismos não cultiváveis, como as arqueas. Há que se considerar também a dificuldade de sobrevida dessas bactérias às condições adversas do lixiviado, tais como, pH incompatível, presença de metais pesados e outras.

6. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos no estudo é possível concluir:

-Os valores dos parâmetros variaram muito com o tempo de aterramento. O esperado seria que as concentrações decaíssem gradualmente de acordo com a decomposição da matéria orgânica. Pode-se levar em consideração a diferença na composição do RSD em cada célula que faz com o processo de composição varie em cada célula e que período de monitoramento foi inferior aos estudos encontrados na literatura. Vale ressaltar que as células permaneceram na fase ácida durante todo o estudo;

- Apesar dos valores dos parâmetros obtidos apresentarem uma variação ao longo do tempo aterramento, os resultados estão compatíveis com o previsto na literatura;

- A composição dos rejeitos de tratamento primário e do evaporador apresentaram maior porcentagem de compostos inorgânicos, o que era esperado já que foram provenientes de processos de tratamento de lixiviado os quais concentram mais substâncias inorgânicas. No caso na precipitação com cal, a finalidade é a redução de DQO, e no rejeito do evaporador, ocorre maior concentração de inorgânicos devido aos compostos orgânicos voláteis.
- A análise estatística mostrou que não houve diferenças significativas para a maior parte dos parâmetros avaliados dos lixiviados gerados pelos tipos de células, com exceção da DQO e COT. Vale ressaltar queo período de aterramento foi de 223 dias, seria necessário um tempo maior de monitoramento para observar as características do lixiviado, além disso, as células permaneceram confinadas em um espaço coberto e sem adição de resíduos e rejeitos diariamente como ocorre nos aterros sanitários, o que pode ter afetado a operação das células;

- O comportamento biológico atípico no primeiro mês de aterramento pode ser devido à adaptação dos microrganismos às condições do RSD e a anaerobiose se instalou como consequência da degradação da matéria orgânica, favorecendo o crescimento das bactérias anaeróbias estritas (não identificadas na metodologia empregada), bem como a presença de microrganismos cultiváveis. Não foi observado diferença de comportamento entre as células de controle (C), as células com rejeitos de tratamento primário (P) e com rejeito do evaporador (E).

- Para aterros de pequeno porte, o processo de evaporação seria ideal já que reduz o volume de lixiviado em torno de 93% (sabendo que o aterro trata 15 m^3/ dia e gera 1 m^3 /dia de rejeito

concentrado) e que o rejeito gerado tem pouca influência no processo de decomposição da matéria orgânica que compõe a massa de resíduos do aterro.

- Sugestão para trabalhos futuros:

- Projetar células com maior escala e com mais tempo de aterramento e adição de resíduos periodicamente. De maneira que fiquem a céu aberto, para observar com mais detalhes o processo de degradação, as características dos lixiviados e a influência dos rejeitos;
- Projetar teste de bancada para analisar a quantidade de rejeitos que poderia causar algum impacto sobre os lixiviados produzidos em células experimentais usando tempo de aterramento superior ao desse seguinte trabalho.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFAIA, R.G.S.M; COSTA, A.M; CAMPOS.J. C. **Municipal solid waste in Brazil: A review.** Waste Management &Research,Vol. 35(12) 1195 –1209, 2017.

ALMEIDA, R.; CAMPOS, J.C. **Utilização De Nanofiltração e Osmose Inversa no Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Congresso de Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, sessãoIII-312, publicado em 03/10/ 2017.

ABRELPE- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NORMA BRASILEIRA (NBR) 15849 – Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro, 2010.

_____. NBR 10004: Classificação dos resíduos sólidos. Rio de janeiro, 2004.

_____. NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de janeiro, 1997.

_____. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros de resíduos sanitários sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

AMOKRANE. A; COMEL, C.; VERON, J. **Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation.**Water Res 31:2775–2782, 1997.

ATKINS, P. W. e DE PAULA, J. Físico-química, 8ª ed., Rio de Janeiro, LTC, vol.1, 2008.

BAHÉ, J. M. **Estudo da Evaporação de Lixiviados de Aterros Sanitários como Alternativa Tecnológica de Tratamento: Testes em Bancada.**Tese (Doutorado em Meio Ambiente), Universidade Federal de Pernambuco, p.43, 2008.

BACELAR, H.A.M. **Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por Meio de Evaporação Forçada**.Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil).COPPE/UFRJ, p.30, 2010.

BIDONE, F.R.A. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS**, edição 2, Blucher, p.29 – 32 e 37, 2017.

BIDONE, F. R. A. & POVINELLI, J. **Conceitos Básico de Resíduos Sólidos.**São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE, 1999.

BILGILIM.S; DEMIRA; ÖZKAYA.B**. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid waste.** Journal Hazard Mater 143:177–183, 2007..

BRASIL. Lei Federal nº 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos,03 de agosto de 2010. Altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da União]. Presidência da República, Brasil, 2010.

_____. Lei Federal nº 11.445- Política Nacional do Saneamento Básico, de 5 de janeiro de 2007.Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Presidência da República, Brasil, 2007.

CARDILLO, L. **Os processos de tratamento de efluentes**. Revista Limpeza Pública. No 62. p. 26 e 27, 2006.

CARLEIAL, L. M. F; CRUZ, B.O. (Coord.).**Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos Para a Gestão dos Resíduos Sólidos**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada(IPEA), p.26, 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/estudo_do_ipea_253.pdf>. Acesso em: 20/02/18.

CARVALHO, D.F; SILVA, L.D.B. **Hidrologia Básica**, capítulo 4: precipitação(UFRRJ), 2006. Disponível em: <http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/HIDRO-Cap4-PPT.pdf >. Acesso em: 13/02/2018.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade de Minas Gerais, p. 220-238, 2008.

CEÇEN.F, AKTAS.O.**Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater, Environ**.Eng.Sci.21, p.303-312, 2004.

CETESB. **Aterro sanitário**, SP, 2018. Disponível em:<http://cetesb.sp.gov.br/biogas/aterro-sanitario/>. Acesso em: 12/02/2018.

CICLUS, RJ, 2018. Disponível em:<http://www.ciclusambiental.com.br/ciclus_ctr.php>. Acesso em:12/02/2018.

CHIAN, E. S. K.; DEWALLE, F. B. **Sanitary landfill leachates and their treatment**. Journal Environ.Eng. Div., p.411-431, 1976.

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de coberturaintermediárias e finaisnadegradação de resíduossólidosurbanos e nageração de lixiviados**. Dissertação (MestradoemSaneamento, MeioAmbiente e RecursosHídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p. 160, 2005.

COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana. **Caracterização Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares Coletados pela Comlurb no Município do Rio De Janeiro**, 2016.

CONAMA- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO n° 430, de 11 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente, 2011.

COSTA E SILVA, C.A.M. **Avaliação Comparativa Dos Potenciais Poluidores De Lixiviados De Resíduos Sólidos Domiciliares e de Resíduos Sólidos de Serviço de Saúde Dispostos em Células Experimentais.** Tese (em Processos Químicos e Bioquímicos), Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ,p.112-145, 2014.

CUSSIOL, N.A.M. **Disposição final de resíduos potencialmente infectantes**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, p.152, 2005.

D'ALMEIDA, M. L. O. & VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. Capítulo VI: Tratamento de Efluentes Líquidos de Aterros Sanitários. 2ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, p.302, 2000.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**, v. 2, ABES, Rio de Janeiro, 1993.

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT – DoE. **Landfill Design, Construction and Operational Practice.**Waste Management Paper 26B.London, HMSO,1995.

ECYCLE. **Diferença de rejeitos e resíduos**, 2013- Disponível em: <https://www.ecycle.com.br/component/content/article/35-atitude/1499-voce-sabe-a-diferenca-entre-residuo-solido-e-rejeito.html>. Acesso em: 17/02/2018.

ECKENFELDER JR, W. W**. Industrial water pollution control**, Mc Graw-Hill Bok Company, 1989.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho**, RJ. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - UERJ – Rio de Janeiro, p.79, 2007.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. **Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content.** Waste Management 22, p. 269–282, 2002.

EFUNTOYE, M. O.; BAKARE, A. A.; SOWUNMI, A. A.**African Journal of Microbiology Research**, v. 523, p.3994-3997, 2011.

EHRIG, H. J. **Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate**.Waste Management & Research 1, p.53-68, 1983.

FERNANDES.P.F., OLIVEIRA A.P.N., D. HOTZA.D. **Reciclagem do Lodo da Estação de Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Revestimentos Cerâmicos**. Parte 1: Ensaios Laboratoriais, Santa Catarina, Revista Cerâmica Industrial, 2003.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p.176, 2003.

GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O.; CARVALHO, R.J. **Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: COAMB, FEN, UERJ. Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 41, p.78, 2011.

GOMES, L. P. (coordenadora). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB – tema III, edital V. Rio de Janeiro, 2009.

GRISEY, E.; BELLE, E.; DAT, J; MUDRY, J.; ALEYA, L.**Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater and landfill leachate through coupling bacterial enumeration with tracer tests.**Desalination, v.261, p. 162–168, 2010.

INEA –Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro, RJ. Norma Técnica 202 R-10 – Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos.

INMET- Instituto Nacional de Meteorologia, 2017. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>. Acesso em:

4 /05/2017.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Projeção da população do Brasil e das unidades da federação**, 2018a. Disponível em:

<https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_territ_area.shtm>. Acesso em: 20/02/18.

_____.**Área territorial Brasileira**, 2018b. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_territ_area.shtm>.Acesso em: 20/02/18.

_____.**Estimativas da população residente nos municípios brasileiros**, com data de referência de 1 de julho de 2015. Acesso em 20/02/18.

ISLU - Índice de Sustentabilidade de Limpeza Urbana para os municípios brasileiros, 2017. Disponível em:

<https://www.selur.com.br/wordpress/wpcontent/uploads/2017/08/ISLU_2EDICAO_2017.pdf>. Acesso em: 20/02/18.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A.**Tratamento de Esgotos Domésticos**. Edição 3, ABES, cap.3, 1995.

Kihel, E.J. **Fertilizantes Orgânicos**. Ed.Agronômica Ceres LTDA .S.P, 1985.

LEDAKOWICZ, S; KACZAREK, K.**Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solid waste.** Appropriate Environmental and Solid Waste Management and Technologies for Developing Countries, vol. 2, Istanbul, Turkey: 1139-1146, 2002.

LIMA, L.S.M.S. **Quantificação e Remoção de Substâncias Húmicas em Lixiviados Provenientes de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese (Doutorado em Processos Químicos e Bioquímicos), Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, p.59-65, 2017.

LIEHR, S. K.; KOZUB D. D.; RASH J. K.; SLOOP G. M.; DOLL, B., RUBIN, A. R.; HOUSE, C. H.; HAWES, S.; BURKS, D. **Constructed Wetlands Treatment of High Nitrogen Landfill Leachate.**WaterEnvironmentResearch Foundation, Final Report, 2000.

MACIEL, F. J**. Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**, PE. Recife: UFPE, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.27, 2003.

MANNARINO C.F.; FERREIRA J.A.; GANDOLLA. M. **Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia,** DOI: 10.1590/S1413-41522016146475, 2015.

EMBRAPA.**Manual de Métodos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimentos**. Secretaria de Defesa Agropecuária, Coordenação Geral de Apoios Laboratorial. DF, 2013.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanizationoftheorganicfractionof municipal solidwaste**. 2nd ed., Iswa Publishing, 323p., 2002.

MIERZWA, J.C. & HESPANHOL, I. **Água na Indústria: uso racional e reuso**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

MORAVIA, W. G**. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de Processo oxidativo avançado Conjugado com sistema de separação por membranas**.Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária *e* Ambiental), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

J. WISZNIOWSKI·D. ROBERT·J. SURMACZ-GORSKA· K. MIKSCH·J.V. WEBER– **Landfill leachate treatment methods: A review**. Environ Chem Lett 4: 51–61, 2006.

RAFIZUL, I.M.; ALAMGIR, M. **Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied**. Waste Management doi:10.1016/j.wasman.01.020. 2012.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials, v.150, p.468–493, 2008.

RENOU.S, POULAIN.S, GIUVALDAN.J.G, MOULIN.P. **Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis**. Jornal of Membrana Science 313(9-22), 2008.

SELUR – SINDICATO DAS EMPRESAS DE LIMPEZA URBANA**. Três anos após a regulamentação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS): Seus gargalos e superações,** 2014. Disponível em: http://www.selur.com.br/wordpress/wp-content/uploads/2014/08/ Estudo_Selur_2014-final.pdf. Acesso em: 20/02/18.

SENG, B., HIRAYAMA, K., KATAYAMA-HIRAYAMA, K., OCHIAI, S., KANEKO, H. **Scenario analysis of the benefit of municipal organic-waste composting over landfill, Cambodia.** Journal of Environmental Management, v.114, p. 216-224, 2013.

SOUTO, G. A. B., POVINELLI J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**, 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG, Brasil, 2007.

SPONZA DT, AĞDAĞ ON.**Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors**. Process Biochem 39:2157–2165, 2004.

TALALA. J.I.A. **Impact of concentrated leachate recirculation on effectiveness of leachate treatment by reverse osmosis**. Journal Ecological Engineering 85 p. 185–192, 2015.

TCHOBANOGLOUS, G., KEITH, F.**Handbook of Solid Waste Management** (ed.2), 2002.

TELLES.C.**Processos Combinados Para O Tratamento De Lixiviado De Aterro Sanitário**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química. COPPE/UFRJ, RJ, p.10, 2010.

SILVA, F. M. S - Avaliação Do Método De Precipitação Química Associado Ao Stripping De Amônia No Tratamento Do Lixiviado Do Aterro Da Muribeca-PE. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade de Pernambuco, p.72, 2008.

VAN ELK, A.G.H.P. **Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: Redução de emissões na disposição final**, IBAM, Rio de Janeiro, p.13-24, 2007.

VIANNA, L. Comunicação pessoal.Engenheiro responsável pelo evaporador no aterro de Seropédica.

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; PANAROTTO, C. T. **Monitoramento de aterros sustentáveis para municípios de pequeno porte.** In: Armando Borges de Castilhos Junior. (Org.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: RiMaEditora, 2003.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. U.S.** Environmental Protection Agency Report N°EPA/600/286/073, U.S.A. 1986.

PMGIRS- Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade do Rio de Janeiro, 71 p., 2016.

QUEIROZ.Comunicação pessoal. Responsável técnico da CICLUS dados do aterro de Seropédica, RJ, 2018.

QUINTTAES, B.R. **Estudo bacteriológico em aterro experimental: avaliação da codisposição de resíduos sólidos domiciliares e de resíduos sólidos de serviço de saúde**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos- Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, p.120, 2013.

ZHANG, D., VAHALA, R., WANG, Y., SMETS, B.F. **Microbes in biological processes for municipal landfillleachatetreatment: Community, functionandinteraction**. InternationalBiodeterioration&Biodegradation 113 (88 – 96), 2016.

ZHANG, W., YUE, B., WANG, Q., HUANG, Z., HUANG, Q., ZHANG, Z. **Bacterial community composition and abundance in leachate of semi-aerobic and anaerobic.**Journal of Environmental Sciences., v. 23, p. 1770–1777, 2011.

APÊNDICE

APÊNDICE A– METODOLOGIA DE NITROGÊNIO TOTAL

Companhia Municipal de Limpeza Urbana - COMLURB
Rua Major Ávila, 358 - Tijuca / CEP. 20511-900 Rio de Janeiro / RJ Brasil
Central de Atendimento 1746 - Teleatendimento ao empregado: 3978-9900
www.rio.rj.gov.br/comlurb

Diretoria Técnica e de Logística – DTL

Gerência de Pesquisas Aplicadas – LGP

Divisão de Análises Físico-Químicas – LPF

MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DO TEOR DE NITROGÊNIO TOTAL

FONTE:

- "Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos, Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento - Secretaria de Defesa Agropecuária – Coordenação Geral de Apoio Laboratorial, DF 2013".

- "Standard Methods for the examination of water and wastewater 13 th edition, 1971".

- Clean Water - Methods for chemical analysis of water and wastes 1971, Environmental Protection Agency.

- "Cadernos FEEMA" Série 14/79 - Volume III - Métodos de Análises Físico - Químicas.Equipe Técnica da DILAB.

- Fertilizantes Orgânicos - Kiehl, Edmar José - Editora Agronômica Ceres LTDA. S.P. 1985.

1. Método do ácido salicílico

1.1. Princípio e aplicação

Este método fundamenta-se na amonificação de todas as formas não amoniacais de nitrogênio, seguida da destilação alcalina da amônia, que é recebida em solução de ácido

bórico. O borato de amônio formado é titulado com solução ácida padronizada. Não se aplica a produtos líquidos.

1. 2. Equipamento

Conjunto macro digestor e destilador tipo Kjeldahl, equipados com reguladores de potência.

1. 3. Reagentes e soluções

a) Ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado, p.a.(código: A07)

b) Solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) aproximadamente 0,25 $molL^{-1}$:

- Preparo: transferir 14 mL de ácido sulfúrico concentrado para balão volumétrico de 1L contendo aproximadamente 800 mL de água. Esfriar e completar o volume com água. Homogeneizar e padronizar.

c) Sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4.5H_2O$), p.a. (código: S07)

e) Sulfato de potássio (K_2SO_4) (código: S14)

f) Ácido salicílico ($C_7H_6O_3$), p.a. (código A-14)

g) Solução de tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3.5H_2O$) (código: T04)

- Preparo: Dissolver em água 80 g de $Na_2S_2O_3.5H_2O$ e completar a 1 litro com água.

h) Solução de hidróxido de Potássio (KOH) (código:) 500gL^{-1} (50%)

- Preparo: Dissolver em água 500g de KOH e completar a 1 litro com água.

h) Solução de hidróxido de sódio (NaOH) (código: H04) 1gL^{-1}.

- Preparo: Dissolver em água 1g de NaOH e completar a 250 mL com água.

i) Zinco em pó (pó fino, impalpável). (código: Z01)

j) Zinco granulado, 8 mesh, p.a.

k) Indicador verde de bromocresol 1 gL^{-1}: pesar 0,25 g de verde de bromocresol, triturar em almofariz com 7-8 mL de solução aquosa de NaOH 4 gL^{-1}, transferir para um balão volumétrico de 250 mL e completar o volume com água.

l) Indicador vermelho de metila 1 gL^{-1}:

- Preparo: dissolver 0,1 g de vermelho de metila em álcool etílico e transferir para um balão volumétrico de 100 mL. Completar o volume com álcool etílico.

m) Mistura de indicadores:

- Preparo: misturar 1 volume da solução de vermelho de metila 1 gL^{-1} e 10 volumes da solução de verde de bromocresol 1 gL^{-1}.

n) Ácido bórico (H_3BO_3) (código: A07), 40 gL^{-1} com indicadores:

- Preparo: pesar 40 g de H_3BO_3p.a. e dissolver em água morna. Esfriar e transferir para um balão volumétrico de 1 litro. Acrescentar 20 mL da mistura de indicadores, completar o volume com água e homogeneizar.

o) Carbonato de sódio (Na_2CO_3), (código: C04) p.a.,

- Preparo: padrão primário, secado a 270 – 300 ºC até peso constante (cerca de 2 horas) e conservado em dessecador.

p) Indicador alaranjado de metila 1 gL^{-1}:

- Preparo: dissolver 0,1 g de alaranjado de metila em água e completar o volume a 100 mL.

1.4. Padronização:

Padronização das soluções de H_2SO_4 0,25 $molL^{-1}$

a) Pesar uma massa (G) de 0,5 g de Na_2CO_3 com precisão de 0,1 mg e transferir para erlenmeyer de 250 – 300 mL. Adicionar 50 – 70 mL de água, agitar com cuidado até a completa dissolução do sal e adicionar 4 a 5 gotas da solução de alaranjado de metila.

b) Transferir a solução de ácido para uma bureta de 25 ou 50 mL e titular a solução do erlenmeyer até esta começar a apresentar variação de cor.

c) Ferver suavemente a solução do erlenmeyer por 2 minutos (para eliminação do CO_2), esfriar em água corrente até a temperatura ambiente e prosseguir a titulação até a solução apresentar a coloração levemente avermelhada, diferenciada da coloração de uma solução de referência preparada com 80mL de água fervida e a mesma quantidade em gotas do indicador.

d) Anotar o volume gasto. Repetir mais duas vezes e calcular a concentração pela expressão abaixo, utilizando as massas pesadas de carbonato de sódio. Fazer a média das concentrações encontradas.

$$M_{(H_2SO_4)} = 10 \times \left[\frac{G.P}{105,988.\ V} \right]$$

M = concentração da solução ácida em $molL^{-1}$;

V = volume da solução ácida gasto na titulação, em mL;

P = pureza do reagente padrão carbonato de sódio (Na_2CO_3) utilizado, em porcentagem em massa;

G = massa exata de carbonato de sódio (Na_2CO_3) que foi pesada, em g.

Observações:

1. A padronização destas soluções pode ser feita contra outros reagentes padrões.

2. Na análise de amostras com baixo teor de nitrogênio, soluções padronizadas mais diluídas de H_2SO_4 poderão ser utilizadas.

1.5 Extração e digestão

a) Pesar uma quantidade da amostra (G) de 1,5g, com precisão de 0,1 mg, e transferir para um balão Kjeldahl de 800 mL. Preparar em Becker a solução de 40mL de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) com 2 g de ácido salicílico ($C_7H_6O_3$). Essa solução recém preparada deverá ser adicionada ao balão. Agitar para misturar perfeitamente. Deixar por, pelo menos, 30 minutos, agitando a intervalos (no mínimo 3 vezes) . Conduzir, em paralelo, uma prova em branco.

Obs.: O balão Kjeldahl deve estar seco. Não usar água para arrastar partículas da amostra que porventura fiquem aderidas ao gargalo;

b) Acrescentar 5 g de Tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3.5H_2O$), agitar, esperar 5 minutos. Aquecer moderadamente os frascos por 15 minutos até cessar a espuma (borbulhamento). Deixar esfriar até não mais desprender vapores.

Obs.: Para facilitar a queda de temperatura coloque uma tela de amianto entre a manta de aquecimento e o frasco;

c) Adicionar 1 g de Sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4.5H_2O$) e mais 15 g de Sulfato de potássio anidro (K_2SO_4) ou 15 g de Sulfato de sódio anidro (Na_2SO_4) em pó, e levar à ebulição até a solução tornar-se clara (em torno de 1 hora e 30min). Assim que verificar a mudança na coloração da solução, continuar o aquecimento por mais 30 minutos.

d) Esfriar, juntar 200 mL de água, homogeneizar e esperar esfriar novamente. Adicionar 25 mL da solução de tiossulfato de sódio ($Na_2S_2O_3.5H_2O$) ou sulfeto de potássio (K_2S) e misturar.

1.6 Destilação e cálculo

a) Acoplar ao destilador um erlenmeyer de 300-500 mL contendo 50 mL da solução de ácido bórico a 40 gL^{-1} com a mistura de indicadores. Aponta do condensador deverá estar mergulhada nesta solução.

b) Acrescentar 3-4 grânulos de zinco, inclinar o frasco Kjeldahl e adicionar 140 mL da solução de KOH 500 gL^{-1}. Junto com os grânulos de zinco, acrescentar, também, pérolas de vidro para homogeneizar o processo de ebulição.

c) Ligar imediatamente o frasco Kjeldahl ao conjunto de destilação, abrir a passagem de água nos condensadores.

Obs: Caso a temperatura interior da capela esteja muito fria haverá refluxo da solução indicadora para o frasco Kjeldahl, consequentemente, todo o trabalho será perdido, desta maneira, observar o comportamento da solução e não fechar a porta da capela. Se o refluxo estiver forte, não ligar o sistema de exaustão.

d) Misturar o conteúdo, imprimindo rotações ao frasco Kjeldahl e aquecer para destilar, recebendo, no mínimo,150 mL de destilado no erlenmeyer com a solução de ácido bórico. Retirar o frasco quando o volume no frasco atingir 200ml.

Obs.: a solução interna do frasco coletor estará inicialmente com a coloração lilás-marrom e após o recebimento da amônia a solução passará a ter coloração azul;

e) Retirar o erlenmeyer com a solução assim que atingir os 200ml, lavar a ponta do condensador

Obs: Deve - se primeiro retirar o erlenmeyer do sistema de destilação e depois desligar o aquecimento para evitar o refluxo.

f) Titular com a solução ácida padronizada de H_2SO_4. Anotar o volume (V_a) e titular a prova em branco (V_b).

g) Calcular o teor de nitrogênio na amostra pela expressão:

$N_{(\% m/m)} = \frac{2,8014 \times M (V-V_b)}{G}$, usando-se H_2SO_4 0,25 $molL^{-1}$,

M = concentração da solução ácida padronizada, em molL-1.

V = volume da solução ácida gasto na titulação da amostra, em mL.

Vb = volume da solução ácida gasto na titulação da prova em branco, em mL.

G = massa inicial da amostra, em g (=~1,5g).

Obs: O resultado final da concentração de nitrogênio na amostra deverá ser corrigido com o fator de inertes, sendo assim, a concentração de nitrogênio final será:

➔ **N(% m/m) x F(inertes)**

1.7 Cuidados Especiais

a) Proceder às adições de acido sulfúrico cuidadosamente, para evitar reação violenta.

APÊNDICE B – METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DO RESÍDUO MINERAL TOTAL, MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL E CARBONO TOTAL.

Companhia Municipal de Limpeza Urbana - COMLURB
Rua Major Ávila, 358 - Tijuca / CEP. 20511-900 Rio de Janeiro / RJ Brasil
Central de Atendimento 1746 - Teleatendimento ao empregado: 3978-9900
www.rio.rj.gov.br/comlurb

Diretoria Técnica e de Logística – DTL

Gerência de Pesquisas Aplicadas – LGP

Divisão de Análises Físico-Químicas - LPF

MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DO RESÍDUO MINERAL TOTAL

(MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL)

FONTE : "Kiehl, E. J., Fertilizantes Orgânicos, Editora Agronômica Ceres Ltda, SP - 1985"

I) INTRODUÇÃO

Resíduo mineral é designado como cinza ou cinza bruta ou material não volátil ou ainda, resíduo mineral total; esta última denominação "total"indica que ele pode ser desdobrado, por solubilização com ácido clorídrico, em resíduo mineral insolúvel (principalmente sílica) e resíduo mineral solúvel ou cinza útil, que pode conter os nutrientes fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre e mais os micronutrientes.

II) APARELHOS E VIDRARIAS

1) Cadinho de porcelana;

2) Mufla (faixa de temperatura 550 - 600° C);

3) Estufa;

4) Dessecador;

5) Balança analítica.

III) PROCEDIMENTO

a) Incinera-se o cadinho de porcelana na mufla por 10 minutos na faixa de 550 - 600° C de temperatura.

b) A seguir, transfere-se o cadinho para a estufa por 10 minutos a fim de abrandar o calor.

c) Retira-se o cadinho da estufa e coloca-se no dessecador por 45 minutos.

d) Após o tempo mencionado, pesa-se o cadinho e anota-se a tara (até a quarta casa decimal) (P_1).

e) Pesa-se então 2,5 g da amostra seca e moída no cadinho de tara conhecida (P_2).

f) Transferir o cadinho (com a amostra) para a mufla e inicia-se o aquecimento até 600° C.

A amostra deve ser aquecida lentamente para ser queimada sem inflamar, pois, se formar labareda poderá ocorrer perda de material. Chegando-se na temperatura mencionada, permanecer o cadinho na mufla por 4 horas.

OBS: A temperatura nunca deverá ser superior a 600° C.

g) Terminado este período, retira-se o cadinho da mufla e observa-se o aspecto da cinza. Ela deverá ter coloração clara. De preferência, cinza-clara.

OBS: Se a cinza formada tiver substâncias carbonizadas de difícil combustão, deixa-se esfriar e adiciona-se algumas gotas de nitrato de amônia ($NH_4 NO_3$) e evapora-se na estufa. Após, retorna-se o cadinho para a mufla onde deve permanecer por mais 2 horas à 550° C.

h) Após observação das cinzas, leva-se o cadinho para a estufa por 10 minutos a fim de abrandar o calor.

i) Então, leva-se ao dessecador por 45 minutos.

j) Finalmente, pesa-se o cadinho com cinza até a quarta casa decimal (P_3).

IV) CÁLCULO

$$\text{Resíduo Mineral Total (\%)} = P_3 - P_1 \times 40 \times fi$$

onde:

40 = 100/2,5 g de amostra seca

*f*i = fator de inertes (Ver **Método de análise granulométrica**)

- Matéria Orgânica Total (%) - MOT

$$M.O.T.\ (\%) = 100\% - (I\% + RMT\%)$$

onde: I % = percentual de inerte

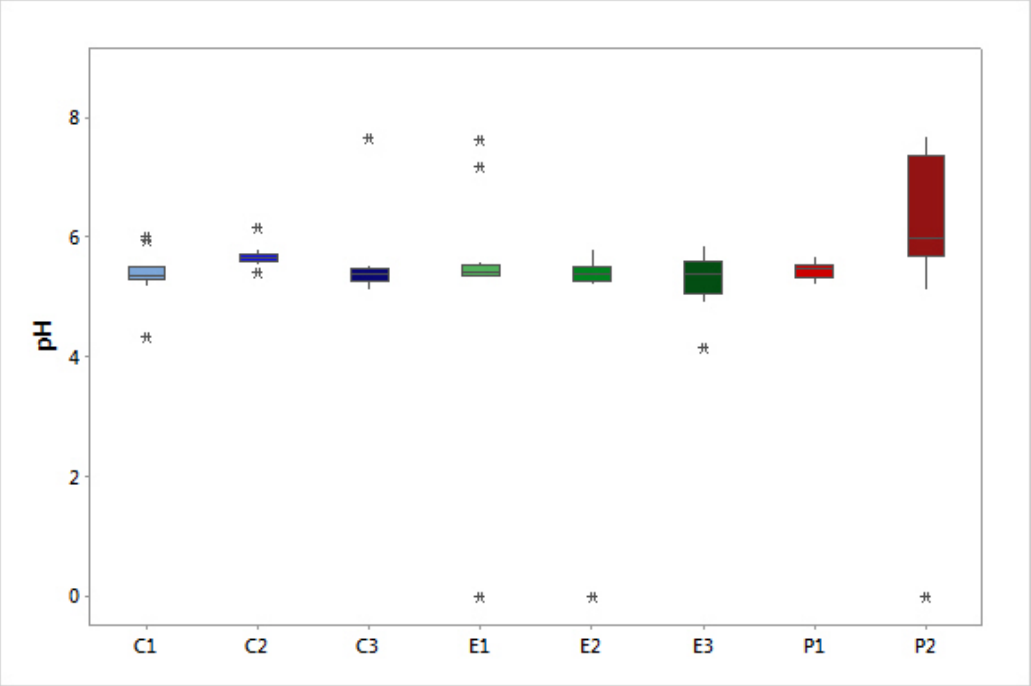
- Carbono Total (%) - C %

$$C\% = \frac{MOT\ (\%)}{1,8}$$

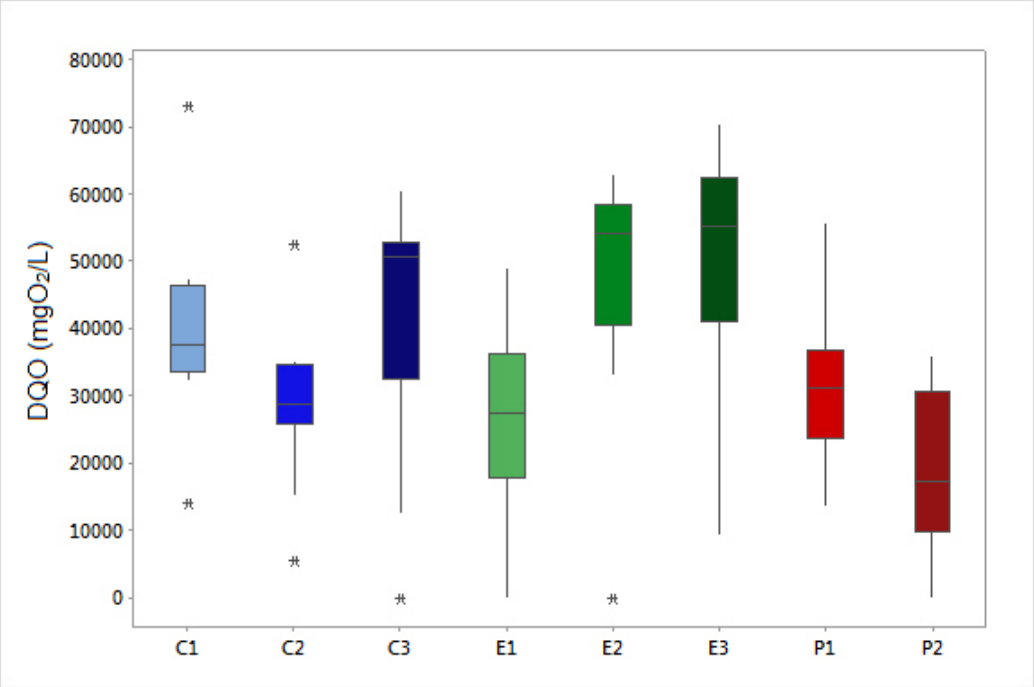
onde: 1,8 = fator adotado para fertilizantes orgânicos

OBS : O % de carbono total é usado para determinar a relação carbono/nitrogênio.

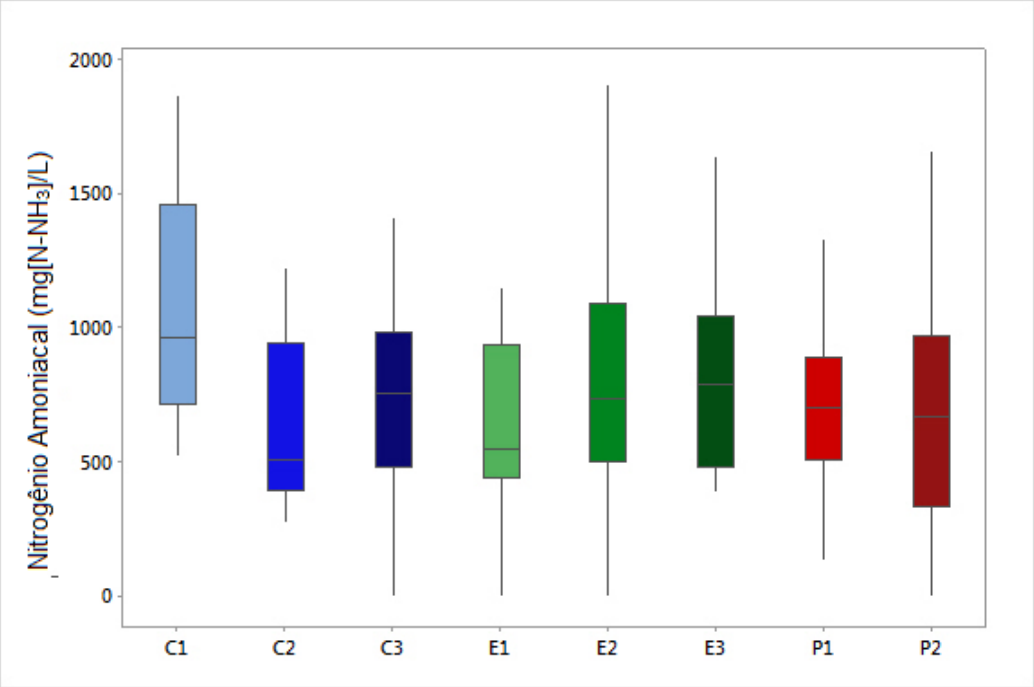
APÊNDICE C – GRÁFICO *BOXPLOT* DO PH COM OUTLIERS



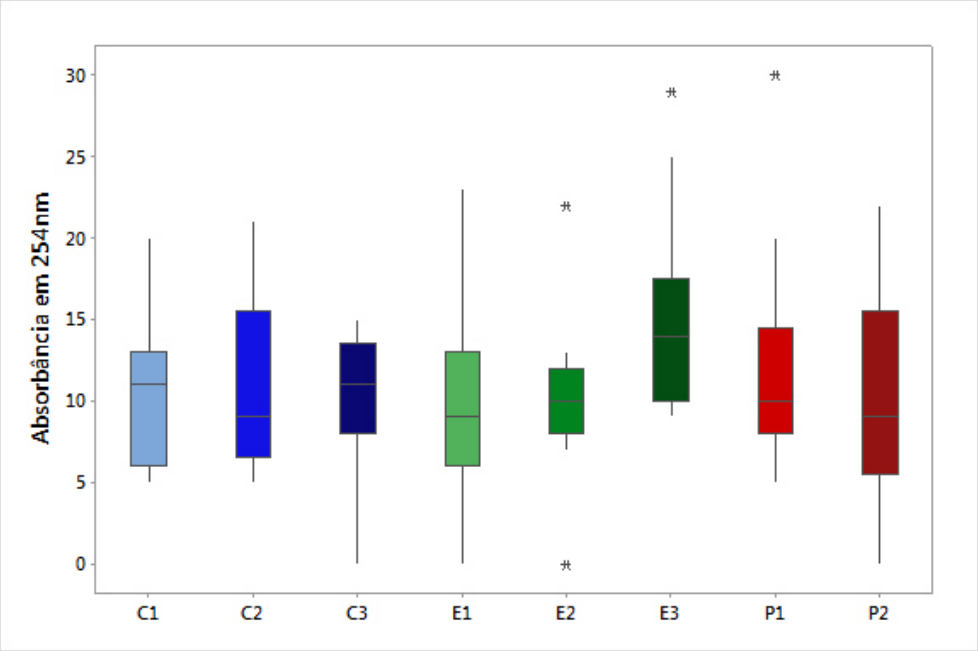
APÊNDICE D - GRÁFICO *BOXPLOT* DA CONCENTRAÇÃO DE DQO COM OUTLIERS



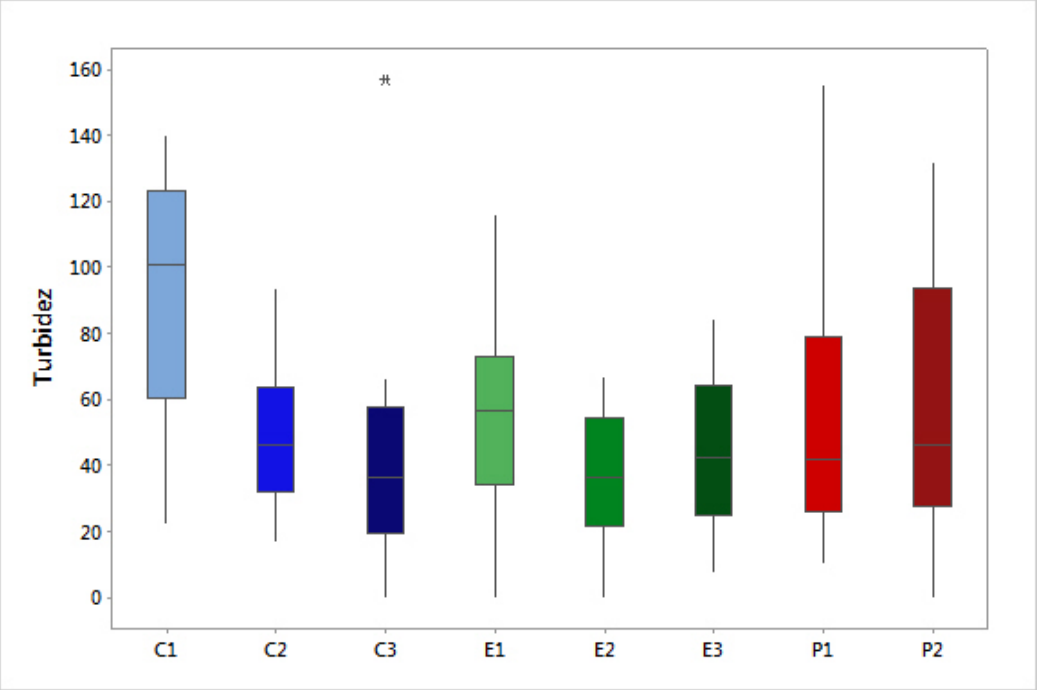
APÊNDICE E - GRÁFICO COM *BOXPLOT* DA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL COM OUTLIERS



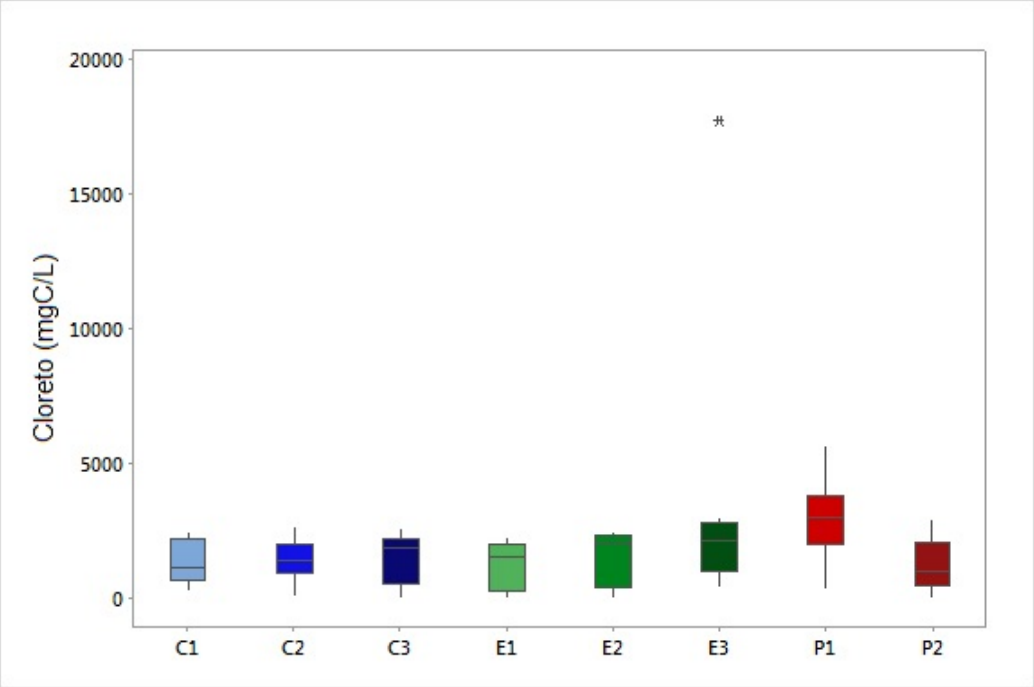
APÊNDICE F – GRÁFICO *BOXPLOT* DA ABSORBÂNCIA EM 254NM COM OUTLIERS



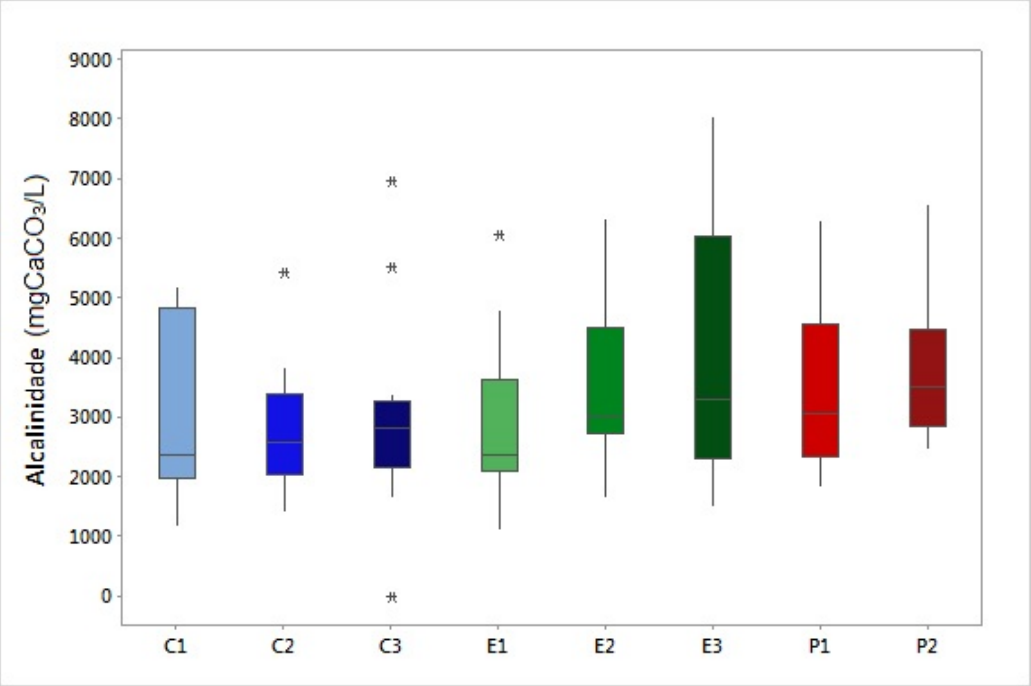
APÊNDICE G– GRÁFICO BOXPLOT DA TURBIDEZ COM OUTLIERS



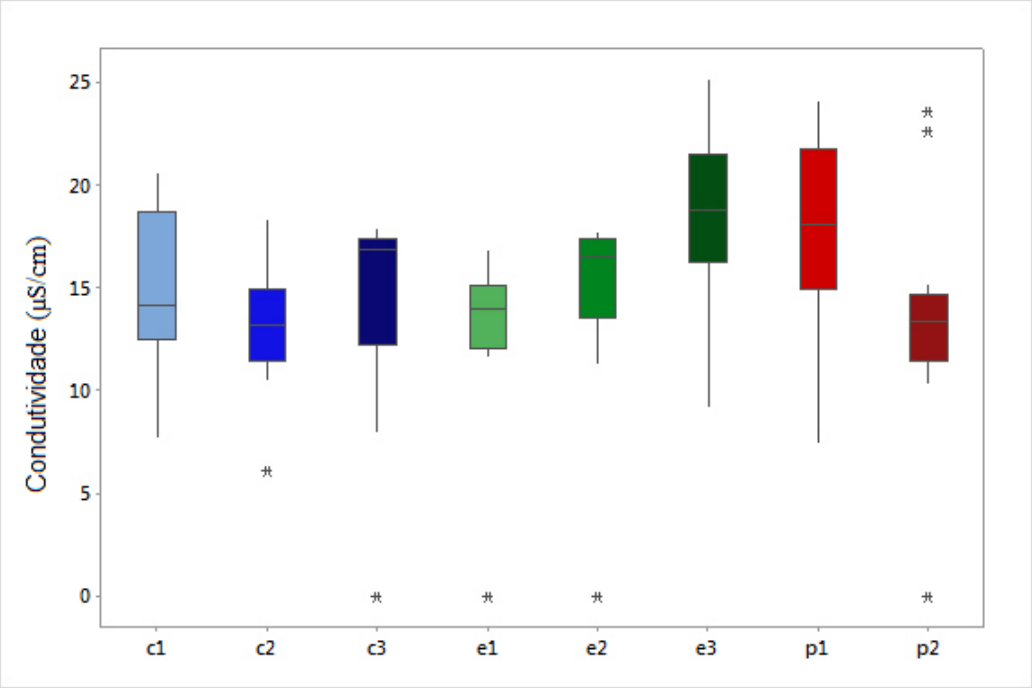
APÊNCICE H-– GRÁFICO *BOXPLOT* DA CONCENTRAÇÃO DE CLORETO COM OUTLIERS



APÊNDICE I– GRÁFICO *BOXPLOT* DA ABSORBÂNCIA EM 254NM COM OUTLIERS



APÊNDICE J- – GRÁFICO *BOXPLOT* DA CONDUTIVIDADE COM OUTLIERS



APÊNDICE L– TABELA APRESENTANDO OS VALORES DO TESTE DE NORMALIDADE SHAPIRO-WILK PARA TODOS OS PARÂMETROS ANALISADOS NO CONTROLE, EVAPORADOR E NO PRIMÁRIO.

Parâmetros	**Valores de p**							
	C_1	**C_2**	**C_3**	**E_1**	**E_2**	**E_3**	**P_1**	**P_2**
Absorbância em 254nm	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100
Alcalinidade ($mgCaCO_3/L$)	0,078	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	0,095	0,076
Cloreto (mgCl/L)	>0,100	>0,100	0,046	0,056	0,024	>0,100	>0,100	>0,100
Condutividade (µS/cm)	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	0,080	>0,100	>0,100	>0,100
DQO (mgO_2/L)	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	0,082	>0,100	>0,100	>0,100
$N_{amoniacal}$ ($mg[N\text{-}NH_3]/L$)	>0,100	0,083	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100
pH	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100
Turbidez	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100	>0,100

APÊNDICE M - RESULTADOS (VALORES DE P) DOS TESTES DE MANN-WHITNEY DOS PARÂMETROS ABSORBÂNCIA EM 254NM, ALCALINIDADE, CLORETO, CONDUTIVIDADE, DQO, NITROGÊNIO AMONIACAL, PH E TURBIDEZ ANALISADOS PARA C_1, C_2, C_3, E_1, E_2, E_3, P_1 E P_2.

Parâmetro	Amostra	Valor de p	Significado
Absorbância em 254nm	C1 e C2	0,9304	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,2568	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,2121	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,6625	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,0775	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,0892	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,9536	Não apresenta diferença significativa
Alcalinidade ($mgCaCO_3/L$)	C1 e C2	0,7950	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,7508	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,3408	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,0606	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,1410	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,8852	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,2602	Não apresenta diferença significativa
Cloreto (mgCl/L)	C1 e C2	0,5725	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,5046	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,2926	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,1503	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,1583	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,7974	Não apresenta diferença significativa

	P1 e P2	0,0882	Não apresenta diferença significativa
Condutividade (µS/cm)	C1 e C2	0,4887	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,5727	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,0649	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,0820	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,0725	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,0710	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,0909	Não apresenta diferença significativa
DQO (mgO_2/L)	C1 e C2	0,0003	Apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,0029	Apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,0001	Apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,0002	Apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,0003	Apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,6236	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,0351	Apresenta diferença significativa
Nitrogênio Amoniacal ($mg[N\text{-}NH_3]/L$)	C1 e C2	0,0935	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,1510	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,0727	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,2592	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,4728	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	1,0000	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,8777	Não apresenta diferença significativa
pH	C1 e C2	0,0701	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,8433	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,0001	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,6458	Não apresenta diferença significativa

	E1 e E3	0,5535	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,7926	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,0813	Não apresenta diferença significativa
Turbidez (NTU)	C1 e C2	0,0603	Não apresenta diferença significativa
	C1 e C3	0,0602	Não apresenta diferença significativa
	C2 e C3	0,0823	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E2	0,0726	Não apresenta diferença significativa
	E1 e E3	0,1662	Não apresenta diferença significativa
	E2 e E3	0,8174	Não apresenta diferença significativa
	P1 e P2	0,1239	Não apresenta diferença significativa