



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS- PPGRN

COMPORTAMENTO BIODEGRADATIVO DO ATERRO
SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB EM FUNÇÃO DOS
SUBPRODUTOS GERADOS

MÁRBARA VILAR DE ARAUJO ALMEIDA

CAMPINA GRANDE/PB

Fevereiro/2020

MÁRBARA VILAR DE ARAUJO ALMEIDA

**COMPORTAMENTO BIODEGRADATIVO DO ATERRO
SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB EM FUNÇÃO DOS
SUBPRODUTOS GERADOS**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos para a obtenção do título de “Doutor em Recursos Naturais”.
Área de concentração: Processos Ambientais.

ORIENTADOR: WILSON FADLO CURI

CO-ORIENTADORA: VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO

CAMPINA GRANDE/PB

2020

MÁRBARA VILAR DE ARAUJO ALMEIDA

**“COMPORTAMENTO BIODEGRADATIVO DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA
GRANDE-PB EM FUNÇÃO DOS SUBPRODUTOS GERADOS.”**

APROVADA EM: 19/12/2019

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Wilson Fadlo Curi
Orientador



Prof.ª Dr.ª Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Segunda orientadora



Prof. Dr. Sérgio Murilo Santos De Araújo
Membro Interno



Prof.ª Dr.ª Vera Lúcia Antunes de Lima
Membro Interno



Prof.ª Dr.ª Libânia da Silva Ribeiro
Membro Externo



Prof. Dr. William de Paiva
Membro Externo

A447c

Almeida, Márbara Vilar de Araujo.

Comportamento biodegradativo do aterro sanitário em Campina Grande - PB em função dos subprodutos gerados. / Márbara Vilar de Araujo Almeida. – Campina Grande, 2020.

154 f.: il.

Tese (Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2020.

"Orientação: Prof. Dr. Wilson Fadlo Curi".

"Coorientação: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

Referências.

1. Aterro sanitário. 2. Biodegradação. 3. Biogás. 4. Lixiviado. I. Curi, Wilson Fadlo. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

Mesmo quando tudo parecer desabar, cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir ou ficar, desistir ou lutar; porque descobri, no caminho incerto da vida, que o mais importante é o decidir.

(Cora Coralina)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, ao meu esposo e a minha filha Lavínnia por estarem sempre ao meu lado, me apoiando incondicionalmente e me encorajando a todo momento. Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer a Deus por ter me amparado durante todo o processo de doutoramento. Passei por momentos muito difíceis em minha vida durante estes quatro anos, mas ele me conduziu durante todo o tempo, me dando força, perseverança, acalmando meu coração e me fazendo acreditar que no final tudo daria certo, que era importante ter paciência e discernimento para conseguir finalizar mais etapa da minha vida. Agradeço por ter feito eu me reestabelecer após um grande período de instabilidade físico-psíquica.

A minha estimada filha Lavínnia, que teve boa parte de sua infância sacrificada para que a mamãe pudesse realizar mais este sonho. E que mesmo tendo apenas 8 anos de idade, sempre foi muito compreensiva em relação aos meus estudos, se comportando direitinho e fazendo pouco barulho para que eu pudesse estudar e me acompanhando em diversas reuniões na universidade desde seus quatro aninhos. Obrigada minha filha amada por toda compreensão e amor que me dedicas todos os dias, por sempre olhar para mim e dizer que vai ficar tudo bem e pelas inúmeras vezes que me abraçasse e me tranquilizasse, onde por muitas vezes as coisas pareciam não ter sentido.

Ao meu esposo Gláucio Almeida por não medir esforços em me ajudar. Por ter encarado comigo esta oportunidade, fazendo com que eu pudesse concluir este doutorado. E que mesmo trabalhando e estudando, sempre tirava um tempinho para me ajudar. Por tentar compreender todos os meus momentos de ausência nas reuniões familiares, pois por muitas vezes, eu também acabava trabalhando aos finais de semana. Por sempre ouvir pacientemente todas as minhas lamentações e sempre procurar me ajudar de alguma forma, me dando força e ânimo para prosseguir.

A minha mãe que me deu todo o suporte necessário para fazer este doutorado, cuidando de nossa casa, assim como, de Lavínnia. Sem o seu apoio, teria sido bem mais difícil.

Ao meu pai por representar uma fonte inesgotável de apoio para mim, estando a todo momento disponível para me auxiliar em tudo o que eu preciso.

A minha irmã, que mesmo morando longe sempre entra em contato e esteve a todo momento perguntando sobre o andamento da tese, e, que por muitas vezes, também sofreu junto comigo.

A família Almeida Silva por todo suporte oferecido a mim e a minha filha. Sempre que precisava estudar um pouco mais, principalmente nos finais de semana, se prontificavam a ficar com ela para que eu pudesse estudar de uma forma mais tranquila. Serei eternamente grata.

Aos amigos e familiares que torceram e oraram por mim.

Ao subgrupo de microbiologia, em especial a Kellianny, Elisa e Lucas, pois nunca mediram esforços para auxiliar não só a mim, como ao nosso subgrupo também. Quando pessoas comprometidas lutam pelos mesmos ideais, o trabalho sai bem melhor.

Ao subgrupo de físico-química pelo auxílio na execução dos ensaios físico-químicos, em especial, a Naiara, Elisa e Luís Antônio, pois sem o auxílio de vocês, seria impossível a realização de tantos ensaios.

Ao subgrupo de automação e de gases por todos os testes realizados.

As amigas que a universidade me deu: Kellianny, Naiara, Elisa, Josi e Libânia por sempre estarem dispostas a me ajudar, perguntando se estava tudo bem, se eu precisava de alguma coisa relacionada à tese e por toda corrente de oração que fizeram. E por muitas vezes compartilhar das mesmas angústias, onde uma procurava fortalecer a outra. Levarei cada uma com muito carinho no meu coração.

A Libânia e a Naiara por todo o apoio que me deram para que eu pudesse retomar a minha tese e assim, poder concluir o meu processo de doutoramento. Em que por muitas vezes, elas abdicaram de suas atividades pessoais para poder me auxiliar. Obrigada por ter pego na minha mão e darem esse suporte enorme.

Aos profissionais da área da saúde que cuidaram de mim durante o ano de 2019: ao meu clínico geral Dr. Gladstone Botto; ao meu neurologista Dr. Brunno Farias; ao meu psiquiatra Dr. Silvio Macedo; ao meu angiologista Dr. André Sacchi e ao meu psicólogo José Valdeci. Vocês foram bem mais além do que a especialidade de cada um. Vocês me aconselharam, ouviram minhas lamentações e angústias, me encorajaram quando eu fraquejei e o melhor, torceram incondicionalmente por mim. Agradeço a Deus por ter colocado estes profissionais em minha vida.

Aos integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) por todo auxílio durante o doutorado, seja nas coletas, nos ensaios, em assuntos relacionados ao laboratório ou ao próprio grupo de pesquisa. Gostaria de agradecer também a Jefferson Honório que durante praticamente dois anos me acompanhou nas coletas de líquidos do aterro.

A minha colega Laíse Nascimento, aluna do Programa de Pós-Graduação de Recursos Naturais, que compartilhou das mesmas angústias e sofrimento para terminar o doutorado, e se manteve em oração junto comigo para que tivéssemos força para conseguir vencer mais esta etapa. Muito obrigada pelas palavras de incentivo e pelas orações.

À empresa ECOSOLO – Gestão Ambiental Ltda., em especial ao engenheiro João Azevedo e aos colaboradores Gláucio, Ricardo, Sandro e Zé Maria pelo auxílio e disponibilidade durante todo o período da pesquisa.

Aos funcionários do LEP Nildinho e Ladjane, pela amizade e pela vontade de sempre querer ajudar ao próximo. Pessoas assim fazem toda a diferença.

A Luís Antônio e ao seu pai, o Sr. Lívio, que não mediram esforços para me ajudar quanto ao aceite do artigo.

Aos motoristas que nos levaram ao Aterro Sanitário de Campina Grande durante todo o período desta pesquisa, que sempre tiveram muita paciência conosco e por muitas vezes também auxiliaram nas coletas, em especial: Flávio, Marco Antônio e Janduí.

Ao técnico Sr. Jardes pertencente ao Laboratório de Engenharia Química, que por muito tempo nos forneceu água destilada, viabilizando assim as análises de laboratório.

A professora Ana Cristina pelas várias ideias que nos deu quanto à pesquisa relacionada a parte de biogás. Infelizmente não tivemos tempo hábil para desenvolver, mas com certeza será desenvolvida posteriormente.

Ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, nas pessoas da secretária Val e do coordenador Mário Eduardo, que sempre estiveram disponíveis para sanar todas as minhas dúvidas.

Ao meu orientador Wilson Fadlo que aceitou me orientar praticamente na metade do meu doutorado, que sempre esteve disponível para me ajudar e sempre foi ao meu encontro em todas as vezes que solicitei orientação. Por todo o seu empenho e também pela sua paciência comigo.

A minha coorientadora Veruschka por todos os ensinamentos repassados, por todas as oportunidades e pela colaboração em mais um trabalho.

Ao professor Márcio Camargo pelas contribuições acadêmicas durante todo o meu doutorado e por sempre compartilhar um pouco do seu conhecimento comigo.

Ao professor William pelo tratamento estatístico dos dados, por sua amizade, pela preocupação em saber se eu estava conseguindo desenvolver o meu trabalho e pelos muitos momentos em que me deu palavras de incentivo.

A professora Vera Lúcia que me acolheu muito bem antes mesmo da minha aprovação no doutorado e pela preocupação quanto ao desenvolvimento do meu trabalho.

A CAPES pelo auxílio financeiro, sem o qual eu não poderia ter concretizado mais este sonho.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho, pois embora seja uma conquista pessoal, é impossível realizar um trabalho desta magnitude sozinha e se consegui concluir, foi graças a ajuda de todas estas pessoas. Gratidão é palavra que traduz tudo que foi vivenciado.

Muito obrigada!

RESUMO

A formação de subprodutos, é uma fase inerente ao processo de biodegradação dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), como resultado da ação de diversos grupos de microrganismos na biodegradabilidade da massa de resíduos. Analisar as características dos subprodutos, lixiviado e gases, é uma forma de se avaliar o comportamento do aterro sanitário como um todo, assim como, apontar possíveis técnicas de tratamento para os subprodutos. Sendo assim, o objetivo desta pesquisa foi analisar o comportamento de um aterro sanitário por meio dos subprodutos gerados no processo de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos. Embora o Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) apresentasse no momento da pesquisa três lagoas de tratamento de lixiviado, estas lagoas estão sujeitas às mesmas condições, recebendo o lixiviado oriundo da Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL₁), justificando assim, a escolha de se caracterizar apenas o lixiviado da primeira lagoa. Para isto, foram realizadas análises do lixiviado por meio dos seguintes parâmetros físico-químicos: pH, Alcalinidade Total (AT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), metais e testes de fitotoxicidade. Os parâmetros foram obtidos para análise do lixiviado gerado nas Células 2, 3 e 4, na Tubulação de entrada da Lagoa 1 de Tratamento de Lixiviado (Tub. LTL₁), para que, desta forma, fosse possível analisar o efluente bruto e na Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL₁) do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), para análise do lixiviado durante o processo de tratamento. No que se refere a parte de biogás, foi realizado um estudo qualitativo em uma Célula de resíduos do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, denominada de Célula 2. Por meio dos resultados de lixiviado obtidos nesta pesquisa, pode-se verificar que as Células 2, 3 e 4 encontram-se na fase metanogênica de degradação, visto que, foram encontrados valores de pH próximos da basicidade. Também foram observadas elevadas concentrações de AT, NAT, DBO, DQO e metais para os mesmos pontos, embora, as concentrações de metais na Célula 3 tenham decaído ao longo do tempo. Por motivos técnico-operacionais, não foi possível a realização dos ensaios de DBO e testes de fitotoxicidade para a Célula 2. A Célula 3 obteve índices de germinação (65-257%) e crescimento relativo da raiz das sementes (18-70%). Dentre as células analisadas, a Célula 4 foi a que apresentou maiores oscilações em relação aos parâmetros analisados durante todo o período de monitoramento e isto aconteceu em virtude do modo de operação adotado para disposição de resíduos nesta Célula, que teve sua disposição de resíduos interrompida por inúmeras vezes durante o período de monitoramento em decorrência das chuvas. A Tubulação de entrada da Lagoa 1 apresentou um pH com características de basicidade, altas concentrações de AT, NAT, DBO, DQO e metais, onde tal comportamento já era esperado, visto que, a tubulação da lagoa recebe o lixiviado de todas as Células. No que diz respeito a Lagoa de tratamento de lixiviado, o pH manteve-se praticamente constante. Por outro lado, os parâmetros AT, NAT, DBO, DQO e metais, apresentaram oscilações durante todo o período de monitoramento. Este comportamento indefinido dos parâmetros, apresentando dispersão dos dados a todo momento, já era esperado visto que, a LTL₁ recebe lixiviado de todas as Células de resíduos do ASCG, com composições e idades distintas. Em relação ao biogás, verificou-se que as concentrações de metano (CH₄) variaram entre 52,2 e 63,9%, que são concentrações típicas da fase metanogênica.

Palavras-chave: Biodegradação; biogás, lixiviado, parâmetros físico-químicos

ABSTRACT

The formation of byproducts is an inherent phase in the biodegradation process of Municipal Solid Waste (MSW), as a result of the action of several groups of microorganisms on the biodegradability of the waste mass. Analyzing the characteristics of the byproducts, leachate and gases, is a way to evaluate the behavior of the landfill as a whole, as well as, to point out possible treatment techniques for byproducts. Thus, the objective of this research was to analyze the behavior of a sanitary landfill by means of byproducts generated in the biodegradation process of municipal solid waste. Although the ASCG presented at the time of the research three leachate treatment lagoons, these lagoons serve only for accumulation, receiving leachate from LTL1, thus justifying the choice to characterize leachate from the first lagoon. For this, were performed leachate analyzes through following physicochemical parameters: pH, Total Alkalinity (AT), Total Ammoniacal Nitrogen (NAT), Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), metals and phytotoxicity tests. The parameters were obtained for the analysis of the leachate generated in Cells 2, 3 and 4, in the Leachate Treatment Lagoon 1 (LTL1 Tub), so that it is possible to analyze the gross effluent and in Lagoa 1 of Treatment of leachate (LTL1) at Sanitary Landfill in Campina Grande (ASCG), to analyze the leachate during the treatment process. In what it refers to the biogas part, were realized a qualitative study in a waste cell in the Campina Grande-PB landfill, called Cell 2. Through the leachate results obtained in this research, it can be verified that the Cell 2,3 and 4 are in the methanogenic phase of degradation, since, were found pH values close to basicity. Were also observed high concentrations of AT, NAT, BOD, COD and metals were also observed for the same points, although, the concentrations of metals in Cell 3 declined over time. For technical and operational reasons, it was not possible to perform the BOD essay and phytotoxicity tests for Cell 2. The Cell 3 obtained good germination index (65-257%) and relative seed root growth (18-70%). Among the cells analyzed, the Cell 4 was that presented the greatest oscillations in relation to the parameters analyzed during the entire monitoring period, and this happened virtue to the mode of operation adopted for the disposal of residues in this Cell, which had its waste disposal interrupted by innumerable times during the monitoring period as a result of the rains. The inlet Pipe of Lagoon 1, presented a pH with characteristics of basicity, high concentrations of AT, NAT, BOD, COD and metals, where such behavior was already expected, since, the lagoon tubing receives the leachate from all the cells. Concerning leachate treatment lagoon, the pH remained practically constant. On the other hand, the parameters AT, NAT, BOD, COD and metals showed oscillations during the entire monitoring period. This indefinite behavior of the parameters, presenting oscillations at all times, was already expected, since, the LTL1 receives leachate from all ASCG residue cells, with compositions and ages distinct. In relation to biogas, it was found that methane (CH₄) concentrations varied between 52.2 and 63.9%, which are concentrations typical of the methanogenic phase.

Keywords: Biodegradation; biogas; leachate; physicochemical parameters

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Curva de crescimento microbiano mostrando as quatro fases	6
Figura 2 – Fases da geração dos subprodutos em aterros sanitários	7
Figura 3 - Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa	25
Figura 4 - Vista aérea da localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....	27
Figura 5 - Municípios que dispõem resíduos no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	28
Figura 6 - Células para disposição de resíduos no ASCG	29
Figura 7 – Procedimentos realizados para a composição gravimétrica.....	30
Figura 8 - Sistema de drenagem de lixiviado no ASCG.....	31
Figura 9 - Pontos de amostragem de lixiviado no Aterro Sanitário	33
Figura 10 - Vista superior das Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTL ₁ , LTL ₂ e LTL ₃)	33
Figura 11 - Coleta de lixiviado do ASCG na tubulação de entrada da LTL ₁	34
Figura 12 - Drenos verticais (DV) de biogás na Célula 2 do ASCG.....	35
Figura 13 - Planta baixa da Célula 2 e localização dos drenos verticais (DVs)	35
Figura 14 - Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, após encerramento das atividades de disposição	37
Figura 15 - Medição das concentrações de biogás nos Drenos verticais (DV)	38
Figura 16 - Índice pluviométrico e evaporação no município de Campina Grande/PB .	41
Figura 17 – Composição gravimétrica dos RSU do ASCG.....	43
Figura 18 - Evolução temporal do pH na Célula 2	44
Figura 19 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 2	46
Figura 20 - Comportamento do NAT no lixiviado ao longo do tempo na Célula 2	47
Figura 21 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula 2	48
Figura 22 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Célula 2 ao longo do tempo	49
Figura 23 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Célula 2 ao longo do tempo	51
Figura 24 - Evolução temporal do pH na Célula 3	53
Figura 25 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 3	54
Figura 26 - Comportamento do NAT no lixiviado ao longo do tempo na Célula 3	55
Figura 27 - Concentrações de DBO ₅ ao longo do tempo na Célula 3	57
Figura 28 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula 3	58
Figura 29 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Célula 3 ao longo do tempo	59
Figura 30 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Célula 3 ao longo do tempo	61
Figura 31 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na Célula 3.....	62
Figura 32 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na Célula 3.....	63
Figura 33 - Evolução temporal do pH na Célula 4	66
Figura 34 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 4	67

Figura 35 - Comportamento do NAT do lixiviado ao longo do tempo na Célula 4.....	68
Figura 36 - Concentrações de DBO ₅ ao longo do tempo na Célula 4	70
Figura 37 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula 4	71
Figura 38 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Célula 4 ao longo do tempo	73
Figura 39 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na Célula 4.....	74
Figura 40 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na Célula 4.....	75
Figura 41 - Evolução temporal do pH na Tub. LTL ₁	77
Figura 42 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Tub. LTL ₁	78
Figura 43 - Comportamento do NAT do lixiviado ao longo do tempo na Tub. LTL ₁ ...	79
Figura 44 - Concentrações de DBO ₅ ao longo do tempo na Tub. LTL ₁	80
Figura 45 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na Tub. LTL ₁	81
Figura 46 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Tub. LTL ₁ ao longo do tempo	82
Figura 47 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Tub. LTL ₁ ao longo do tempo	83
Figura 48 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na Tub. LTL ₁	84
Figura 49 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na Tub. LTL ₁	85
Figura 50 - Evolução temporal do pH na LTL ₁	87
Figura 51 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na LTL ₁	88
Figura 52 - Comportamento do NAT do lixiviado ao longo do tempo na LTL ₁	89
Figura 53 - Concentrações de DBO ₅ ao longo do tempo na LTL ₁	90
Figura 54 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na LTL ₁	91
Figura 55 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da LTL ₁ ao longo do tempo.....	93
Figura 56 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da LTL ₁ ao longo do tempo.....	94
Figura 57 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na LTL ₁	95
Figura 58 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na LTL ₁	95
Figura 59 - Concentrações médias de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ nos drenos da Célula 2.....	97
Figura 60 - Concentrações de gases X precipitação na Célula 2.....	98
Figura 61 - Concentrações de gases X evolução temporal do pH na Célula 2.....	99
Figura 62 - Concentrações de gases X comportamento do NAT na Célula 2.....	100
Figura 63 - ACP das variáveis monitoradas na Célula 2.....	109
Figura 64 - ACP das variáveis monitoradas na Célula 3.....	110
Figura 65 - ACP das variáveis monitoradas na Célula 4.....	111
Figura 66 - ACP das variáveis monitoradas na Tub. LTL ₁	112
Figura 67 - ACP das variáveis monitoradas na LTL ₁	113

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Características gerais da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	37
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários brasileiros.....	12
Tabela 2 - Concentrações dos metais (mangânês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Célula 4 ao longo do tempo.....	72
Tabela 3 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado da Célula 2 .	103
Tabela 4 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado da Célula 3 .	104
Tabela 5 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado da Célula 4 .	105
Tabela 6 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado na Tub. LTL ₁	107
Tabela 7 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado na LTL ₁	108

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1
1.2 OBJETIVOS	4
1.2.1 OBJETIVO GERAL.....	4
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 Biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários	5
2.1.1 Curva de crescimento microbiano	5
2.1.2 Fases de formação dos subprodutos gerados no processo de biodegradação em aterros.....	7
2.2 Geração de subprodutos	9
2.2.1 Lixiviado.....	9
Potencial Hidrogeniônico (pH).....	10
Alcalinidade Total (AT)	11
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	11
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	12
2.2.1.2 Toxicidade	13
2.2.1.2.1 Elementos tóxicos encontrados no lixiviado	14
2.2.1.2.1.1 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	14
2.2.1.2.1.2 Metais	15
2.2.1.3 Fitotoxicidade	15
2.2.1.4 Fatores intervenientes na geração de lixiviado.....	16
2.2.1.5 Formas de tratamento de lixiviado	17
2.2.1.5.1 Tratamentos biológicos.....	18
2.2.1.5.1.1 Tratamento de lixiviado por Lagoas de estabilização	19
2.2.1.5.1.2 Recirculação de lixiviado	19
2.2.1.5.2 Tratamento físico-químico	20
2.2.1.5.2.1 Evaporação natural	21
2.2.2 Biogás	21
2.2.2.1 Fatores que afetam a geração de gases	22
CAPÍTULO 3 - METODOLOGIA.....	25
3.1 Considerações iniciais	25
3.2 Condições meteorológicas	26

3.2.1 Precipitação pluviométrica	26
3.2.2 Evaporação	26
3.3 Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....	26
3.3.1 Composição gravimétrica.....	29
3.3.2 Sistema de drenagem do lixiviado.....	30
3.3.3 Caracterização físico-química do lixiviado	31
3.3.3.1 Testes de fitotoxicidade	31
3.3.4 Monitoramento do lixiviado	32
3.3.5 Sistema de drenagem do biogás.....	34
3.3.6 Aspectos gerais da Célula 2.....	36
3.3.7 Monitoramento dos drenos verticais.....	38
3.4 Tratamento estatístico dos dados.....	39
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1 Condições meteorológicas	40
4.1.1 Precipitação pluviométrica e evaporação	40
4.2 Composição gravimétrica.....	42
4.3 Análises físico-químicas do lixiviado.....	44
4.3.1 Célula 2.....	44
4.3.3 Célula 4.....	66
4.3.4 Tubulação de entrada da Lagoa 1 (Tub. LTL ₁)	76
4.3.5 Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL ₁).....	86
4.4 Biogás.....	96
4.5 Tratamento estatístico dos dados.....	103
CAPÍTULO 5 - FATORES QUE INTERFERIRAM NA ANÁLISE DOS DADOS .	114
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES	115
REFERÊNCIAS	116

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Nos últimos anos, a temática envolvendo os resíduos sólidos e, por conseguinte, os aterros sanitários, vem ganhando destaque em âmbito nacional e global, sendo objeto de preocupação e investigação, não somente dos órgãos ambientais, estaduais e federais, bem como de institutos de pesquisas.

Os aterros sanitários têm se tornado a principal forma ambientalmente adequada de disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), sendo considerados como obras geotécnicas e sanitárias, que podem gerar impactos ambientais negativos e sociais significativos, principalmente, em relação à poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos, se não forem devidamente operacionalizados e monitorados. Estes impactos, podem ocorrer devido às características próprias dos aterros sanitários como magnitude da obra, heterogeneidade dos resíduos e os subprodutos que são gerados, lixiviado e gases, que são inerentes ao processo de biodegradação.

O lixiviado que é gerado nos aterros sanitários, apresenta um alto grau poluidor (presença de compostos orgânicos não biodegradáveis, compostos nitrogenados e metais pesados) podendo ocasionar a contaminação dos solos e dos corpos hídricos, toxicidade à biota existente e eutrofização nos corpos d'água receptores. Esse subproduto é considerado um dos piores problemas relacionados aos aterros sanitários, que, apesar de serem projetados com técnicas de engenharia, para reduzir ao máximo o impacto dos resíduos aterrados no ambiente, apresentam a geração de lixiviado como uma consequência inevitável do aterramento de resíduos (Abbas *et al.*, 2009). O biogás, por sua vez, é composto por cerca de 45 a 60 % de metano (CH₄) e 40 a 60 % de dióxido de carbono (CO₂), e, além destes, é constituído, em menores concentrações, por monóxido de carbono (CO) na faixa de 0 a 0,2%, gás sulfídrico (H₂S) entre 0 e 1%, hidrogênio (H₂) entre 0 e 0,2 %, amônia (NH₃) entre 0,1 e 1,0 %, oxigênio (O₂) entre 0,1 e 1,0 %, dentre outros (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993). A ausência de monitoramento do biogás gerado nos aterros, podem favorecer a ocorrência de incêndios, formação de bolsões de gases no interior da massa de resíduos e até possíveis doenças cancerígenas na comunidade circunvizinha ao aterro.

Outro aspecto importante é que, a contaminação do ambiente na área do aterro sanitário, assim como nas áreas circunvizinhas, pode gerar impactos econômicos. Áreas destinadas ao turismo ou agricultura e pecuária podem ser comprometidas se não houver um padrão de qualidade de operacionalização do aterro de forma adequada, a fim de não permitir que gases e lixiviados contaminem o ar e os recursos hídricos, ou, até mesmo, a população do entorno. Portanto, o monitoramento dos líquidos e gases gerados nos aterros sanitários torna-se imprescindível para que se possa adotar soluções viáveis, tanto do ponto de vista ambiental, como também social e econômico, para minimizar os possíveis impactos decorrentes deste tipo de empreendimento.

Sendo assim, entender as relações entre os parâmetros que influenciam no processo de biodegradação dos resíduos sólidos, sob condições reais de operação de um aterro sanitário, é importante porque vai influenciar diretamente na geração dos subprodutos, assim como, possibilita indicar as melhores formas de tratamento, e/ou aproveitamento para os subprodutos gerados. Pode-se desta forma, haver melhorias na gestão do empreendimento, redirecionamento da operação do aterro, e até mesmo o aumento da sua vida útil. Pesquisas envolvendo a geração de subprodutos em aterros sanitários requerem estudos aprofundados tendo em vista a complexidade concernente a estes temas.

Desta maneira, tem-se a seguinte premissa: é possível analisar o comportamento de um aterro sanitário apenas por meio dos subprodutos gerados e análise estatística dos dados? Para isto, foram analisados de forma quali-quantitativa o lixiviado e o biogás gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande/PB, por meio de medições *in situ*, análises laboratoriais e tratamento estatístico dos dados.

O estudo realizado é de grande relevância visto que, o Aterro estudado nesta pesquisa, é o primeiro aterro sanitário no município de Campina Grande/PB, o que veio a solucionar um problema de disposição inadequada, tendo em vista que, o município sempre dispôs seus resíduos de forma irregular, ou seja, em forma de lixões.

Esta pesquisa configura-se como um trabalho pioneiro na região do Semiárido Brasileiro, por analisar o comportamento de um aterro sanitário por meio dos subprodutos gerados. Por meio dessa pesquisa, pode-se adquirir dados que envolvem a geração dos subprodutos em aterros sanitários, proporcionando a criação de um banco de dados pautado nas características intrínsecas do semiárido, para auxiliar na tomada de decisão por parte dos responsáveis pela operação do aterro, inclusive para redirecionar a própria

operação, garantindo desta forma a segurança ambiental e de comunidades próximas ao empreendimento.

Os estudos desenvolvidos por meio desta pesquisa, podem fornecer respostas para os órgãos ambientais fiscalizadores municipais e estaduais, para a sociedade acadêmica e civil, podendo também abranger outras localidades e servindo como base para a realização de estudos em outros aterros em nível nacional e internacional, que apresentem configuração e características semelhantes ao aterro estudado em termos de composição de resíduos, condições meteorológicas em que estão inseridos, tipos de operação e geometria do aterro, além de identificar possíveis riscos e falhas na execução e operacionalização do aterro.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar o comportamento de um aterro sanitário em Campina Grande-PB por meio dos subprodutos gerados no processo de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Examinar as características físico-químicas dos subprodutos gerados na biodegradação dos resíduos sólidos no Aterro Sanitário;
- Analisar a influência das condições meteorológicas no processo de biodegradação;
- Avaliar a interferência do processo de recirculação no tratamento de lixiviado;
- Analisar qualitativamente as emissões de biogás nos drenos em uma Célula do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo será abordado o processo de biodegradação dos resíduos sólidos nos aterros sanitários, assim como, os fatores intervenientes na geração dos subprodutos.

2.1 Biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários

O processo de decomposição da matéria orgânica ocorre naturalmente, sendo regido, principalmente, por microrganismos (CHANG & MILLES, 2004). No Brasil, os RSU são compostos por cerca de 50% de material biodegradável. A parcela biodegradável presente nos resíduos passa por um processo de biodegradação que é realizado por diversos tipos de microrganismos, como fungos, bactérias, vírus e actinobactérias.

A biodegradação da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é caracterizada por uma sucessão de processos complexos através dos quais microrganismos transformam a matéria orgânica em compostos minerais e gasosos. A natureza desses microrganismos e características das diferentes reações químicas e seus produtos permite distinguir várias etapas da degradação (RUSSO, 2005).

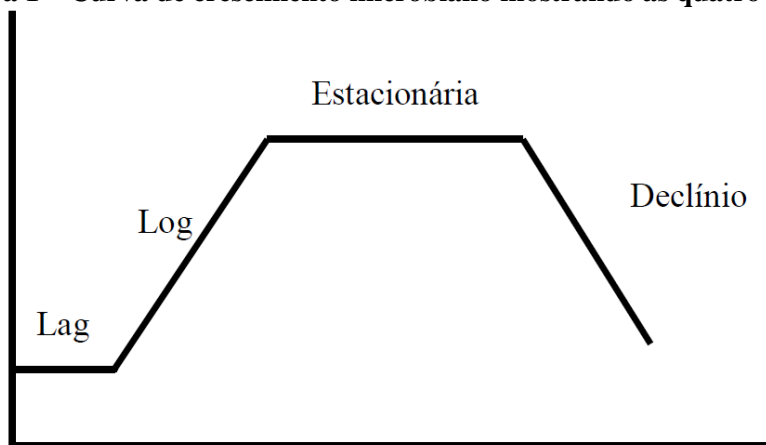
Após a disposição dos resíduos num aterro sanitário, há predominância de um ambiente rico em oxigênio, o que favorece inicialmente a ação dos microrganismos aeróbios. No entanto, este é um período muito breve, pois o oxigênio é rapidamente consumido pelos microrganismos aeróbios e também vai se esgotando devido ao recobrimento diário com novas camadas de resíduos.

A decomposição dos RSU em aterros sanitários é um processo complexo e para que ocorra um crescimento microbiano de forma satisfatória, todos os microrganismos necessitam de condições mínimas para sobrevivência e posterior reprodução (MELO, 2003).

2.1.1 Curva de crescimento microbiano

A curva de crescimento microbiano representa o aumento da população em um determinado período de tempo (Figura 1), sendo dividida basicamente em quatro fases: Lag, Log, Estacionária, Declínio ou morte celular.

Figura 1 – Curva de crescimento microbiano mostrando as quatro fases



Fonte: Nascimento (2010)

a) **Fase lag:** esta primeira fase, se configura como um período de adaptação dos microrganismos ao ambiente, onde não há multiplicação das células microbianas;

b) **Fase log:** conhecida como fase logarítmica, na qual as células iniciam um processo de divisão constante, duplicando assim a sua população. Denomina-se também de fase de crescimento exponencial, estabelecendo-se graficamente a representação de uma linha reta ascendente. Ocorre também uma intensa atividade metabólica e as células são sensíveis as mudanças ambientais, pois estão em fase de formação dos componentes celulares;

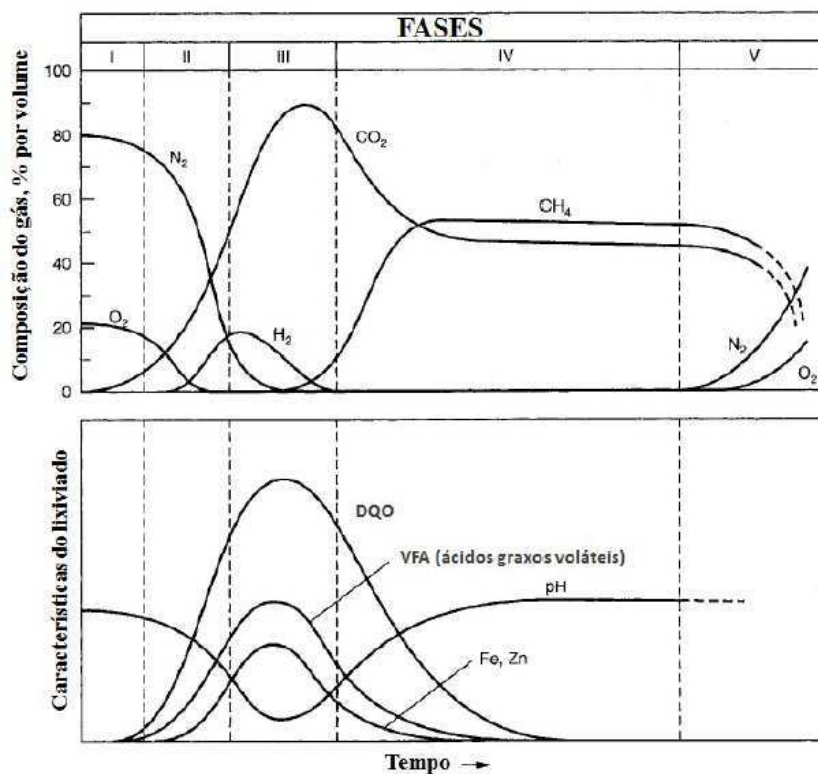
c) **Fase estacionária:** fase em que o número de células novas sendo geradas diminui e o número de células que morrem é igual ao que cresce. Desta forma, não há crescimento e a população torna-se estável e com alta competitividade por espaço e nutrientes. Nesta fase, as bactérias capazes de formar esporos, iniciam este processo para se manterem viáveis em fase mais crítica;

d) **Fase de declínio ou morte celular:** nesta fase, as células raramente se multiplicam e o número de células mortas ultrapassam o número de células vivas. A população decresce, pois, as células entram em colapso, devido à escassez nutricional e à formação de substâncias tóxicas, até desaparecerem totalmente. Algumas bactérias conseguem se manter viável por longo tempo, mesmo nestas condições, outras são severamente afetadas e não mais se recuperam.

2.1.2 Fases de formação dos subprodutos gerados no processo de biodegradação em aterros

A biodegradação dos RSU em aterros sanitários, é um processo que ocorre em duas fases: aeróbia, onde a matéria orgânica carbonácea, na presença do oxigênio, é metabolizada diretamente a dióxido de carbono (CO_2) e a fase anaeróbia. Este processo pode ser subdividido ainda em 5 fases: Ajuste Inicial (Fase I), Transição (Fase II), Ácida (Fase III), Metanogênica (Fase IV) e Maturação (Fase V), (TCHOBANOGLOUS *et al.*,1993), conforme apresentadas na Figura 2, que exemplifica as fases que estão ligadas à composição dos subprodutos, lixiviado e gases, gerados durante o processo de biodegradação.

Figura 2 – Fases da geração dos subprodutos em aterros sanitários



Fonte: Adaptado de Farquhar e Rovers (1973), Parker (1983) e Pohland (1987;1991) por Tchobanoglous *et al.* (1993)

✓ **Fase I (ajuste inicial)** – fase aeróbia em que os microrganismos se utilizam de seu arsenal enzimático para decompor os RSU na presença do oxigênio. Essa fase, geralmente é muito curta, podendo durar de algumas horas a poucas semanas, visto que,

à medida que ocorre o processo de biodegradação e os resíduos são recobertos no aterro, o oxigênio começa a se extinguir.

✓ **Fase II (transição)** – nesta fase começam a predominar os microrganismos anaeróbios facultativos, visto que, o oxigênio começa a diminuir, representando uma fase de transição do ambiente aeróbio para o anaeróbio. Em virtudes da alta concentração de ácidos, o pH do lixiviado começa a diminuir, elevando desta forma as concentrações de CO₂ no interior do aterro, assim como, o aumento da Demanda Química de Oxigênio (DQO), porém, nesta fase, ainda não se pode verificar a presença do metano.

✓ **Fase III (ácida)** – caracteriza-se pela presença de bactérias acidófilas, que produzem grandes quantidades de ácidos orgânicos, sendo os ácidos graxos voláteis os mais predominantes. Além dos ácidos, as concentrações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e da DQO e metais pesados também são elevadas (CASTILHOS Jr *et al.*, 2003).

Segundo Guedes (2018), durante a Fase III, o principal gás gerado é o CO₂, no entanto, pequenas quantidades de gás hidrogênio (H₂) também poderão ser produzidas e o pH dos líquidos lixiviados oriundos do aterro diminui, podendo atingir um valor igual ou inferior a 5, como consequência da presença de ácidos orgânicos e do efeito das elevadas concentrações de CO₂ no interior da massa de resíduos. Além disso, em decorrência dos baixos valores de pH no lixiviado, um número de constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados, será solubilizado durante a Fase III.

✓ **Fase IV (metanogênica)** – nesta fase predominam os microrganismos anaeróbios estritos, ou seja, as *arqueas* metanogênicas. Devido ao fato de que os ácidos e o gás hidrogênio (H₂) estarem sendo convertidos em metano (CH₄) e CO₂ durante esta fase, o pH no interior do aterro tende a subir para valores mais alcalinos na ordem de 6,8 a 8. Com relação ao lixiviado, o pH irá subir, enquanto que a concentração de DBO e DQO tendem a reduzir. Com maiores valores de pH, menos constituintes inorgânicos permanecerão na solução e, como resultado, a concentração de metais pesados presentes no lixiviado também será reduzida (TCHOBANOGLOUS *et al.* 1993).

Na fase metanogênica, a produção de CO₂ decai, estabilizando em valores entre 35% e 50% do gás gerado no aterro. A produção de CH₄ tende a crescer no início dessa fase e se estabilizar na faixa de 45% a 60%.

✓ **Fase V (maturação)** - Ocorre depois que os materiais orgânicos são convertidos em CH₄ e CO₂ (MONTEIRO, 2003). Sendo assim, como a maioria dos nutrientes foram removidos durante a formação do lixiviado, a geração de biogás diminui consideravelmente, podendo ser encontradas, ainda, pequenas quantidades de nitrogênio (N₂) e oxigênio (O₂) e restando apenas os materiais de difícil degradação.

Vale salientar que as fases, descritas acima, nem sempre acontecem de forma sequenciada em um aterro sanitário, pois o desenvolvimento destas fases vai depender da idade do aterro e das condições físico-químicas e biológicas dos resíduos. Castilhos Jr. *et al.* (2003) consideram que, embora essa divisão em fases facilite o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos RSU e seus impactos sobre as emissões gasosas, na prática, em um aterro sanitário, essas fases não estão bem definidas. Isto porque sempre há o aterramento de resíduos novos, causando diferença na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as várias fases ocorrendo simultaneamente.

2.2 Geração de subprodutos

A formação de subprodutos, é uma fase inerente ao processo de biodegradação dos RSU, como resultado da ação de diversos grupos de microrganismos na massa de resíduos. Dessa forma, faz-se necessário conhecer as características desses subprodutos, no intuito de entender o seu comportamento, assim como, apontar possíveis técnicas de tratamento e a diminuição dos impactos ambientais.

2.2.1 Lixiviado

Os lixiviados são formados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação (ORKUN e KULEYIN, 2012).

O lixiviado pode ser definido como um líquido escuro, malcheiroso e de elevado potencial poluidor, de composição bastante heterogênea, constituído de ácidos orgânicos, de substâncias solubilizadas resultante de infiltrações de fontes externas ao aterro

sanitário, como a precipitação que incide sobre a massa de resíduos e, ainda, de substâncias formadas a partir de reações químicas que ocorrem entre os constituintes dos resíduos, tendo composição e quantidades variáveis (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002; EL-FADEL *et al.*, 2002).

A composição dos lixiviados é bastante variável, complexa e sempre difere de um aterro para outro, apresentando, na maioria das vezes, elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida; compostos inorgânicos, tais como sais de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos e elementos traços (cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco); substâncias xenobióticas; elevados teores de nitrogênio amoniacal e uma diversidade de microrganismos, inclusive patógenos, entre os quais destacam-se: bactérias termotolerantes, *Escherichia coli* e estreptococos fecais (RONG *et al.*, 2017; OLLER, MALATO e SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011; OGUNDIRAN e AFOLABI, 2008; TENGRUI *et al.*, 2007).

Devido à complexidade do lixiviado, sua composição é mais frequentemente determinada por meio de análises físico-químicas, com destaque para os parâmetros: pH, Alcalinidade Total (AT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e toxicidade, além da presença de metais potencialmente tóxicos (BAUN *et al.*, 2004).

Potencial Hidrogeniônico (pH)

No processo de biodegradação dos resíduos orgânicos em aterros sanitários, o pH é um parâmetro que denota as alterações ocorridas no interior das células de resíduos, permitindo diferenciar as fases da degradação anaeróbia (ALCÂNTARA, 2007).

Segundo Souto (2009), o pH pode ser usado como um indicativo das condições predominantes no meio em estudo, além de poder afetar a atividade enzimática e a toxicidade de muitos compostos.

Um meio ácido aumenta a solubilidade de muitos constituintes, diminui a adsorção e aumenta a troca iônica entre o lixiviado e a matéria orgânica. Porém, valores de pH menores que 5,5 causam inibição total da produção de todos os gases no aterro, devido a inibição total da atividade biológica (MC BEAN, ROVERS E FARQUHAR, 1995).

No processo de biodegradação dos RSU em aterros, o pH apresenta-se inicialmente ácido, em decorrência da elevada geração de ácidos orgânicos. Com o passar do tempo, esses ácidos são consumidos por organismos metanogênicos, induzindo naturalmente a elevação do pH para valores acima da neutralidade (RIBEIRO *et al.*, 2016).

O pH é um parâmetro que exerce forte influência nas concentrações dos componentes tóxicos presentes na composição do lixiviado, já que pequenas variações em sua escala podem ocasionar mudanças significativas na toxicidade de algumas substâncias (SILVA, 2012).

Alcalinidade Total (AT)

A alcalinidade de um líquido é a capacidade de neutralização de ácidos (QUASIM e CHIANG, 1994) e equivale à soma de todas as bases tituladas (SILVA e OLIVEIRA, 2001).

De acordo com METCALF & EDDY (2003) a alcalinidade é resultado da presença de hidróxidos (OH⁻), carbonatos (CO₃²⁻), bicarbonatos (HCO₃⁻) e compostos nitrogenados. Outros componentes que contribuem com a alcalinidade são os boratos, silicatos, fosfatos e ácidos fracos.

Segundo Contrera (2008), a alcalinidade total do lixiviado de aterros sanitários, está intimamente ligada às concentrações de NAT, pois nos lixiviados a amônia aparece predominantemente na forma de bicarbonato de amônio.

Conforme Clément e Merlin (1995), o nitrogênio amoniacal total e a alcalinidade total são fatores importantes para a toxicidade do lixiviado, pois altas concentrações de AT tornam o meio mais alcalino, favorecendo o aumento do potencial tóxico da amônia. Em contrapartida, quanto maior a AT do meio, menor é a toxicidade do lixiviado em relação aos metais, devido esses elementos se precipitarem na massa de resíduos.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida durante o processo de estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos (LIMA, 2004).

O teste da DBO é amplamente utilizado para determinar o potencial de poluição de efluentes, assim como, para avaliar a capacidade de depuração dos corpos d'água receptores de despejos (SILVA e OLIVEIRA, 2001).

A DBO e a DQO do lixiviado podem variar de acordo com o tempo de disposição dos resíduos, ou seja, a matéria orgânica decresce quanto maior for o tempo de aterramento (ZIYANG *et al.*, 2009).

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO refere-se à quantidade de oxigênio consumido num processo de degradação química da matéria orgânica dissolvida, seja ela biodegradável ou não (ALCANTARA, 2007).

Esse método permite quantificar a quantidade de contaminantes por meio da concentração de oxigênio necessária para oxidar o dióxido de carbono e água, baseando-se no fato de que a matéria orgânica possa ser oxidada a partir de um forte agente oxidante sob condições de acidez elevada (APHA, AWW, WEF., 2012).

A razão (DBO/DQO), conhecida como razão de biodegradabilidade pode ser diretamente relacionada com a fração de matéria orgânica biodegradável e segundo Kjeldsen e colaboradores (2002) o lixiviado pode apresentar, de acordo com sua fase de degradação, grande variação da razão (DBO/DQO), passando de valores semelhantes aos característicos de efluentes sanitários (0,4 -0,5) a valores inferiores a 0,1.

Na Tabela 1, apresenta-se a variabilidade da composição do lixiviado gerado em aterros sanitários brasileiros.

Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários brasileiros

Parâmetros	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável	FVMP(%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade	750-11.400	750-7.100	69
NBO₅	<20-30.000	<20-8.600	75
DQO	190-30.000	190-22.300	83
N-NH₃	0,4-3.000	0,4-1.800	72
N-Orgânico	5-1.200	400-1.200	80

Nitrito	0-50	0-15	69
Nitrato	0-11	0-3,5	69
Cloreto	500-5.200	500-3.000	72
Sulfato	0-5.400	0-1.800	77
Ferro	0,01-260	0,1-65	69
Manganês	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cobre	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Níquel	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Cádmio	0-0,26	0-0,065	67
Chumbo	0,01-2,8	0,01-0,05	64

Fonte: Souto e Povinelli (2007)

Legenda: * Todos os parâmetros estão na unidade de mg.L⁻¹, com exceção do pH que é uma unidade adimensional; FVMP - Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis.

2.2.1.2 Toxicidade

A toxicidade é a propriedade intrínseca de substâncias químicas de causar efeitos adversos a organismos quando este é exposto, durante um certo tempo, a determinadas concentrações de meios tóxicos (APHA, 2012).

A toxicidade pode ser atribuída à presença de grande variedade de compostos persistentes, metais potencialmente tóxicos, presença de grandes concentrações de amônia e elevada alcalinidade (SILVA *et al.*, 2004, KOHN *et al.*, 2004). Segundo Clement e colaboradores (1997), a toxicidade não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem a soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre as diferentes substâncias existentes neste tipo de efluente.

Fatores como: sensibilidade, distribuição geográfica, abundância, importância ecológica e relevância do organismo indicador para os propósitos do estudo a ser realizado, devem ser levados em consideração na escolha do ensaio de toxicidade mais adequado. Os efeitos deletérios dos agentes tóxicos podem ser classificados em efeito agudo e efeito crônico, sendo:

(1) Efeito agudo é considerado como o ocasionado por um estímulo do agente tóxico, suficientemente capaz de induzir uma resposta em organismos vivos, após um

curto período de exposição. O estímulo se manifesta, em geral, num intervalo de 0 a 96 horas. O efeito é letal, ou é representado por uma interrupção no desenvolvimento do organismo;

(2) Por sua vez, o efeito crônico se traduz pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, geralmente por períodos que podem abranger parte ou todo o ciclo de vida dos organismos (REGINATO, 1998).

2.2.1.2.1 Elementos tóxicos encontrados no lixiviado

2.2.1.2.1.1 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

O nitrogênio é considerado como um elemento tóxico importante do lixiviado, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir, da toxicidade da amônia e do favorecimento do processo de eutrofização, o qual provoca queda do teor de oxigênio dissolvido na água (WELANDER *et al.*, 1998; MARTTINEN *et al.*, 2002).

Nos aterros sanitários, o NAT forma-se durante a digestão anaeróbia de proteínas presentes em resíduos de origem animal ou vegetal e, ainda, da decomposição de resíduos industriais contendo amônia ou compostos de amônio (fertilizantes, borracha artificial, plásticos, conservantes de alimentos, entre outros) (PIVATO e GASPARI, 2006).

Em lixiviados de aterros de RSU, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a amoniacal, apresentando-se na forma de bicarbonato de amônio e amônia livre (CAMPOS *et al.*, 2010). O somatório das duas formas de amônia no lixiviado: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio (NH_4^+); e a não ionizada e altamente tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre (NH_3), forma o nitrogênio amoniacal total (NAT) (VON SPERLING, 2005).

A amônia livre e o íon amônio são considerados os compostos mais importantes na inibição do processo de digestão anaeróbia, visto que, dependendo de suas concentrações, principalmente da amônia livre, podem apresentar toxicidade às populações microbianas, em especial, as *arqueas* metanogênicas (EL-SALAM e ABU-ZUID, 2015; YENIGÜN e DEMIREL, 2013).

Assim, no processo de digestão anaeróbia é de fundamental importância o controle do pH, uma vez que, reduz a toxicidade do nitrogênio amoniacal total, em especial, da amônia livre (NH_3), além de contribuir positivamente na taxa do crescimento microbiano.

Porém, em contrapartida, a temperatura, quando elevada, contribui para o aumento das concentrações de nitrogênio na forma gasosa e tóxica, contudo, favorece a taxa metabólica dos microrganismos (BHATTACHARYA e PARKIN, 1989; CHEN, CHENG e CREAMER, 2008).

2.2.1.2.1.2 Metais

Os metais pesados podem ocorrer naturalmente no ambiente e refere-se a elementos metálicos com peso atômico maior que do Ferro (55,8g/mol) ou densidade maior que 5,0g/cm³ (PIERZINSKY *et al.*, 2000).

De acordo com Garcez (2009), os metais pesados classificam-se em: essenciais ou tóxicos, dependendo de seus teores, em relação à atuação na fisiologia dos seres vivos. Elementos como ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn) e níquel (Ni), quando atendem aos critérios de essencialidade, se tornam indispensáveis ao funcionamento fisiológico em seres humanos; metais como cobalto (Co), Cu, Fe, Mn e Zn são essenciais aos animais; e o molibdênio (Mo), Cu, Fe, Mn e Zn fundamentais para o crescimento e desenvolvimento de plantas.

A concentração de metais no lixiviado depende do tipo de resíduo depositado no aterro sanitário, sendo relativamente baixa para os resíduos domésticos, podendo aumentar para os despejos industriais e variar de acordo com o estágio de decomposição dos resíduos, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH normalmente é mais alcalino (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; SILVA, 2002).

Os metais pesados, como mercúrio, chumbo, cádmio, níquel, cromo, zinco, dentre outros, são levados aos aterros sanitários por meio de resíduos como pilhas e baterias, lâmpadas, resto de tintas, resto de produtos de limpeza, embalagens de produtos químicos e de aerossóis, óleos lubrificantes usados, solventes, materiais fotográficos, componentes eletrônicos, latarias, plásticos, medicamentos, dentre outros (ALLOWAY, 1993).

2.2.1.3 Fitotoxicidade

De acordo Silva (2016), a fitotoxicidade pode ser definida como uma intoxicação de plantas por substâncias tóxicas presentes no meio de crescimento, ocorrendo quando estas se acumulam nos tecidos das plantas.

Conforme Ferreira Jr. *et al.* (2015), as sementes, por serem bastante sensíveis a inúmeras substâncias, são consideradas importantes bioindicadores, pois, por meio de seu comportamento, expressado pela germinação e o crescimento da raiz, pode ser avaliado o potencial de toxicidade de um determinado líquido ou de um ambiente possivelmente contaminado e funcionam também como indicadores da eficiência do processo de biodegradação.

O método de fitotoxicidade com semente é padronizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1995). No entanto, muitos estudos envolvendo diversos tipos de sementes de plantas vêm sendo realizados, inclusive no Brasil, utilizando sementes de: tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), alface (*Lactuca sativa*), quiabo (*Abelmoschus esculentus*), cebola (*Allium cepa*), pepino (*Cucumis sativus*), entre outros (BUDI *et al.*, 2016; SILVA, 2016; FERREIRA Jr. *et al.*, 2015; SILVA, 2015; SILVA *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2013; GARCEZ, 2009; MELO *et al.*, 2005).

2.2.1.4 Fatores intervenientes na geração de lixiviado

Estudar os lixiviados gerados no processo de biodegradação dos RSU é de suma importância, visto que, este líquido, pode ocasionar impactos severos a fauna, flora, além de poluir águas superficiais e subterrâneas quando não é coletado e tratado de maneira adequada.

Segundo Kjeldsen *et al.*, 2002, a quantidade de lixiviado gerado em um aterro depende de vários fatores:

- ✓ Meteorológicos locais: umidade, precipitação, evaporação e temperatura;
- ✓ Geologia e geomorfologia: Escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade dos solos em reter umidade;
- ✓ Condições de operação do aterro: Conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos e recirculação de lixiviado;
- ✓ Idade e natureza dos resíduos sólidos: Tipo, umidade, nível de matéria orgânica.

Além dos fatores citados acima, o lixiviado apresenta variação de composição de uma comunidade para outra, além de sofrer interferências por fatores externos que influenciam em suas características (YOUNES *et al.*, 2016). A quantidade gerada desse

efluente depende, além da composição e umidade dos resíduos sólidos, do escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, do grau de compactação e capacidade do solo em reter água, das características climáticas e sazonalidade do local (MAVAKALA *et al.*, 2016).

2.2.1.5 Formas de tratamento de lixiviado

Conforme Kim *et al.*, (2007) e He *et al.*, (2007), o tratamento do lixiviado é uma etapa importante do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos em aterros, devido ao elevado teor de amônia e a elevada relação DBO/DQO que dificultam o tratamento biológico do efluente. Sendo assim, o (s) método (s) escolhido (s) para tratar o lixiviado, deve levar em consideração fatores tais como: a composição do lixiviado e a região a qual o aterro está inserido, havendo a necessidade da elaboração de um projeto específico.

Em relação à escolha do tipo de tratamento dos lixiviados, não há apenas uma metodologia de tratamento padronizada e disponível para aplicação em todos os casos. Segundo Kurniawan *et al.*, (2006), a seleção da tecnologia mais adequada para o tratamento do lixiviado depende das características do líquido efluente, da aplicabilidade e da limitação técnica, das alternativas de descarte do efluente, da relação custo-benefício, das exigências legais e do impacto ambiental causado.

É difícil obter tratamentos adequados somente com um tipo de técnica empregada, o que torna necessário a combinação de tratamentos físico-químicos e biológicos (NECZAJ *et al.*, 2007; SALEM *et al.*, 2008), devido à complexidade da composição do lixiviado e a presença de altos teores de contaminantes. Dessa forma, a adoção de técnicas combinadas, qualificadas para o tratamento de efluentes que variam sua composição ao longo do tempo, vem sendo a opção mais adotada (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

As dificuldades do tratamento do lixiviado estão relacionadas com a sua alta concentração de matéria orgânica (que pode ser expressa em DBO), alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal (Ozturk *et al.*, 2003), além de componentes tóxicos como os íons metálicos (Kargi *et al.*, 2003).

O tratamento de lixiviados é, de fato, um grande desafio aos profissionais da área de engenharia, não tendo sido encontrada ainda uma solução técnica e economicamente eficaz (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2007; GIRALDO, 2001).

2.2.1.5.1 Tratamentos biológicos

O tratamento biológico compreende um conjunto de tecnologias bastante eficazes para redução das altas concentrações de matéria orgânica encontrada na composição do lixiviado, proporcionando a degradação da matéria orgânica, pela ação de microrganismos que oxidam esses produtos, transformando-os em substâncias mais simples, como água e gás carbônico. No entanto, o tratamento biológico não provoca alterações nem destruição de compostos inorgânicos. Esses compostos podem ser parcialmente removidos da massa líquida durante o processo biológico por sedimentação após adsorção pelos microrganismos (VILHENA, 2010). Entretanto, bons desempenhos são obtidos com processos biológicos tratando apenas lixiviados biodegradáveis “jovens” (Lopez *et al.*, 2004), lixiviados mais velhos, com menor biodegradabilidade podem limitar a eficiência do sistema biológico (ABBAS *et al.*, 2009).

Os processos biológicos, quando aplicados para tratamento de lixiviados de aterros sanitários, podem apresentar baixas eficiências devido a: composição variável do lixiviado ao longo do tempo (GASTALDELLO e FERONATO, 1998; BIAŁOWIEC, AGOPSOWICZ e WOJNOWSKA-BARYŁA, 2007) e de aterro para aterro (QASIM e CHIANG, 1994), elevada toxicidade (GASTALDELLO e FERONATO, 1998; BIAŁOWIEC, AGOPSOWICZ e WOJNOWSKA-BARYŁA, 2007), altas concentrações de NH₃ (GASTALDELLO e FERONATO, 1998; GIRALDO, 2001; YUE *et al.*, 2007), alto conteúdo de carbono orgânico (GASTALDELLO e FERONATO, 1998), presença de substâncias húmicas (YUE *et al.*, 2007), baixo pH, interferindo na nitrificação (GIRALDO, 2001), baixas concentrações de fósforo, que dificultam a remoção da DBO e da amônia residual (GIRALDO, 2001), alta concentração de sais (GIORDANO, 2003) e altas concentrações de sulfato (no tratamento anaeróbio) (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e VIGIL, 1993).

De um modo geral, o tratamento biológico é a prática mais comum em nível mundial para o tratamento dos lixiviados, porém, atualmente na Europa, este tipo de tratamento vem caindo em desuso, visto que, muitos aterros sanitários recebem pouco ou nenhum tipo de material orgânico (STEGMANN & HEYER, 2005).

Diversos tipos de tratamentos biológicos podem ser utilizados no tratamento de lixiviado de aterros sanitários, tais como: lodos ativados; lagoas aeradas; lagoas de estabilização; recirculação e filtro biológico.

2.2.1.5.1.1 Tratamento de lixiviado por Lagoas de estabilização

Devido às inúmeras vantagens, tais como baixo custo de implantação e boa adaptabilidade em diversos locais, as lagoas de estabilização são um dos métodos mais difundidos no mundo, sobretudo em locais que dispõem de grandes áreas e clima tropical (HAMADA e MATSUNAGA, 2000).

O tratamento por lagoas é um processo tanto aeróbio como anaeróbio, promove a oxidação da matéria orgânica por meio do oxigênio produzido pelas algas no processo de fotossíntese, além de outros processos que intervêm na degradação, como a estabilização por digestão (lagoas de estabilização) (YÁNEZ, 1993).

No Brasil, os sistemas de lagoas, incluindo as lagoas anaeróbicas, facultativas e aeróbica (frequentemente em série), são amplamente utilizados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, principalmente, devido às condições climáticas favoráveis e disponibilidade de área territorial (MARTINS; CASTILHOS JR.; COSTA, 2010). Entretanto, o efluente final desses sistemas apresenta ainda elevada coloração, carga orgânica, especialmente recalcitrante (DQO), além de concentrações elevadas de amônia, com valores geralmente superiores aos exigidos pelos órgãos ambientais (CASTILHOS *et al.*, 2009).

2.2.1.5.1.2 Recirculação de lixiviado

A recirculação de lixiviado é um tipo de tratamento que associa o retorno desse efluente para o interior do aterro, feito, em geral, por meio do processo de aspersão (SILVA, 2002), sendo bastante utilizado em aterros localizados em regiões de clima seco.

No processo de recirculação de lixiviado, ocorre distribuição de umidade, matéria orgânica e microrganismos ao longo das células do aterro, o que acelera a decomposição dos resíduos ali depositados (REDDY e BOGNER, 2003; KOERNER SAN e ONAY, 2001 e SOONG, 2000).

Segundo Chan *et al.*, (2002), o processo de recirculação é relativamente controlado e para maximizar a estabilização do aterro, o volume e a frequência de recirculação de lixiviado deve ser rigorosamente controlado. O excesso de volume de lixiviado nas células do aterro, pode resultar na imposição de condições ácidas, as quais vão reduzir a atividade metanogênica, alterando a cinética dos processos de decomposição mediados por microrganismos. Há, ainda, o aumento de risco de

rompimento dos taludes de proteção do aterro e das geomembranas (KOERNER e SOONG, 2000).

Para Zeng, *et al.*, (2006) atualmente é dada uma atenção maior para estudos de recirculação de lixiviado em aterros sanitários, pois esse processo é benéfico no sentido que acelera o processo de estabilização dos resíduos aterrados, aumenta a produção de biogás e melhora a qualidade do lixiviado, facilitando o seu tratamento. No entanto, antes do processo de recirculação, deve-se analisar fatores como idade, pH e umidade dos resíduos, para tomar conhecimento se há condições e viabilidade de recircular o lixiviado.

2.2.1.5.2 Tratamento físico-químico

Segundo Fleck (2003), os tratamentos físico-químicos baseiam-se na remoção de poluentes pelo contato com os meios físicos, por intermédio da ação de forças de caráter físico ou químico, bem como por retenção mecânica ou por meio de alterações nas características dos efluentes devido à adição de produtos químicos.

Os tratamentos físico-químicos são frequentemente empregados em combinação com o pré-tratamento ou tratamento de algum poluente específico. Suas principais funções são: redução dos sólidos suspensos, das partículas coloidais, do material flutuante, da cor e dos compostos tóxicos (RENOU *et al.*, 2008).

Os processos físico-químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção de matéria orgânica no tratamento de lixiviado, mas normalmente apresentam alto grau de complexidade operacional, elevados custos de aquisição de equipamentos, implantação e operação, manutenção frequente e produção elevada de lodo, implicando na complexidade de tratamento da fase sólida (XIE *et al.*, 2012).

As técnicas de tratamento físico-químico representam, em geral, um custo mais elevado quando comparados aos métodos biológicos (OMAR; ROHANI, 2015). Além dos altos custos envolvidos na implantação do sistema de tratamento, na energia utilizada e nos produtos químicos, os processos físicos, em sua maioria, não degradam os poluentes, havendo apenas a transferência de fase dos mesmos e geração de um volume considerável de lodo (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

As principais técnicas utilizadas nos tratamentos físico-químicos são: processo integrado de coagulação, floculação, precipitação e sedimentação; flotação; oxidação química; stripping de amônia; evaporação e processo oxidativo avançado (POA).

De acordo com RENO *et al.* (2008), durante muitos anos os tratamentos biológicos convencionais e os clássicos físico-químicos têm sido considerados as tecnologias mais apropriadas para manipulação e gerenciamento de efluentes de alta resistência, como os lixiviados de aterros sanitários.

A integração dos processos físico-químico-biológicos potencializa o tratamento dos efluentes e elimina as complicações da aplicação individualizada desses tipos de tratamento, contribuindo para uma melhor eficácia do tratamento como um todo (RENO *et al.*, 2008).

2.2.1.5.2.1 Evaporação natural

A evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado representa a vaporização de parte da fração líquida de seu conteúdo (BIDONE, 2007). A transformação do líquido em vapor, pode acontecer de forma natural, ou seja, por meio da ação do sol, sendo este processo normalmente executado em lagoas, ou de maneira artificial, utilizando-se de fontes externas de energia, sendo executado geralmente em tanques de evaporação.

A evaporação natural pode ocorrer em locais de alta insolação, onde o lixiviado deve ser disposto em lagoas e concentrado pela ação do calor ambiente. A evaporação artificial é feita em um tanque metálico onde o lixiviado é aquecido a uma temperatura entre 80 e 90°C, propiciando a evaporação de uma parte da fração líquida, concentrando o teor de sólidos no líquido (IBAM, 2001).

Em um estudo realizado por Sá (2012), verificou-se uma redução de aproximadamente 100% na turbidez, cor e sólidos totais, utilizando a técnica de evaporação. Os resultados da DBO₅ e DQO, assim como dos coliformes totais e termotolerantes do destilado estiveram dentro dos padrões de lançamento da Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011).

Nesta pesquisa, o tratamento adotado para o lixiviado gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande foi por meio de evaporação natural em lagoas de estabilização.

2.2.2 Biogás

De acordo com a NBR 8.419 (ABNT, 1992), o biogás é “uma mistura de gases produzidos pela ação biológica na matéria orgânica, em condições anaeróbias, composta principalmente, de dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄) em composições variáveis”.

Além do dióxido de carbono e do metano, pode-se encontrar: Amônia (NH₃), o monóxido de carbono (CO), gás hidrogênio (H₂), sulfeto de hidrogênio (H₂S), nitrogênio (N₂) e oxigênio (O₂).

2.2.2.1 Fatores que afetam a geração de gases

Alguns aspectos afetam a geração de biogás em aterros sanitários, incluindo: a composição dos resíduos, a umidade, o pH, a amônia e a temperatura interna da massa de resíduos (LASKRI e NEDJAH, 2015; SETHI *et al.*, 2013; RAPOSO *et al.*, 2011; CHEN *et al.*, 2008). A influência dos fatores citados está diretamente relacionada ao processo biológico dos microrganismos e suas múltiplas inter-relações (AUDIBERT, 2011).

- **Composição dos resíduos**

Conforme Maciel (2003), a composição dos resíduos afeta quantitativamente e qualitativamente a produção dos gases. A disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídios) significa maior quantidade de substrato para a atuação de microrganismos. Desta forma, os resíduos com grande presença de matéria orgânica devem apresentar maior potencial de produção de gases.

De acordo com Palmisano e Barlaz (1996), os principais componentes orgânicos dos resíduos sólidos são a celulose e a hemicelulose. Muitos microrganismos são capazes de degradar e utilizar a celulose e hemicelulose como fontes de carbono e de energia, enquanto a lignina, principal componente do papel, é altamente resistente à biodegradação anaeróbia (SETHI *et al.*, 2013; JAYASINGHE *et al.*, 2011; HIGUCHI, 2006).

- **Umidade**

Segundo Aires (2018), a umidade corresponde ao valor obtido em porcentagem que é expresso pela quantidade de água perdida durante o processo de secagem, onde a água fornece nutrientes dissolvidos para os microrganismos, possibilitando sua rápida propagação no meio sólido e facilitando o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de biodegradação.

A umidade dos resíduos quando dispostos no aterro, é de suma importância, visto que, este parâmetro pode vir a interferir na geração de gases. A umidade de chegada dos

resíduos determinará a umidade inicial da massa de resíduos imediatamente após a disposição nas células, disponibilizando conteúdo de água necessário às reações químicas e possibilitando a bioconversão inicial das moléculas (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Os valores de umidade considerados adequados se estabelecem entre 40 e 60% (O'LEARY e TCHOBANOGLIOUS, 2002). Por outro lado, Palmisano e Barlaz (1996) afirmam que a faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá ser entre 20-40%. Dessa forma, pode-se verificar que a faixa de teor de umidade encontrada na literatura técnica é bastante ampla.

Conforme citado anteriormente neste trabalho, os valores de umidade considerados mais adequados para a biodegradação dos RSU nos aterros se estabelecem entre 40% e 60%, esse percentual determina uma melhor produção de metano. Valores de umidade fora dessa faixa prejudicam a atividade metabólica dos microrganismos, podendo desestabilizar as células de resíduos e retardar a produção de gases (OLIVEIRA, 2001). Isso pode ser devido à fermentação ácida da matéria orgânica, com liberação de grandes quantidades de ácidos voláteis, determinando a inibição do processo metanogênico (PAES, 2003).

- **pH**

O pH está relacionado com as fases de degradação da matéria orgânica nos sistemas aeróbios e anaeróbios, podendo variar com o tempo de degradação dos resíduos (SILVA, 2012).

A geração de metano, ocorre quando o pH está em torno de 6,7 e 7,5 onde, valores fora dessa faixa, como por exemplo, inferior a 6,0 ou superior a 8,0, podem limitar a produção desse gás.

Altos valores de pH resultariam em maior toxicidade devido às maiores concentrações de amônia, que é identificada como um dos agentes mais tóxicos para as arqueas metanogênicas (CHEN *et al.*, 2008). Por outro lado, baixos valores de pH são indicativos da acumulação de ácidos graxos voláteis dentro do sistema, que representam, um dos principais produtos intermediários formados durante a fase acidogênica de biodegradação dos resíduos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

- **Amônia**

A amônia é considerada um dos compostos mais importantes na inibição do processo de digestão anaeróbia, visto que, dependendo de suas concentrações, principalmente da amônia livre, podem apresentar toxicidade às populações microbianas, em especial, as *arqueas* metanogênicas (EL-SALAM e ABU-ZUID, 2015; YENIGÜN e DEMIREL, 2013). Além das concentrações de amônia, fatores como temperatura do processo, metais e pH também têm uma relação direta com os teores considerados tóxicos e inibitórios para os microrganismos do processo de degradação anaeróbia (CHEN, CHENG e CREAMER, 2008).

- **Temperatura**

As condições de temperatura dentro da massa de RSU influenciam o tipo de microrganismo predominante e o nível de produção de biogás, sendo a faixa ótima de temperatura para as bactérias mesofílicas de 25 a 35 °C e para as bactérias termofílicas de 45 a 65 °C (MCBEAN, 1995).

As arqueas metanogênicas aumentam o rendimento quando a temperatura está na faixa mesófila, entre 25 e 35°C, e temperaturas fora dessa faixa podem inibir ou até mesmo causar a morte celular desses microrganismos (QIAN *et al.*, 2001).

As diferenças de temperatura existentes entre o ambiente externo e o ambiente interno podem fornecer calor ou extrair calor da massa de resíduos. Comumente há perda de calor para o exterior, situação típica de invernos prolongados e a baixas temperaturas, tendem a inibir os processos de biodegradação pela inibição da ação das bactérias mesofílicas. Tem-se assim uma situação de dormência nos processos de biodegradação anaeróbios. Em regiões de clima tropical, onde a amplitude de variação da temperatura entre o exterior e o interior se mostra menor, essas condições tendem a ser amenizadas (AUDIBERT, 2011).

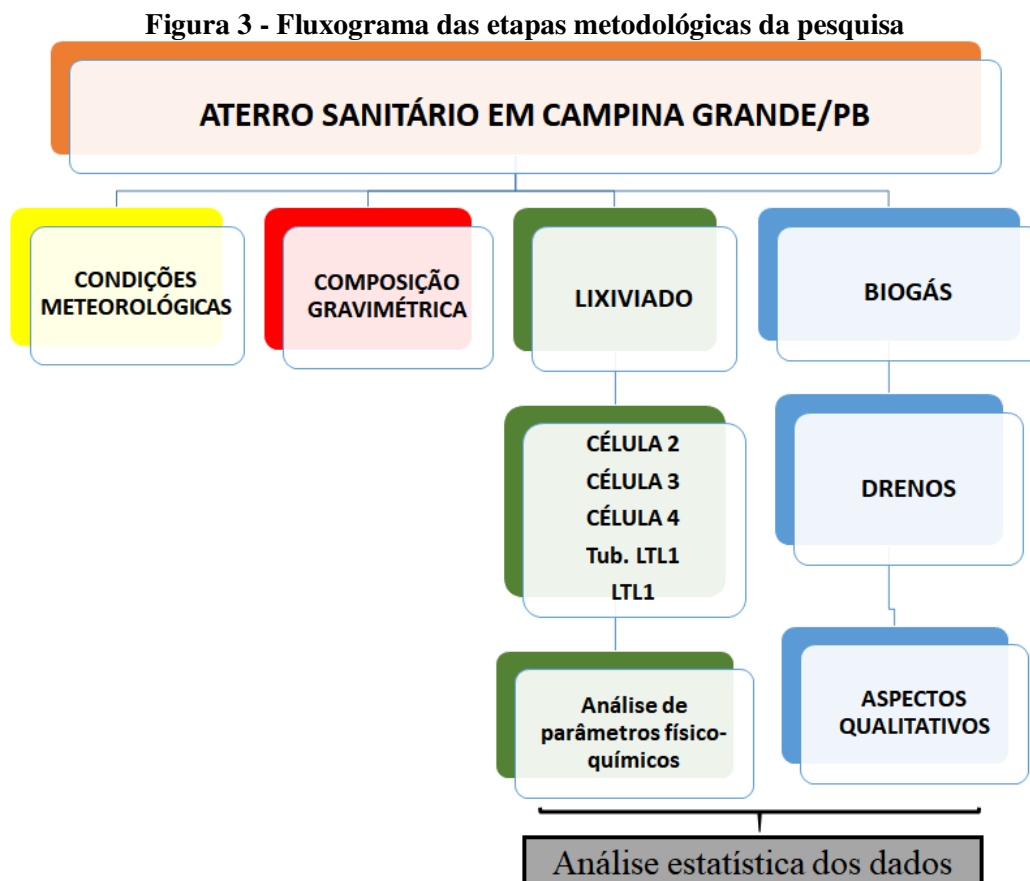
Assim como o lixiviado, os fatores que regem a geração de biogás, também são influenciados pelas diferentes fases de biodegradação (Figura 2), visto que, cada parâmetro analisado, possui suas concentrações específicas de acordo com determinada fase.

CAPÍTULO 3 - METODOLOGIA

3.1 Considerações iniciais

Neste capítulo é realizada uma breve descrição das etapas metodológicas necessárias para a consolidação desta pesquisa. Apresenta as condições meteorológicas, as características do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), campo experimental onde o estudo foi realizado, assim como, composição gravimétrica realizada com os resíduos do ASCG, a caracterização e o monitoramento do lixiviado e do biogás.

Na Figura 3 apresenta-se o fluxograma com os procedimentos que foram realizados para o desenvolvimento desta pesquisa.



Fonte: ALMEIDA (2019)

3.2 Condições meteorológicas

Segundo Monteiro (2003) deve-se levar em conta o estudo das condições meteorológicas da localidade onde o aterro sanitário está instalado, visto que, essas condições meteorológicas influenciam nas reações químicas de um aterro, devido sua interferência nas propriedades físico-químicas e biológicas dos resíduos, influenciando na geração, qualidade e quantidade de lixiviado e biogás.

3.2.1 Precipitação pluviométrica

A precipitação pluviométrica pode influenciar de maneira significativa no comportamento e na dinâmica dos aterros sanitários. Segundo Guedes (2018), o aporte de água no interior do maciço sanitário, por exemplo, provoca impacto direto na umidade dos RSU, afetando o processo biodegradativo dos resíduos e, conseqüentemente, a geração dos subprodutos.

Os dados de precipitação utilizados nesta pesquisa, foram adquiridos por meio da Estação Meteorológica do Instituto Nacional do Semiárido (INSA), localizada na PB-138, Km 1, e distante, aproximadamente, a 9 km do ASCG, sendo disponibilizados pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESPA).

3.2.2 Evaporação

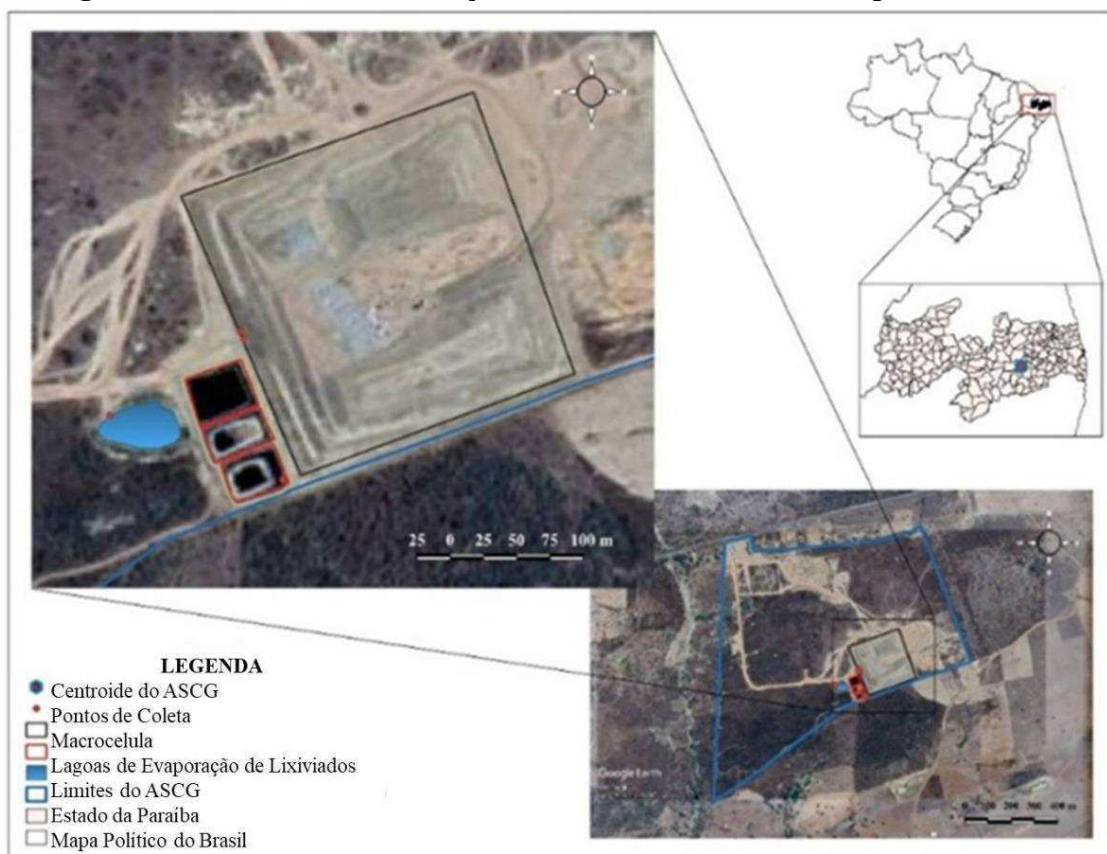
Os dados de evaporação utilizados nesta pesquisa, foram adquiridos por meio do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), onde foram medidos a partir de um evaporímetro de Piché.

3.3 Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está localizado na Fazenda Logradouro II, distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande-PB; sob as coordenadas geográficas 7°16'38'' latitude Sul e 36°00'51'' (Figura 4). O ASCG é operacionalizado pela empresa privada Ecosolo- Gestão Ambiental, tendo sua operação

iniciada em julho de 2015. Foi projetado para receber resíduos Classes IIA (resíduos não perigosos e não inertes) e IIB (não perigosos e inertes) segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004) e para ter uma vida útil de 25 anos. O monitoramento geoambiental do aterro é realizado pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), por meio do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), desde março de 2016.

Figura 4 - Vista aérea da localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



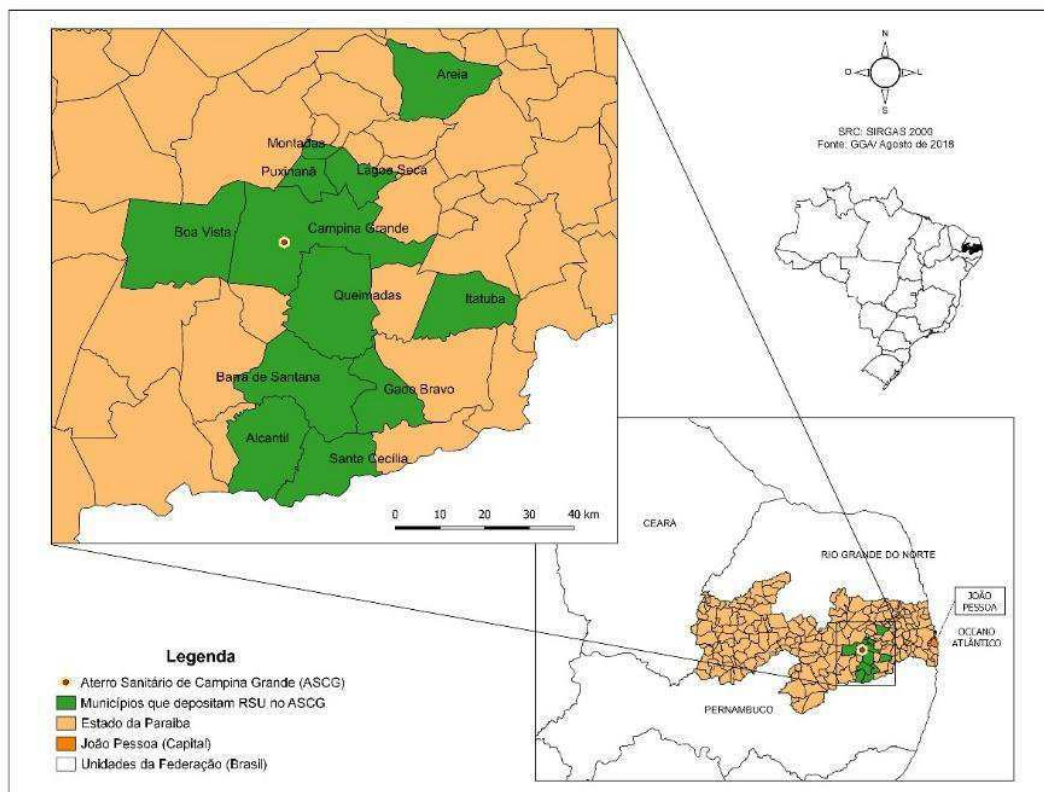
Fonte: Adaptada do Google Earth® (2018)

O ASCG possui uma área total de 64 hectares (ha) e uma área potencial de 40 ha, para construção das 22 Células de disposição de resíduos com dimensões de 100x100x20 metros correspondentes ao comprimento, largura e altura, respectivamente e foi dimensionado para receber uma capacidade inicial de 350 t.dia⁻¹ de resíduos.

No início do monitoramento do ASCG, em março de 2016, o aterro recebia em torno de 500 t.dia⁻¹ de RSU provenientes do município de Campina Grande-PB e mais 3 (três) municípios paraibanos vizinhos (Puxinanã, Montadas e Boa Vista). Em 2018, a massa de resíduos aterrada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB atingiu, aproximadamente, 700 t.dia⁻¹ de RSU, oriunda de 13 municípios do estado da Paraíba,

Brasil (Figura 5). É importante ressaltar que a maior parte, em torno de 95% desses resíduos, são provenientes do município de Campina Grande-PB e os 5% restantes oriundos dos demais municípios.

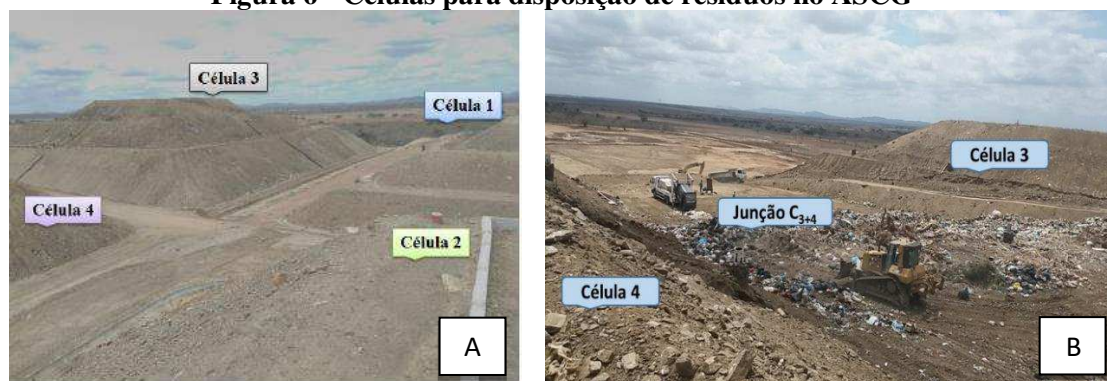
Figura 5 - Municípios que dispõem resíduos no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



Fonte: GGA (2018)

Desde o início da operação do ASCG – PB, julho de 2015 a setembro de 2017, foram encerradas 4 (quatro) células, denominadas de Células 1 (C_1), 2 (C_2), 3 (C_3) e 4 (C_4) das 22 (vinte e duas) projetadas (Figura 6A). Na fase atual, o ASCG encontra-se com as seguintes configurações: Células 1, 2, 3 e 4 e as junções entre as Células de resíduos, denominadas, como: junção entre a Célula 1 e a Célula 2 (C_{1+2}), junção entre a Célula 1 e a Célula 3 (C_{1+3}), junção entre a Célula 2 e a Célula 4 (C_{2+4}) e junção entre a Célula 3 e a Célula 4 (C_{3+4}) (Figura 6B). Após a junção das Células, o ASCG constitui-se apenas de uma Célula única (macro célula) com dimensões de base de 210 x 210 m, e uma altura média de 25 m.

Figura 6 - Células para disposição de resíduos no ASCG



A) antes do início de junção das células em junho de 2017 B) Junção da C_{3+4} em maio de 2018

Fonte: GGA/UFCG (2018)

Vale salientar que, no projeto original do ASCG já estava previsto a realização de junção das células de resíduos, ou seja, o preenchimento com resíduos das vias de acesso entre as Células, como método de aproveitamento de área. Essa medida precisou ser adotada, devido ao grande volume de RSU que está sendo depositado no Aterro, visto que, todas as categorias de RSU, e não apenas os rejeitos, estão sendo encaminhadas ao empreendimento. Sendo assim, houve a necessidade, por parte da equipe responsável pela operação, de buscar melhores formas de aproveitamento da área para aumentar a vida útil do Aterro. Esse tipo de procedimento é utilizado em aterros brasileiros e internacionais, portanto, se configura em operação de adequação às demandas locais. No entanto, é indispensável que haja o monitoramento ambiental e geotécnico durante as fases de operação do aterro para garantir condições de segurança e uma boa biodegradabilidade, bem como, uma boa operacionalização do empreendimento.

3.3.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica utilizada nesta pesquisa, foi realizada por Guedes (2018), em que foram retirados resíduos da Célula 3, Célula esta que estava em fase de operação na época de tal atividade, ou seja, eram resíduos frescos com no máximo três dias que haviam sido dispostos no local.

A composição gravimétrica para este estudo foi baseada na metodologia de Lipor (2000) com adaptações de Leite (2008) e Pereira *et al.*, (2010).

Após a coleta, os resíduos foram encaminhados para um galpão, onde foram seguidas as seguintes etapas metodológicas, conforme a Figura 7.

Figura 7 – Procedimentos realizados para a composição gravimétrica



Fonte: GUEDES (2018)

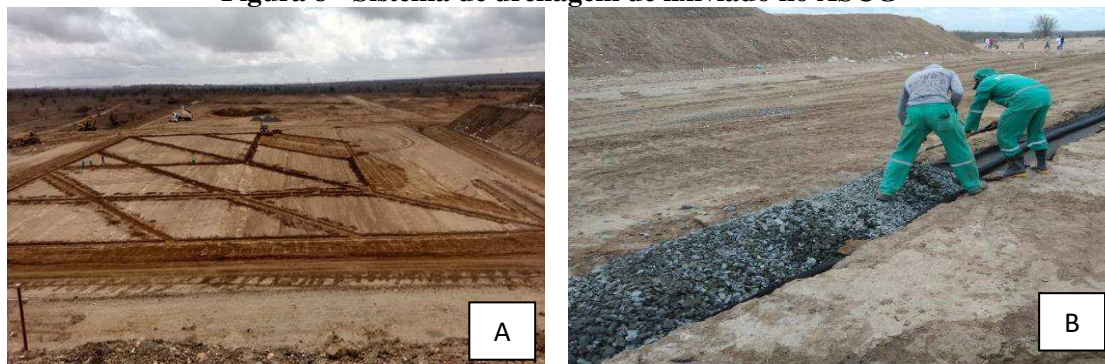
Os resíduos foram dispostos em uma lona, em seguida foram abertas as sacolas plásticas, foi realizada a homogeneização e quarteamento dos resíduos, onde escolheu-se para compor a amostra final, duas pilhas de resíduos diametralmente opostas. Feito isto, os materiais foram separados de acordo com as categorias: papel e papelão, plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, material putrescível e outros, onde cada categoria foi devidamente pesada.

3.3.2 Sistema de drenagem do lixiviado

A drenagem do lixiviado, no ASCG é utilizada do tipo “espinha de peixe” (Figura 8A), a qual o lixiviado flui por gravidade para poços de visita e, posteriormente, é encaminhado para as Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTL).

A execução desse sistema nas Células de resíduos consistiu na abertura de valas, colocação de um selo de bentonita, revestimento das valas com material geotêxtil, tubulação para drenagem do lixiviado e, por fim, uma camada de brita nº 1 (24 mm) (Figura 8B).

Figura 8 - Sistema de drenagem de lixiviado no ASCG



A) Drenagem de lixiviado em uma Célula de resíduo

B) Preparação das valas de coleta e escoamento de lixiviado

Fonte: GGA/UFCG (2016)

3.3.3 Caracterização físico-química do lixiviado

Para esta pesquisa, foi utilizado o lixiviado, tanto na sua forma *in natura*, quanto o lixiviado tratado em uma lagoa de evaporação. Cabe ressaltar, que as coletas de lixiviado foram realizadas com uma periodicidade mensal, durante o período compreendido entre maio de 2016 a outubro de 2018. No que diz respeito aos procedimentos referentes à coleta, preservação e transporte das amostras de lixiviado, foram efetuados de acordo com as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Após as coletas, as amostras de lixiviado foram acondicionadas em uma caixa térmica com gelo e transportadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, para a realização de sua caracterização, no qual foram analisados os seguintes parâmetros: pH, AT, NAT, DBO, DQO, Alumínio (Al), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Zinco (Zn), conforme os métodos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

3.3.3.1 Testes de fitotoxicidade

Além das análises de parâmetros físico-químicos no lixiviado, foram realizados testes de fitotoxicidade utilizando sementes de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*), conforme indicações de TÍQUIA & HODGKISS (1996).

As sementes utilizadas nestes testes, passaram inicialmente por um processo de lavagem com água destilada. Foram preparadas diluições sucessivas por meio do

lixiviado bruto, em que para a primeira diluição (10^{-1}), foram utilizados 10 mL de lixiviado para 90 mL de água destilada. Em seguida, as sementes que tinham sido previamente lavadas, foram colocadas em placas de *Petri* com diâmetro de 100x20mm contendo papel filtro, onde foram adicionados 10 mL do extrato obtido por meio das diluições feitas com o lixiviado bruto. As análises foram realizadas em triplicata, utilizando-se a diluição 10^{-2} , por se tratar de uma diluição que melhor representa os resultados. Também foram realizados testes em branco, cultivando as sementes apenas com água destilada; estes testes, assim como os demais, foram realizados em triplicata. Feito isto, as placas foram encaminhadas para uma estufa BOD, onde passaram o período de 5 dias e a uma temperatura de 20°C.

Após o período de 5 dias, as sementes foram analisadas e observados os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e Crescimento Relativo da Raiz (CRR). As Equações (1) e (2) foram utilizadas para calcular o GRS e o CRR das sementes, respectivamente.

Germinação Relativa da Semente (GRS):

$$\text{GRS (\%)} = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} * 100 \quad \text{Eq. 1}$$

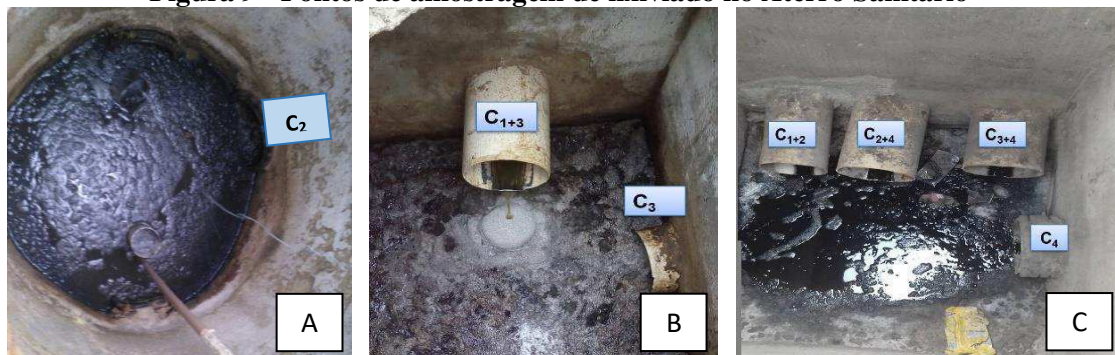
Crescimento Relativo da Raiz (CRR):

$$\text{CRR(\%)} = \frac{\text{média do comprimento da raiz}}{\text{média do comprimento da raiz do controle} \sqrt{\text{crescimento da raiz do controle}}} * 100 \quad \text{Eq. 2}$$

3.3.4 Monitoramento do lixiviado

O monitoramento do lixiviado no ASCG para esta pesquisa, foi realizado nos Pontos C₂, C₃ e C₄ (Poços de visita que recebe individualmente o lixiviado gerado pela degradação dos RSU que foram aterrados nas Células 2, 3 e 4), conforme ilustrado nas Figuras 9 (A, B e C), respectivamente. Foi realizado no período compreendido entre maio de 2016 a outubro de 2018, totalizando 870 dias de monitoramento.

Figura 9 - Pontos de amostragem de lixiviado no Aterro Sanitário



(A) Ponto C_2

(B) Ponto C_3 e Junção (C_{1+3})

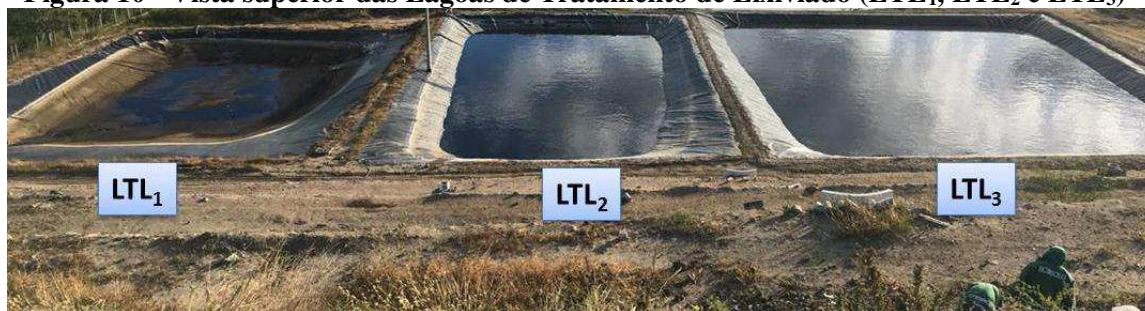
(C) Ponto C_4 e Junções (C_{1+2} ; C_{2+4} e C_{3+4})

Fonte: GGA/UFCG (2018)

É importante destacar que, não foi possível realizar nesta pesquisa a caracterização do lixiviado gerado na Célula 1. Isto ocorreu, em virtude de não ter conseguido, durante todo o período da pesquisa, detectar a presença de lixiviado no Poço de visita da Célula 1, impossibilitando desta forma, coletar qualquer tipo de amostra de lixiviado resultante da biodegradação dos RSU aterrados nesta Célula.

Outros pontos de coleta estudados nesta pesquisa para o monitoramento do lixiviado localizaram-se na LTL_1 (Figura 10), que recebe o lixiviado das Células 1, 2, 3 e 4 do Aterro Sanitário, bem como das suas respectivas Junções (C_{1+2} , C_{1+3} , C_{2+4} , C_{3+4}), e na tubulação de entrada da LTL_1 (Tub. LTL_1) (Figura 11). Vale salientar que, todas as lagoas de estabilização do ASCG, são impermeabilizadas com uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) de 2 mm de espessura, que tem por técnica de tratamento a evaporação natural.

Figura 10 - Vista superior das Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTL_1 , LTL_2 e LTL_3)



Fonte: GGA/UFCG (2018)

Figura 11 - Coleta de lixiviado do ASCG na tubulação de entrada da LTL₁



Fonte: GGA/UFCG (2016)

É importante ressaltar que, as LTLs, servem, principalmente, para acumulação do lixiviado gerado no ASCG, e, são utilizadas como forma de controle de vazão para recirculação de lixiviado nas Células, e que, os lixiviados represados nas LTLs não são lançados em nenhum corpo hídrico de acordo com Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório (EIA/RIMA) do empreendimento. Embora o ASCG apresentasse no momento da pesquisa três lagoas de tratamento de lixiviado, estas lagoas servem apenas para acumulação, recebendo o lixiviado oriundo da Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL₁), justificando assim, a escolha de se caracterizar apenas o lixiviado da primeira lagoa, por se tratar do mesmo efluente. Destaca-se ainda que, o lixiviado represado nas lagoas de tratamento, não segue um tempo de detenção hidráulica pré-determinado, pois isto não foi previsto em projeto, e, que as atividades de disposição de RSU, nas Células 1, 2, 3 e 4 já foram encerradas, onde atualmente os resíduos estão sendo dispostos nas junções entre estas quatro Células.

3.3.5 Sistema de drenagem do biogás

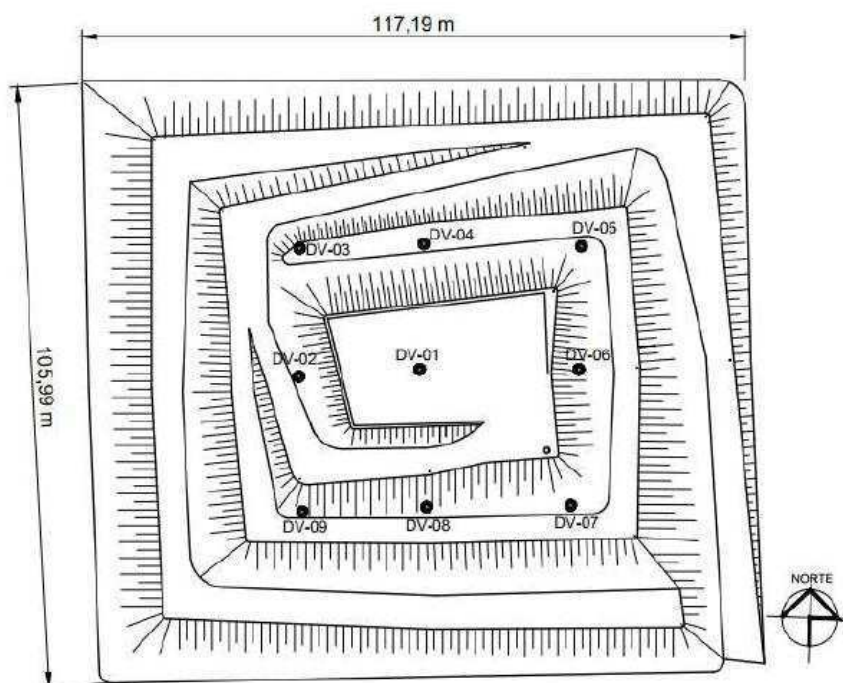
O sistema de drenagem do biogás no Aterro Sanitário em Campina Grande é composto por 9 (nove) drenos verticais em cada Célula de 100 x 100 m (1 ha), nomeados de DV-01 a DV-09 e que estão distribuídos ao longo das Células (Figura 12 e 13).

Figura 12 - Drenos verticais (DV) de biogás na Célula 2 do ASCG



Fonte: GGA/UFCG (2018)

Figura 13 - Planta baixa da Célula 2 e localização dos drenos verticais (DVs)



Fonte: GUEDES (2018)

Os drenos verticais são compostos por tubos de concreto dotadas de orifícios, para possibilitar a entrada do biogás ao longo de seu comprimento, com diâmetro interno de 0,28 m e externo de 0,37 m. Para proteger esta tubulação de drenagem, as manilhas são revestidas por britas nº 3 (38 mm), amarradas por uma malha de ferro de 0,15 x 0,15 m, com diâmetro variando entre 0,90 e 0,92 m, conforme ilustrado na Figura 12. Cabe

ressaltar que todos os drenos verticais de biogás das 4 (quatro) Células, assim como, das junções entre as Células, encontram-se abertos à atmosfera.

3.3.6 Aspectos gerais da Célula 2

O monitoramento de biogás para esta pesquisa, foi realizado apenas na Célula 2, tendo em vista que, esta Célula foi a única que teve sua camada de cobertura de solo compactado preservada durante todo o período de monitoramento desta pesquisa, ficando isolada para realização de estudos, permitindo desta forma, as medições de biogás. As medições realizadas nas Células 1, 3 e 4 foram insuficientes para uma análise mais detalhada sobre a geração de biogás nos drenos instalados nestas Células. Vale destacar que, a Célula 4, em virtude dos altos índices pluviométricos em alguns meses, ficou impossibilitada de receber resíduos, assim como, da realização do monitoramento das concentrações de biogás. Diante deste cenário, e da mudança da configuração no ASCG, após a necessidade de junção das quatro Células, as medições das concentrações dos gases gerados durante o processo de biodegradação dos resíduos, só puderam ser realizadas na Célula 2. Sendo assim, nesta pesquisa, a Célula 2 se configurou como uma espécie de campo experimental que serviu para representar o que ocorre de fato nas demais Células, representando as Células do ASCG em termos de geração de biogás associada ao processo de biodegradação.

A Célula 2 teve sua operação iniciada em dezembro/2015, sendo encerrada em maio/2016 (Figura 14), com uma massa total de 62.359,44 t de RSU aterrados. No Quadro 1 é apresentada uma caracterização geral da Célula 2, em relação a alguns aspectos construtivos.

Figura 14 - Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, após encerramento das atividades de disposição



Fonte: GGA/UFCEG (2018)

Quadro 1 - Características gerais da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

Aspectos relevantes	Características
Dimensões da base	<ul style="list-style-type: none"> • 105,99 x 117,19 m
Impermeabilização da base	<ul style="list-style-type: none"> • Solo compactado de baixa permeabilidade à água, sem adição de manta geotêxtil
Altura da Célula 2	<ul style="list-style-type: none"> • 17,00 m, altura média
Impermeabilização da camada de cobertura	<ul style="list-style-type: none"> • Solo compactado de espessura variada, com média de 1,2 m no platô superior
Impermeabilização dos taludes	<ul style="list-style-type: none"> • Solo, sem adição de manta geotêxtil
Drenos verticais de gases	<ul style="list-style-type: none"> • 9 drenos
Sistema de drenagem de lixiviado	<ul style="list-style-type: none"> • Constituída de drenos principais, drenos coletores e drenos secundários, que em conjunto são denominados “espinha de peixe”

Fonte: GUEDES (2018)

3.3.7 Monitoramento dos drenos verticais

O monitoramento qualitativo de gases nos drenos verticais (DV-01 a DV-09) da Célula 2 compreendeu medições da composição do biogás, em termos das concentrações de CH₄ (metano), CO₂ (dióxido de carbono) e O₂ (oxigênio).

As concentrações de biogás foram monitoradas com o aporte do detector portátil de gases, Dräger modelo X-am 7000 (Figura 15). Esse método permite resultados em 3 a 5 minutos, com medições diretas no dreno de gás, proporcionando bom desempenho e realizando medições das concentrações de 0-100 % v/v para os gases CH₄, CO₂, O₂. A frequência desse monitoramento foi mensal, entre os meses de junho/2016 e dezembro/2017, correspondentes ao período de 30 a 570 dias após a conclusão da Célula 2.

Figura 15 - Medição das concentrações de biogás nos Drenos verticais (DV)



Fonte: GUEDES (2018)

Salienta-se que as medições foram realizadas com os drenos abertos à atmosfera, sendo utilizada uma mangueira flexível, adaptável ao Dräger, com comprimento suficiente para atingir pontos de profundidade intermediária dos drenos (Figura 12), dessa forma, com uma menor interferência do ar atmosférico.

3.4 Tratamento estatístico dos dados

Para este estudo, utilizou-se da estatística descritiva, assim como, a multivariada.

A estatística descritiva dos parâmetros analisados nesta pesquisa, foi feita por meio do software Microsoft Excel 2010 para uma análise inicial dos dados. No que se refere a estatística multivariada, utilizou-se inicialmente, uma matriz de correlação de Pearson, para verificar o nível de relação entre as variáveis e em seguida, foi feita uma Análise de Componentes Principais (ACP) para estudar a formação dos grupos de variabilidades equivalentes, utilizando-se o software Statística (versão 12.0).

Importante ressaltar que, para a análise em componentes principais, foram utilizadas médias móveis, para o preenchimento de algumas lacunas durante a aquisição de dados do monitoramento do aterro, ou seja, para o preenchimento dos pontos não medidos.

A análise estatística dos dados, se configura como uma ferramenta imprescindível para uma análise dos dados, assim como, verificar as relações existentes entre as diferentes variáveis.

CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados e discussões obtidos para análise do comportamento biodegradativo do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, por meio dos lixiviados e do biogás gerados, durante o período de maio de 2016 a outubro de 2018. No que se refere ao lixiviado, foi analisado o efluente gerado nas Células 2, 3 e 4, na Tubulação de entrada da Lagoa 1 (Tub. LTL₁) e na Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL₁). O estudo das concentrações de biogás foi realizado apenas na Célula 2, por motivos já explicitados na Metodologia deste trabalho. Para melhor entendimento das variáveis estudadas, também serão apresentados neste capítulo, dados de precipitação e evaporação do município de Campina Grande-PB, assim como, a composição gravimétrica realizada com os resíduos do ASCG.

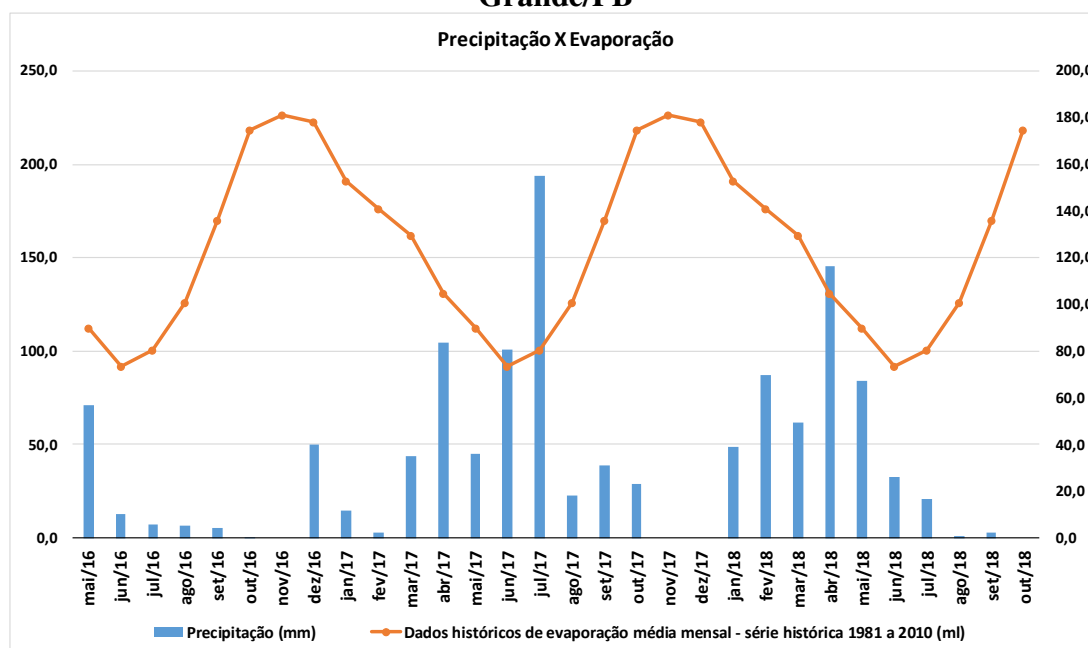
4.1 Condições meteorológicas

4.1.1 Precipitação pluviométrica e evaporação

A precipitação pluviométrica é um elemento climático importante na indução do comportamento e das características de outras variáveis meteorológicas, como temperatura do ar, umidade relativa e ventos (NOBRE *et al.*, 2009). Este elemento, influencia no aumento da umidade no interior da massa de resíduos do aterro sanitário, fazendo com que haja uma maior geração de lixiviados, assim como, pode promover uma desestabilização do processo de biodegradação dos RSU, visto que, a precipitação contribui com um acréscimo de oxigênio dissolvido na massa de resíduos, desestabilizando o meio anaeróbico e interferindo dessa forma na geração de biogás.

Na Figura 16, é possível verificar o índice pluviométrico (mm) registrado no município de Campina Grande/PB no período compreendido entre maio de 2016 a outubro de 2018, assim como, a taxa de evaporação para o município de Campina Grande/PB na série histórica 1981-2010.

Figura 16 - Índice pluviométrico e evaporação no município de Campina Grande/PB



Fonte: Dados da AESA (2018); INMET (2018)

Analisando a Figura 16, para o período observado durante o ano de 2016, ou seja, de maio a dezembro, a precipitação variou de 0,2 a 70,9 mm, sendo o mês de outubro o de menor precipitação e maio o de maior índice pluviométrico, registrando um acumulado anual de 152,6mm. No ano de 2017, a precipitação variou entre 0,6 a 115mm, sendo o mês de fevereiro o de menor precipitação e julho o de maior índice pluviométrico, registrando um acumulado anual de 615,6 mm. Em 2018, foi registrado um acumulado anual de 483,7 mm, onde a precipitação variou entre 0,9 a 145,2 mm, sendo o mês de agosto o de menor precipitação e abril o de maior índice pluviométrico.

Vale salientar que nos meses de novembro/2016, novembro e dezembro de 2017 e outubro/2018, não foi registrado nenhum índice de chuva no município de Campina Grande-PB, resultando nos meses supracitados, em 0mm de precipitação pluviométrica.

Durante a estação das chuvas, ocorre o aumento do conteúdo de umidade no aterro, favorecendo a aceleração dos processos anaeróbios de biodegradação dos resíduos realizados pelos microrganismos (IFEANYICHUKWU, 2008). Kulikowska e Klimiuk (2008), em um estudo de quatro anos de monitoramento, efetuado em um aterro na Polônia, verificaram que as variações de parâmetros como fósforo, cálcio, magnésio, sulfato, cloretos, sólidos dissolvidos e metais dependiam mais da estação do ano do que da idade do aterro.

O município de Campina Grande faz parte do semiárido Paraibano, fazendo com que haja um alto índice de evaporação. Segundo Melo & Rodriguez (2004), o baixo índice de chuvas na região justifica uma maior taxa de evaporação de água durante quase todo o ano, tendo assim um chamado déficit hídrico o que designa uma situação na qual as precipitações exibem valores inferiores aos da evaporação, conforme pode ser observado na Figura 16, onde pode-se perceber uma alta taxa de evaporação, em um total acumulado de 1.541,4 mm.ano⁻¹, sendo superior à precipitação durante maior parte do tempo.

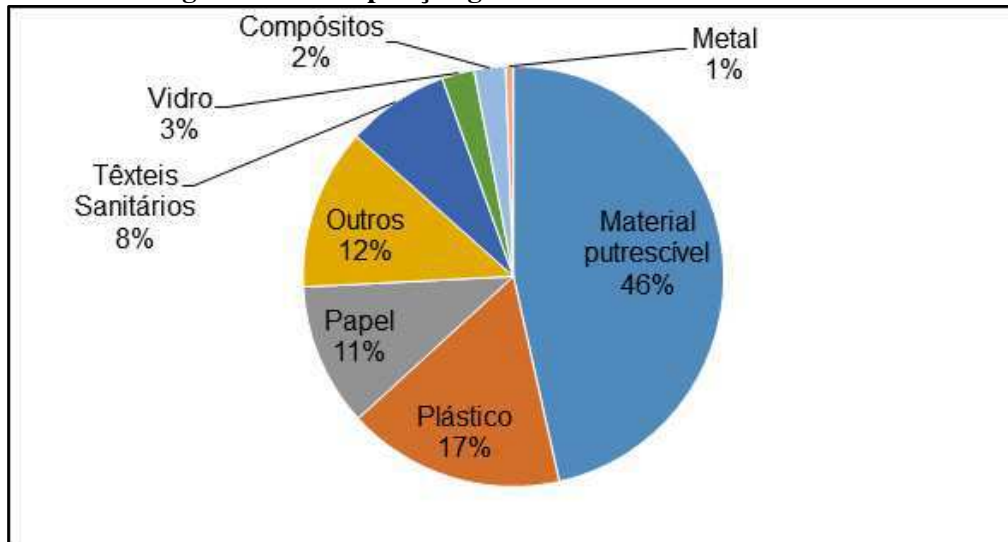
Durante o início do monitoramento da Célula 2, ou seja, maio/16, percebe-se que houve pouca chuva no período analisado (Figura 16), registrando um acumulado de 70,9 mm de precipitação pluviométrica para este mês. Com isso, pode-se inferir que, o baixo índice pluviométrico registrado na região e a alta taxa de evaporação, não interferiu no processo de biodegradação dos resíduos, e que o ambiente no interior da massa de resíduos, estava adequado para o desenvolvimento das *arqueas* metanogênicas, e, conseqüentemente, geração de biogás, visto que, durante todo o período de monitoramento da Célula 2, ou seja, maio/16 a fevereiro/17, foram registradas concentrações de CH₄ acima de 50%, conforme pode ser observado na Figura 59, e que, a umidade requerida no processo de biodegradação, já estava presente no próprio resíduo na origem, ou seja, o resíduo já se encontrava úmido.

4.2 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica expressa em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos. A composição gravimétrica dos RSU depende de aspectos relacionados ao crescimento populacional, aos padrões de consumo, aos hábitos alimentares, à quantidade de resíduos, ao poder aquisitivo, à presença de programas de reciclagem e compostagem, às condições climáticas e sazonais de cada região (SONG *et al.*, 2013; ZHANG *et al.*, 2010).

A Figura 17 apresenta o percentual de cada tipo de resíduo obtido neste estudo.

Figura 17 – Composição gravimétrica dos RSU do ASCG



Fonte: GGA (2018)

De acordo com a Figura 17, verifica-se que 46% dos RSU que chegam no ASCG são compostos por materiais putrescíveis, ou seja, restos de alimentos, cascas, restos de frutas e legumes entre outros. Esse percentual é inferior à média brasileira, de 51,4%, para essa fração de resíduos (IPEA, 2012). Por outro lado, em uma composição gravimétrica utilizando os RSU do município de Campina Grande realizada pelo Grupo de Geotecnia Ambiental da UFCG (GGA/2015), foi verificado, por meio de um planejamento estatístico, resultado semelhante ao desta pesquisa para o material putrescível, ou seja, um percentual de 47%.

Outras categorias de RSU foram encontradas neste estudo, como os plásticos (17%), outros (12%), papel (11%), têxteis sanitários (8%), vidros (3%) compósitos (2%), metais (1%), e que totalizam 54% dos resíduos.

Segundo Guedes (2018), a composição gravimétrica realizada no ASCG é um indicativo inicial da capacidade de geração de subprodutos, em virtude do elevado teor de material biodegradável presente nesses resíduos. Ainda de acordo com a referida autora, a presença de material biodegradável é apenas um dos fatores que interferem na geração dos subprodutos em um aterro sanitário. Aspectos relacionados à umidade e idade dos resíduos, pH e temperatura também estão entre os fatores que mais interferem nessa geração (LASKRI e NEDJAH, 2015; LV *et al.*, 2013; MACHADO *et al.*, 2009; QIAN *et al.*, 2001; McBEAN *et al.*, 1995).

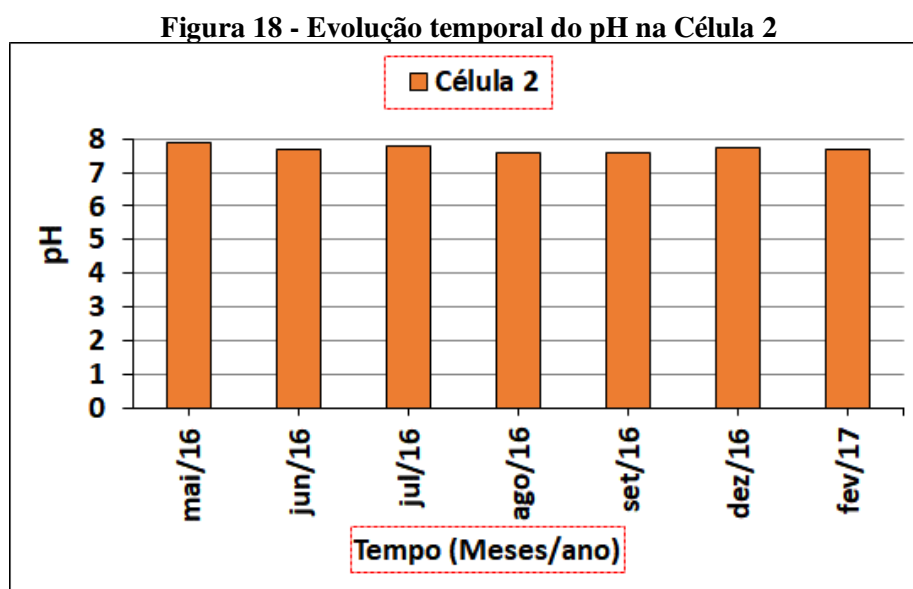
4.3 Análises físico-químicas do lixiviado

Nesta pesquisa foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, Alcalinidade Total (AT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e metais (manganês, ferro, cromo, chumbo, zinco e alumínio). Os parâmetros foram obtidos para análise do lixiviado gerado nas Células 2, 3 e 4, na Tubulação de entrada da Lagoa 1 (Tub. LTL₁) que corresponde ao lixiviado *in natura* gerado nas Células 2, 3 e 4 e na Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL₁), para análise do lixiviado pós tratamento. Vale salientar que, em virtude de problemas técnicos-operacionais, só foi possível realizar três coletas de lixiviado na Célula 3 durante o ano de 2017, assim como, no ano de 2018, as coletas só puderam ser iniciadas a partir do mês de julho/18. Outro fato a ser levado em consideração é que, em virtude de tais problemas, não foi possível a realização de ensaios de DBO₅ e fitotoxicidade para a Célula 2.

4.3.1 Célula 2

Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Figura 18 pode-se analisar a evolução temporal do pH para o lixiviado da Célula 2 (C₂), no período compreendido entre maio de 2016 a fevereiro de 2017.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Com base na Figura 18, pode-se observar que os valores de pH mantiveram-se praticamente constantes durante todo o período avaliado, variando entre 7,5 a 7,9 para a C₂. O fato da C₂ apresentar um lixiviado com pH acima da neutralidade, justifica-se porque esta Célula começou a ser monitorada no término de sua operação, ou seja, a partir do dia 31 de maio/16, em que as atividades de disposição de resíduos, já haviam sido encerradas desde do dia 08 de maio/16. Sendo assim, o lixiviado analisado durante o período de monitoramento, indica que os resíduos depositados na Célula 2, já se encontravam na fase metanogênica, devido os microrganismos metanogênicos terem consumido os ácidos orgânicos oriundos das fases anteriores de biodegradação, ou seja, com valores de pH variando entre 6,8 a 8,0, conforme (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

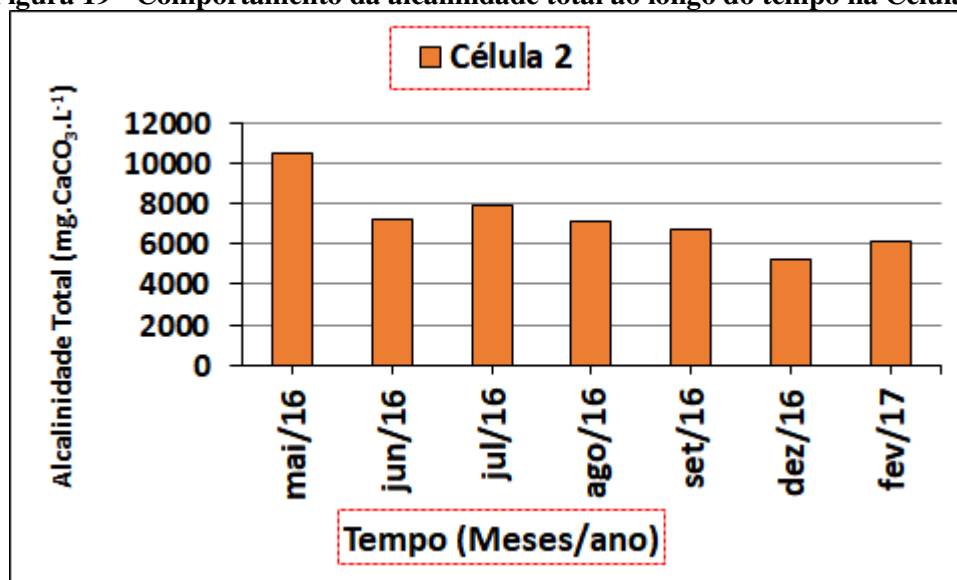
Valores similares aos obtidos nesta pesquisa em relação ao parâmetro pH, foram também verificados em estudos realizados por Marigonda Jr. (2004) ao estudar um aterro sanitário que estava sendo operado por cerca de dois anos.

Alcalinidade Total (AT)

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a Alcalinidade Total em águas residuárias é resultante da presença de hidróxidos (OH⁻), carbonatos (CO₃²⁻) e bicarbonatos (HCO₃⁻), os quais são originados de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônia entre outros. No caso dos lixiviados gerados em aterros de RSU, a alcalinidade está diretamente ligada às concentrações de nitrogênio amoniacal, pois, nestes resíduos líquidos a amônia surge na forma de bicarbonato de amônio (CONTRERA, 2008).

Na Figura 19 é apresentado o comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 2.

Figura 19 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

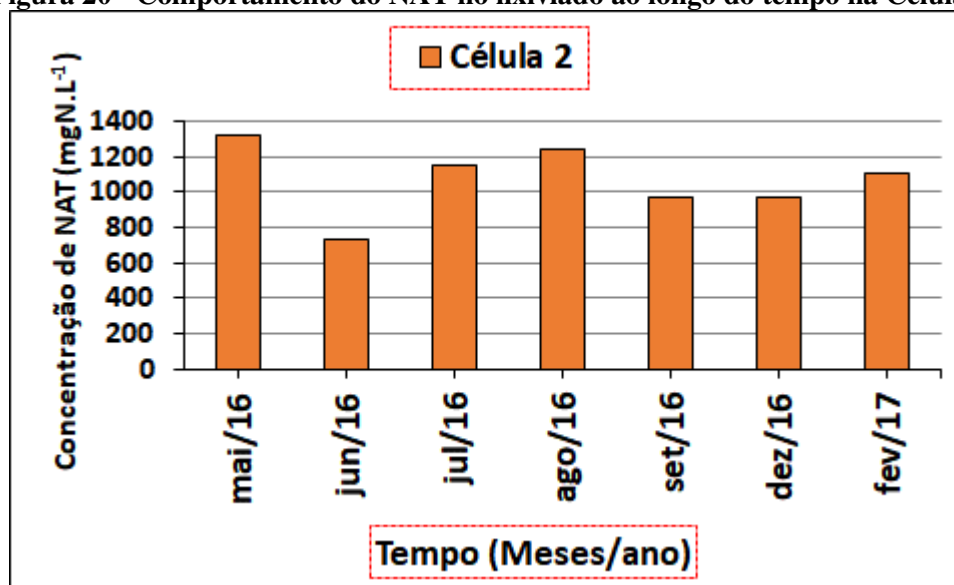
Na Figura 19, verifica-se que as concentrações de AT na C₂ variaram numa faixa entre 5.250 e 10.500 mg.CaCO₃L⁻¹, o que justifica os altos valores de pH conforme pode ser observado na Figura 18. Segundo os valores de referência apresentado por Tchobanoglous *et al.*, (1993), o ASCG se encontra na fase metanogênica, pois está na faixa de 300 a 11.500 mg/L de alcalinidade. De acordo com Guedes (2018), estudando esta mesma Célula no ASCG, os altos valores de AT verificados na C₂, favoreceram a neutralidade do meio, bem como o desenvolvimento das *arqueas* metanogênicas; as quais necessitam de tais condições para a realização da síntese de subprodutos oriundos das fases anteriores da biodegradação e, resultando, assim, na geração de biogás.

Valores semelhantes de alcalinidade aos obtidos nesta pesquisa foram também verificados por Eduardo (2007) ao avaliar as características físico-químicas do lixiviado gerado no Aterro Metropolitano de Gramacho e por Santos Filho (2013) ao analisar o lixiviado gerado no aterro da Muribeca (Pernambuco).

Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 20 é apresentada a evolução temporal do comportamento do NAT no lixiviado gerado na Célula 2.

Figura 20 - Comportamento do NAT no lixiviado ao longo do tempo na Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 20 observa-se as concentrações de Nitrogênio Amoniaco Total na Célula 2 variando entre 733 e 1.317 mgN.L⁻¹. Conforme Tchobanoglous *et al.*, (1993), os valores de NAT verificados na C₂, encontram-se acima do esperado para aterros sanitários jovens, como é o caso do Aterro estudado. No entanto, resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa foram obtidos por Souto e Povinelli (2007), ao analisarem as concentrações de NAT em lixiviados de diferentes aterros sanitários brasileiros, nos quais foram observados valores em uma faixa máxima de 0,4 a 3.000 mgN. L⁻¹, sendo os valores mais prováveis entre 0,4 e 1.800 mgN.L⁻¹.

As elevadas concentrações de NAT observadas na Célula 2, dá-se em virtude desse lixiviado apresentar-se na sua forma bruta, e pela provável presença de grande quantidade de material orgânico na sua composição, o que pode ter contribuído para as altas taxas encontradas para este parâmetro. Segundo Calli *et al.* (2005) e Castilhos Jr. *et al.* (2006) o nitrogênio amoniaco pode ser tóxico às bactérias decompositoras, quando em concentrações superiores a 600 mgN.L⁻¹, entretanto, as elevadas concentrações de nitrogênio amoniaco no lixiviado não causaram um efeito tóxico as *arqueas* metanogênicas, não interferindo desta forma na geração de biogás, conforme pode ser verificado na Figura 59.

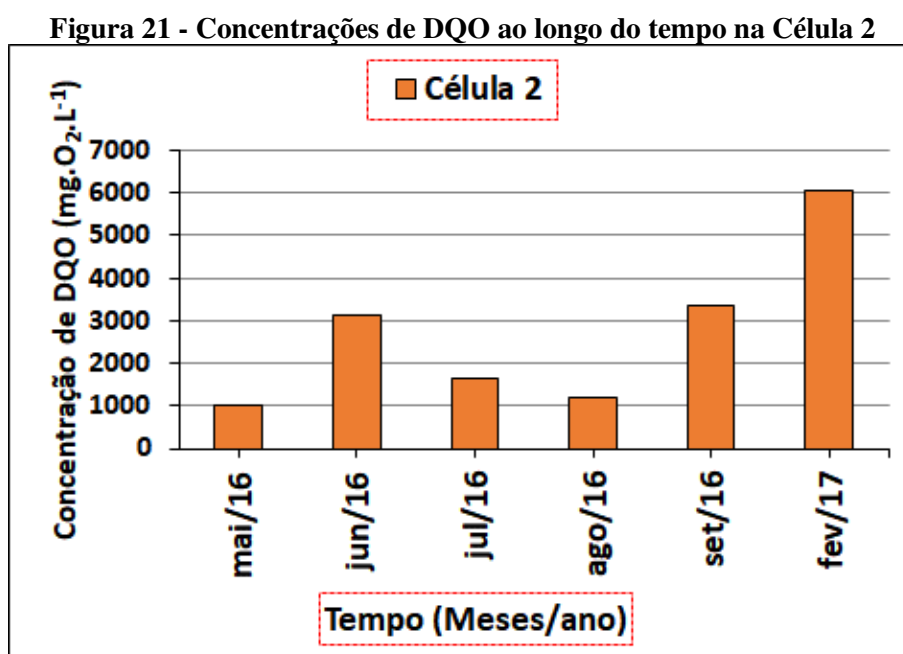
O comportamento do NAT ao longo do tempo foi similar ao comportamento da AT. Isso ocorreu, em virtude do NAT contribuir para as concentrações de Alcalinidade Total do meio, visto que, o NAT é formado a partir do bicarbonato de amônio. Com base

nos dados observados, pode-se afirmar que, provavelmente, as concentrações de AT (Figura 19), apesar de elevadas, não influenciaram no potencial tóxico do lixiviado em relação à amônia livre (NH_3), isso porque, de acordo com Campos *et al.* (2010), um lixiviado que apresente um pH menor que 8,0, indica que, praticamente todo o NAT estava na forma de NH_4^+ , ou seja, o íon amônio, que é a forma não tóxica do NAT.

As concentrações de NAT são importantes indicadores da toxicidade do meio e, conseqüentemente, estão associadas à inibição ou não do processo biodegradativo e conseqüente geração de gás (GUEDES, 2018).

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 21 é apresentada as concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula 2.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 21 observa-se os valores obtidos para a DQO na Célula 2 variando entre 1.000 e 6.060 $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$. Percebe-se de acordo com a Figura 21 que as concentrações de DQO verificadas nesta Célula, não apresentaram um comportamento bem definido, e que, ao contrário do que era esperado, não decresceram ao longo do tempo. Provavelmente isso pode ter ocorrido pela presença de materiais de moderada a difícil degradação, assim como, pela heterogeneidade do lixiviado, causando desta forma uma instabilidade no

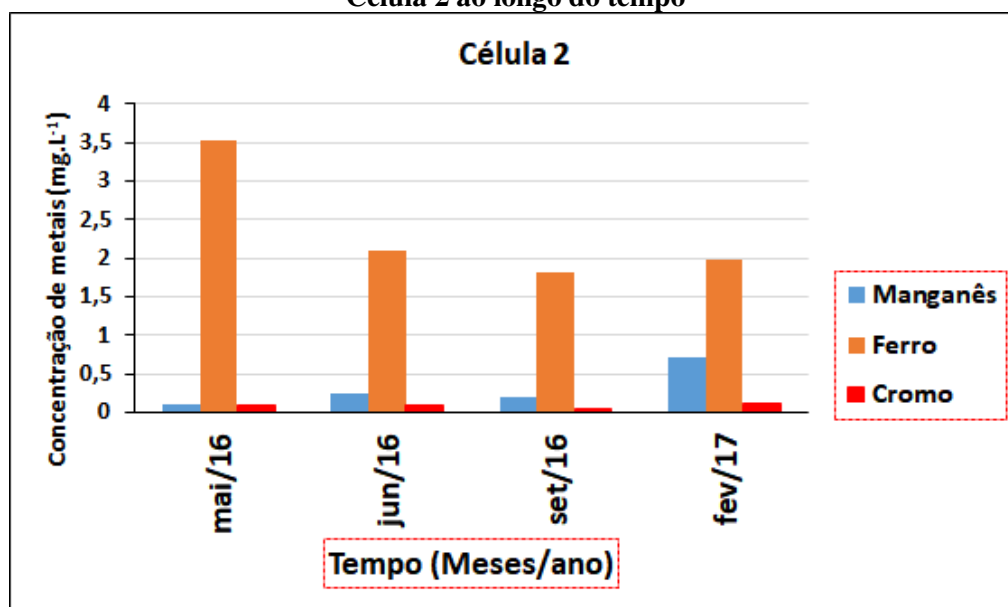
sistema. Kang *et al.* (2002) relataram em seus estudos que 50 a 60% do conteúdo de DQO do lixiviado na fase metanogênica (estabilizado), descrito em função do pH e da idade do aterro, eram constituídos por substâncias húmicas.

Resultados semelhantes as concentrações de DQO verificadas neste estudo, foram também verificadas por Rocha (2008) ao monitorar os parâmetros físico-químicos do lixiviado do aterro controlado de resíduos sólidos de Aguazinha em Olinda-PE/Brasil e por Moratelli (2013) ao estudar o lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Canhanduba.

Metais

Nas Figuras 22 e 23 é apresentada a evolução temporal dos teores de Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Alumínio (Al) no lixiviado gerado na Célula 2.

Figura 22 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Célula 2 ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 22, verifica-se que as concentrações de metais para a Célula 2 variaram entre 0,11-0,72 mg.L⁻¹ (manganês), 1,81-3,52 mg.L⁻¹ (ferro) e 0,046-0,11 mg.L⁻¹ (cromo).

Avaliando a Figura 22, percebe-se que as concentrações dos metais Fe e Mn foram bastante elevadas quando comparadas com os níveis de cromo, sendo o ferro o metal que obteve as maiores concentrações, teor máximo de 3,52 mg.L⁻¹ e mínimo de 1,81 mg.L⁻¹.

A elevada disponibilidade de Fe no lixiviado, ocorreu em função deste elemento ser facilmente encontrado nos solos que compõem as camadas de base, intermediárias e de cobertura das células de resíduos, ocasionando desta forma, a lixiviação deste metal na massa de resíduos, sendo carregado junto com o lixiviado.

Condições semelhantes as verificadas nesta pesquisa, foram observadas por Araújo (2017) analisando o solo da camada de cobertura de uma célula de resíduos do ASCG, onde verificou-se que o solo utilizado na camada de cobertura, apresentava em sua composição 6% de óxido de ferro (Fe_2O_3). De acordo com Alcântara (2007), as altas concentrações de ferro nos resíduos, são decorrentes desse metal ser largamente utilizado na indústria e muitos alimentos e vegetais são ricos em ferro.

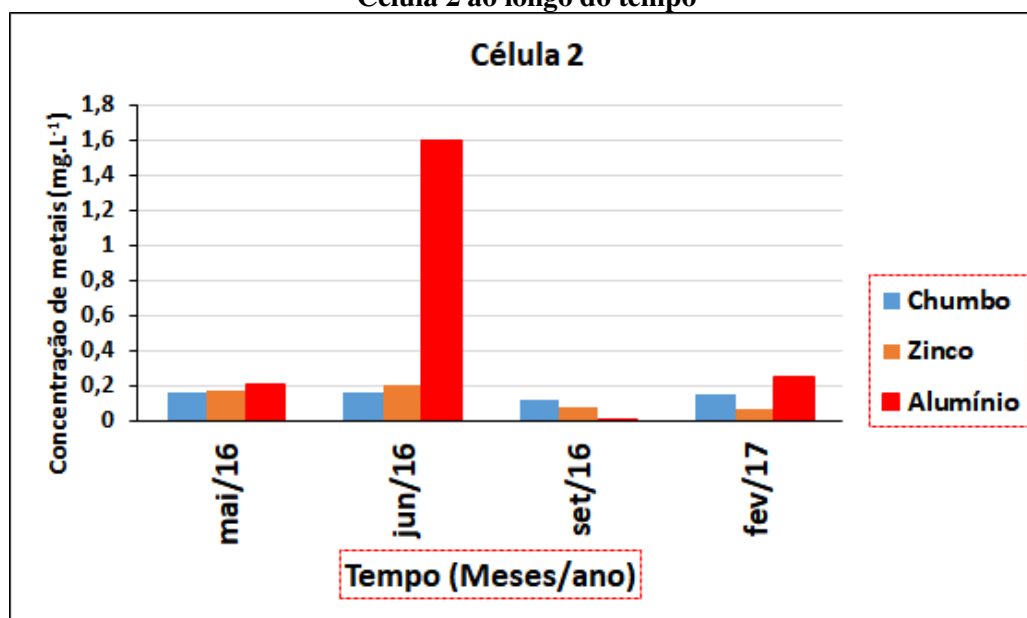
As concentrações de manganês elevaram-se ao longo do tempo de monitoramento. A alta concentração desse metal pode ter sido devido à composição do resíduo disposto no aterro, tais como a presença de ligas metálicas e pilhas ou em virtude da presença de solo no lixiviado, tendo em vista que o manganês é o segundo elemento mais abundante no solo depois do ferro (PELOZATO, 2008).

No que diz respeito as concentrações de cromo, as concentrações foram elevadas no início do monitoramento e foram decrescendo ao longo do tempo.

A presença de metais em lixiviados de aterros sanitários, se dá pelo fato dos resíduos aterrados serem constituídos de materiais como eletroeletrônicos, pilhas e baterias, plásticos, papéis, enlatados, tintas e alimentos que para sua produção necessitaram de substâncias à base de metais pesados (MELO, 2003).

De maneira geral, verifica-se uma redução nas concentrações dos metais analisados com o decorrer do tempo, com exceção do manganês, que teve suas concentrações elevadas à medida que o tempo foi passando. Esta redução, pode estar associada a evolução natural do processo de biodegradação dos RSU aterrados na Célula 2, visto que, a C_2 já se encontrava na fase metanogênica, pois quando o pH encontra-se entre a neutralidade e basicidade (Figura 18), os metais se precipitam mais facilmente na massa de resíduos, ocorrendo uma redução de seus teores no lixiviado, portanto, tornando-o menos tóxico (RIGUETTI *et al.*, 2015; MONTEIRO, 2003).

Figura 23 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Célula 2 ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 23, verifica-se que as concentrações de metais para a Célula 2 variaram entre 0,12-0,16 mg.L⁻¹ (chumbo), 0,066-0,2 mg.L⁻¹ (zinco), 0,01-1,6 mg.L⁻¹ (alumínio).

De acordo com a Figura 23, percebe-se que as concentrações dos metais chumbo e alumínio, não apresentaram um comportamento bem definido ao longo do tempo, principalmente o alumínio, sendo este, o metal que denotou os maiores valores durante todo o período de monitoramento. Em relação ao zinco, percebe-se que a partir do mês de junho/16, este metal apresentou uma diminuição bastante significativa.

Estudos realizados por Garcia (1990); Aguiar (2002) e Mellis (2006) mostraram que o chumbo está entre os metais que mais se destacam pelo potencial de toxicidade. Independentemente de suas origens, quando presente em quantidades elevadas esse metal pode entrar na cadeia alimentar por meio de acúmulo no tecido vegetal e provocar o desenvolvimento de doenças crônicas e agudas nos animais e seres humanos. Além disso, podem acumular-se no solo, reduzir sua produtividade devido ao seu efeito fitotóxico, alterar a atividade microbiana e contaminar os corpos hídricos (PIRES *et. al.* 2006). A alta concentração de chumbo nos resíduos sólidos pode ser atribuída às baterias, plásticos e pigmentos descartados (IDEHAI e AKUJIEZE, 2014). No entanto, as concentrações observadas para o chumbo (Figura 23), estão dentro da faixa (0,01-2,8) proposta por Souto e Povinelli (2007) para aterros sanitários brasileiros.

Em relação ao alumínio percebe-se um pico na concentração deste metal durante o mês de junho/16. Esse comportamento pode ter ocorrido em virtude da presença de uma maior concentração deste metal, nos solos que compõem as camadas de base e intermediárias. Outro fato que pode ter ocorrido, é que possivelmente, na coleta do mês de junho/16 no Poço de visita que recebe o lixiviado gerado na Célula 2, houve, a coleta de lixiviado juntamente com o sedimento que se concentra dentro do poço e que fica acumulado próximo a saída da tubulação deste poço, representando desta forma, um comportamento totalmente inesperado para as concentrações de alumínio.

Considerações gerais sobre a Célula 2

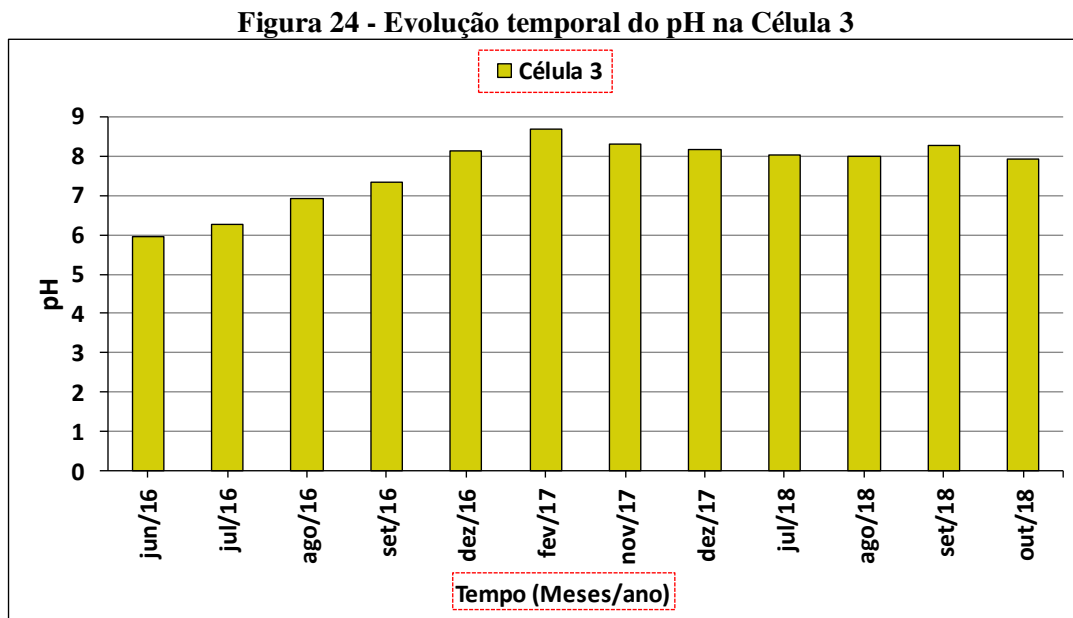
Com base no estudo realizado, pode-se perceber que, embora não se tenha registrado altos índices de precipitação durante o início do monitoramento da Célula 2, este déficit hídrico não comprometeu o processo de biodegradação e conseqüentemente a geração dos subprodutos, visto que, os resíduos depositados na Célula apresentam uma umidade própria.

De acordo com as Figuras 18 a 23, pode-se perceber que o pH do lixiviado da Célula 2, manteve-se praticamente constante durante todo o período de análise, indicando que os resíduos já se encontravam na fase metanogênica durante a fase inicial até o final do período de monitoramento desta pesquisa; assim como foram verificadas altas concentrações de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal total e que, em virtudes destas concentrações de pH e alcalinidade, o NAT estava na forma de NH_4^+ , ou seja, do íon amônio que é a forma não tóxica. Em relação a DQO, este parâmetro apresentou elevadas concentrações e não manteve um comportamento bem definido ao longo do tempo de monitoramento. Entretanto, as concentrações verificadas para este parâmetro estão dentro das faixas para aterros brasileiros. No que diz respeito aos metais analisados, observou-se altas concentrações de Fe, Mn e Al, fato que pode ser justificado pela presença destes metais nos solos que são utilizados para compor as camadas de base, camadas intermediárias e de cobertura das células de resíduos, e, que os teores verificados estão de acordo com os que foram verificados por Souto e Povinelli (2007) para aterros sanitários brasileiros.

4.3.2 Célula 3

Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Figura 24 é apresentada a evolução temporal do pH no lixiviado gerado na Célula 3.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

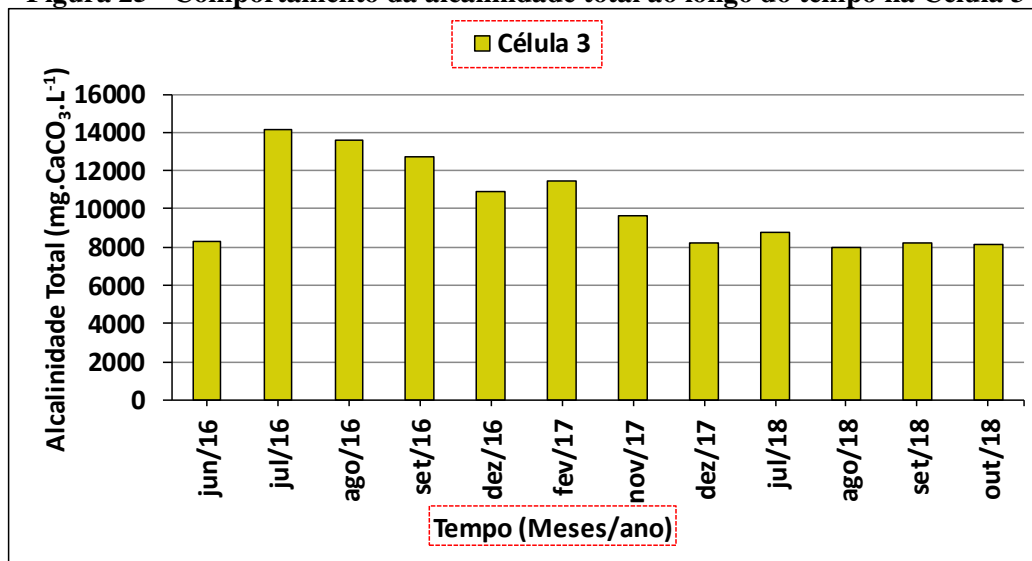
Para a C₃, houve uma variação de unidades de pH entre 5,9 a 8,6 (Figura 24). Foi verificado que no início do monitoramento, o lixiviado encontrava-se na sua fase ácida, passando para ligeiramente ácido nos dois meses subsequentes. Esta redução inicial do pH, se deve a ação das bactérias acidogênicas, as quais liberam rapidamente concentrações de ácido lático, amônia e ácidos graxos voláteis, estes em maior quantidade, que confere ao meio um pH abaixo da neutralidade (CASTILHOS JR, 2003; NAVEEN *et al.*, 2017). Após 3 meses de monitoramento, a C₃ apresentou um acréscimo nas concentrações de pH, representando uma transição da fase ácida para a acetogênica, tendendo para a metanogênica, onde o pH manteve-se praticamente constante a partir do mês de fevereiro/17. Essa elevação do pH no lixiviado analisado para valores entre a neutralidade e a basicidade, ocorreu em virtude dos microrganismos metanogênicos terem metabolizado os ácidos orgânicos produzidos na fase de fermentação ácida (AIRES, 2013).

Valores de pH similares aos obtidos nesta pesquisa foram também verificados em estudos realizados por Melo (2011) e Ribeiro *et al.*, (2016), ao analisarem o processo de biodegradação dos RSU da cidade de Campina Grande (PB) dispostos em uma célula experimental que simulava uma célula real de aterro sanitário. Outros resultados semelhantes, também foram obtidos por Gomes (2017) no Aterro Sanitário em Campina Grande (Paraíba) ao estudar o lixiviado gerado em uma Célula do aterro supracitado.

Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 25 é apresentado o comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo no lixiviado gerado na Célula 3.

Figura 25 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 25, verifica-se que as concentrações de AT na C₃ variaram numa faixa entre 8.000 e 14.125 mg.CaCO₃L⁻¹. Com base na Figura 25, pode-se observar que houveram flutuações nas concentrações de alcalinidade durante todo o período de monitoramento, porém, houve um decaimento das concentrações a partir de novembro/17 e que de dezembro/17 a outubro/18, a AT manteve-se praticamente constante. Diante dos dados analisados, verificou-se valores de alcalinidade bastante elevados desde do início do monitoramento desta Célula, em que pode-se perceber que os maiores teores de AT foram verificados quando o pH encontrava-se próximo ou acima da neutralidade (Figura 24). Conforme Souto (2009) as concentrações de AT em lixiviados variando entre 125 a

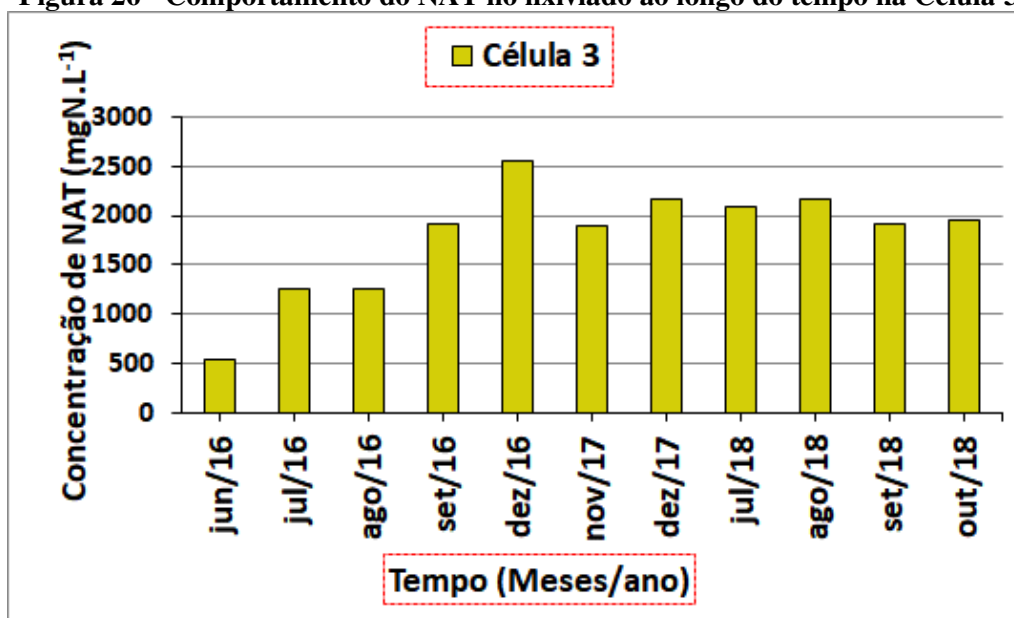
20.200 mgCaCO₃.L⁻¹, são típicas de aterros sanitários com RSU na fase metanogênica de degradação, o que corrobora com os valores obtidos para a Célula 3.

Valores semelhantes conforme aos que foram verificados nesta pesquisa em relação as concentrações de Alcalinidade Total, foram também verificados por Monteiro (2003), ao estudar o lixiviado gerado no Aterro da Muribeca; por Bahé (2008) analisando o lixiviado do Aterro de Gramacho e por Gomes (2017) ao analisar o lixiviado gerado na Célula 3 do Aterro Sanitário em Campina Grande.

Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 26 é apresentada a evolução temporal do comportamento do NAT no lixiviado gerado na Célula 3.

Figura 26 - Comportamento do NAT no lixiviado ao longo do tempo na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 26 observa-se os valores encontrados para o Nitrogênio Amoniacal Total na Célula 3 variando entre 476 e 2.562 mgN.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 26, que as concentrações de NAT no início do monitoramento eram baixas e foram aumentando com o passar do tempo até dezembro/16, sendo considerado como um comportamento atípico, visto que, normalmente no início do processo de biodegradação, no qual o pH encontra-se numa fase ácida (Figura 24) e alcalinidade baixa (Figura 25) o NAT deveria apresentar concentrações elevadas. Em dezembro/16, nota-se que as

concentrações de NAT continuavam aumentando. Estas altas concentrações de NAT observadas entre junho-dezembro/16, podem ser em virtude, deste período a C₃ encontrar-se em plena fase de operação, o que pode implicar em uma elevada quantidade de resíduos orgânicos putrescíveis frescos. Durante o ano de 2017, devido a problemas técnicos-operacionais, conforme informado no início deste capítulo, o monitoramento da Célula 3 foi retomado apenas em novembro de 2017. Após a retomada das coletas em novembro/17, pode-se perceber que as concentrações verificadas para o referido mês, eram bastante próximas as avaliadas em setembro/16, o que caracteriza a disponibilidade de material orgânico, e estas concentrações de NAT verificadas, provavelmente devem estar relacionadas ao fato do início do processo de recirculação de lixiviado nesta Célula no mês de setembro/17. Conforme Pivato e Gaspari (2006), o NAT no interior do aterro sanitário forma-se a partir da degradação anaeróbia de proteínas presentes em resíduos de origem vegetal ou animal.

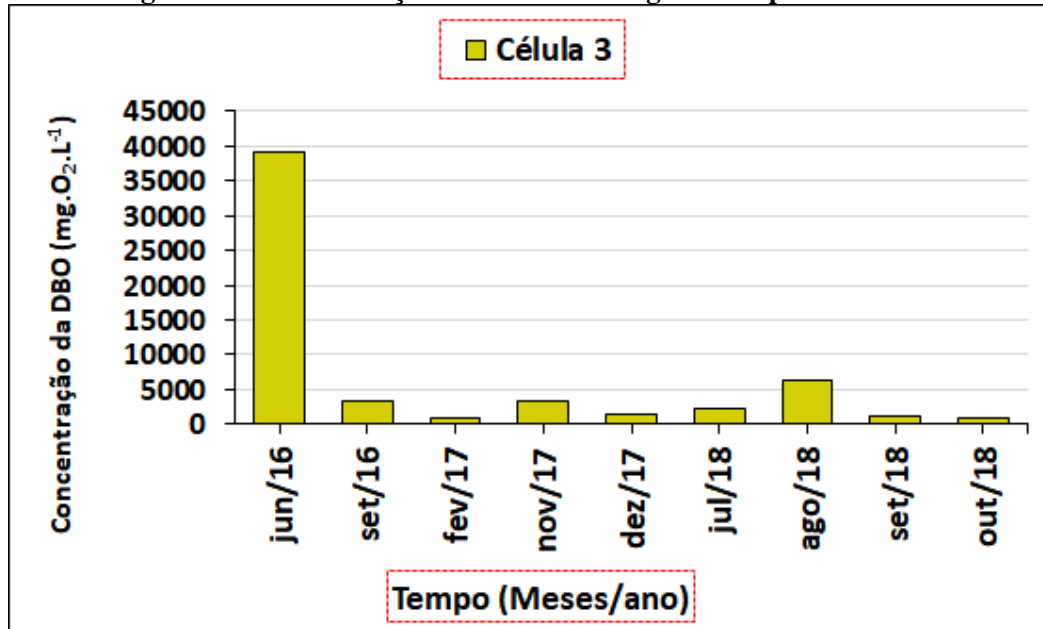
Embora tenha sido observado um comportamento atípico para o processo em relação as concentrações do NAT no início do monitoramento da C₃, valores similares de NAT aos obtidos neste estudo, foram também observados por Giordano *et al.*, (2002) e por Bahé (2008) ao analisar as características físico-químicas do lixiviado do Aterro Sanitário de Gramacho-RJ.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A análise da DBO₅ pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida durante o processo de estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos (LIMA, 2004).

Na Figura 27 é apresentada as concentrações da DBO₅ ao longo do tempo na Célula 3.

Figura 27 - Concentrações de DBO₅ ao longo do tempo na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

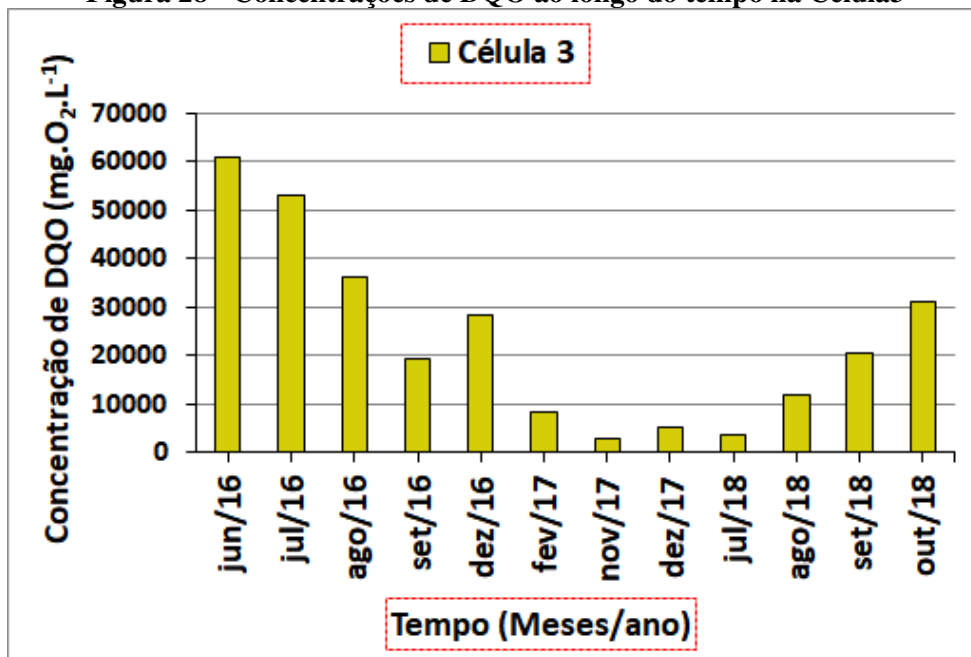
Na Figura 27 verifica-se os valores da DBO₅ na C₃ variando entre 9000 e 32.625 mgO₂.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 27, valores elevados para as concentrações de DBO₅ durante o mês de junho/16. Isso já era de se esperar visto que, a disposição de resíduos nesta Célula, foi iniciada em maio/16, e provavelmente havia grandes quantidades de material orgânico a ser decomposto (Figura 17). Com o passar do tempo, pode-se perceber que há uma redução nas concentrações de DBO₅ com algumas flutuações durante o período de monitoramento, o que pode indicar a presença de material de difícil degradação. Em agosto/18 foi verificado um aumento considerável nas concentrações de DBO₅. Isso provavelmente aconteceu em virtude de uma maior ocorrência de recirculação de lixiviado durante o mês de agosto na Célula 3. Em seguida, percebe-se que as concentrações de DBO₅ voltam a decair.

Com base nas concentrações de DBO₅ da Célula 3 (Figura 28) e de pH (Figura 24), pode inferir que esta Célula encontra-se na fase metanogênica, que se caracteriza por valores de pH mais elevados e menores concentrações de DBO.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 28 é apresentada as concentrações da DQO ao longo do tempo na Célula 3.

Figura 28 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

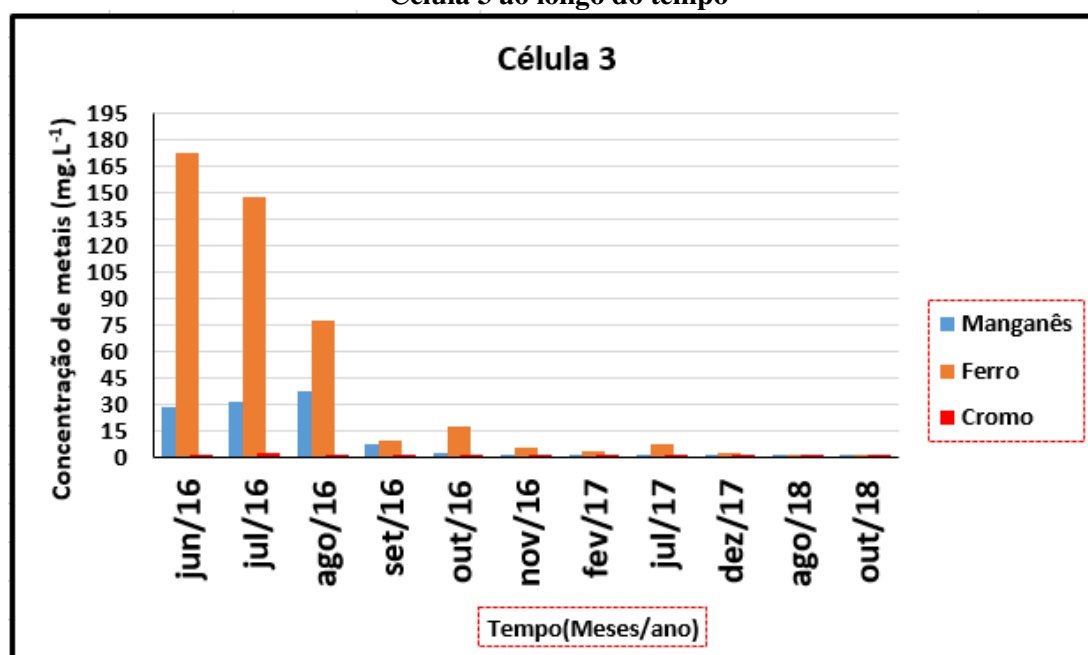
Na Figura 28 observa-se os valores verificados para a DQO na Célula 3 variando entre 2.788 e 61.089 mgO₂.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 28 que as concentrações de DQO verificadas no início do monitoramento foram bastante elevadas, visto que, para resíduos aterrados a menos de dois anos, as concentrações de DQO se encontram na faixa de 3000 a 60000 mgO₂.L⁻¹ (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Verifica-se que as concentrações de DQO decrescem ao longo do tempo até o mês de setembro/16, indicando desta forma que houve biodegradação durante este período, havendo um aumento dessas concentrações em dezembro/16. Isso pode ter ocorrido em virtude do grande volume de chuva registrado em dezembro/16 (Figura 17), que pode ter causado um efeito de lixiviação na massa de resíduos, conferindo desta forma uma maior DQO ao lixiviado. No mês seguinte, percebe-se que a DQO volta a diminuir, havendo novamente um aumento das concentrações em agosto/18, perdurando até o mês de outubro/18. Essa elevação nas concentrações de DQO provavelmente ocorreu em virtude da recirculação de lixiviado nesta Célula.

Resultados semelhantes no que diz respeito as concentrações de DQO analisadas neste estudo foram também verificados por Pohland e Harper (1985) e por Catapreta (2008) ao analisar um aterro experimental construído em um aterro sanitário em Belo Horizonte.

Metais

Nas Figuras 29 e 30 é apresentada a evolução temporal dos teores de Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Alumínio (Al) no lixiviado gerado na Célula 3.

Figura 29 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Célula 3 ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 29, verifica-se que as concentrações de metais para a Célula 3 variaram entre 0,056-37,2 mg.L⁻¹ (manganês), 1,42-172 mg.L⁻¹ (ferro) e 0,046-0,11 mg.L⁻¹ (cromo).

Analisando a Figura 29, percebe-se que as concentrações dos metais Fe e Mn foram bastante elevadas quando comparadas com os níveis de cromo, sendo o ferro o metal que obteve as maiores concentrações, teor máximo de 172 mg.L⁻¹ e mínimo de 1,42 mg.L⁻¹. A elevada disponibilidade de Fe no lixiviado ocorreu logo nos dois primeiros

meses de monitoramento, onde o lixiviado da Célula 3 encontrava-se na fase ácida (Figura 22), e essas condições são favoráveis para a solubilização deste metal. Os ácidos produzidos se diluem facilmente no lixiviado, causando a redução do pH e contribuindo para a solubilização dos metais presentes nos RSU (GIRALDO, 2001).

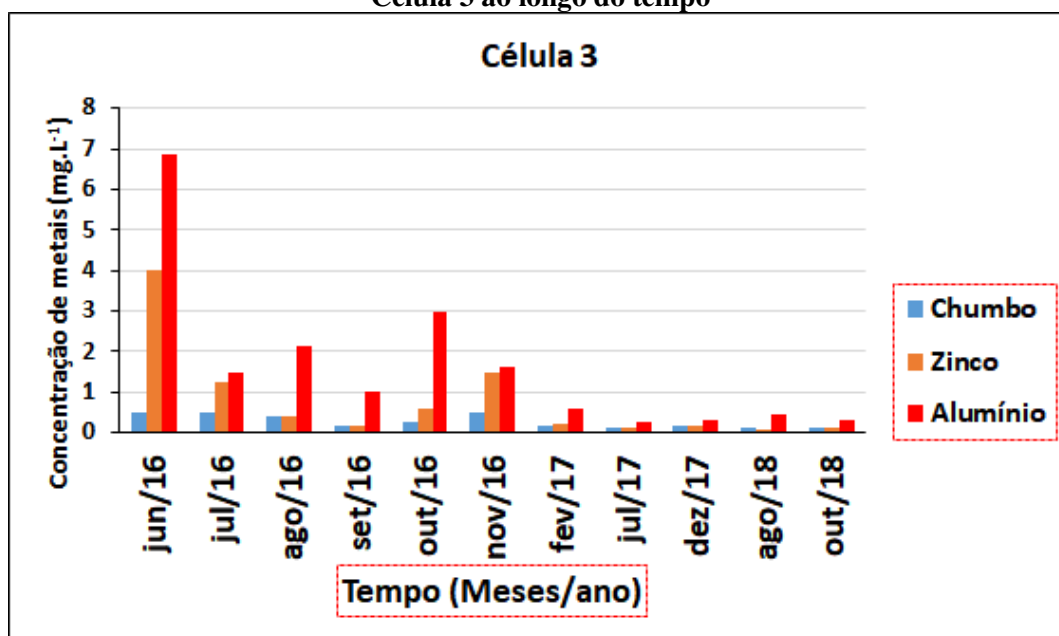
O manganês teve suas concentrações oscilando durante todo o período da pesquisa, apresentando concentrações elevadas no início do monitoramento e não apresentou um comportamento bem definido ao longo do tempo.

Por meio da Figura 29 pode-se observar que o manganês apresentou um comportamento semelhante ao Ferro, ou seja, as maiores concentrações deste metal foram verificadas enquanto o pH se apresentava ácido, visto que, em condições ácidas o manganês tem sua capacidade de solubilização elevada. No que diz respeito as concentrações de cromo, as concentrações foram elevadas no início do monitoramento e foram decrescendo ao longo do tempo, com exceção dos meses de agosto e outubro/18, a qual estas concentrações aumentaram. Provavelmente, o incremento deste metal no lixiviado analisado, se deve ao fato dos processos de recirculação de lixiviado que estavam ocorrendo na mesma época, fato que pode ser verificado também com o aumento das concentrações de DQO para os mesmos meses analisados.

De maneira geral, verifica-se uma redução nas concentrações dos metais analisados com o decorrer do tempo, comportamento típico da fase metanogênica, que se caracteriza por apresentar pH acima da neutralidade.

O manganês, o ferro e o cromo, são elementos essenciais, mas, quando em excesso, são perigosos à saúde e ao equilíbrio ambiental. Excesso de manganês pode causar distúrbios da fala e de memória e doenças degenerativas. Já o excesso de ferro, pode causar fortes dores de cabeça, fraqueza, dores abdominais, problemas no fígado, entre outros. O cromo, no estado de oxidação hexavalente (Cr^{6+}) não tem função metabólica e é extremamente tóxico (Cruz e Soares, 2011; Gomes *et al.*, 2005; Sisino, 2003).

Figura 30 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Célula 3 ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 30, verifica-se que as concentrações de metais para a Célula 3 variaram entre 0,11-0,52 mg.L⁻¹ (chumbo); 0,10-4,03 mg.L⁻¹ (zinco); 0,26-6,88 mg.L⁻¹ (alumínio).

De acordo com a Figura 30, percebe-se que as concentrações dos metais chumbo, zinco e alumínio, não apresentaram um comportamento bem definido, diminuindo e aumentando ao longo do tempo, principalmente o alumínio, sendo este, o metal que denotou os maiores valores durante todo o período de monitoramento. As altas concentrações verificadas para o alumínio no início do monitoramento, ocorre em virtude do pH se apresentar de ácido a ligeiramente ácido nesse período, o que favorece a solubilização deste metal na massa de resíduo, e sua transferência para o lixiviado. Comportamento semelhante também pode ser verificado para o zinco, que obteve as maiores concentrações durante a fase ácida de degradação.

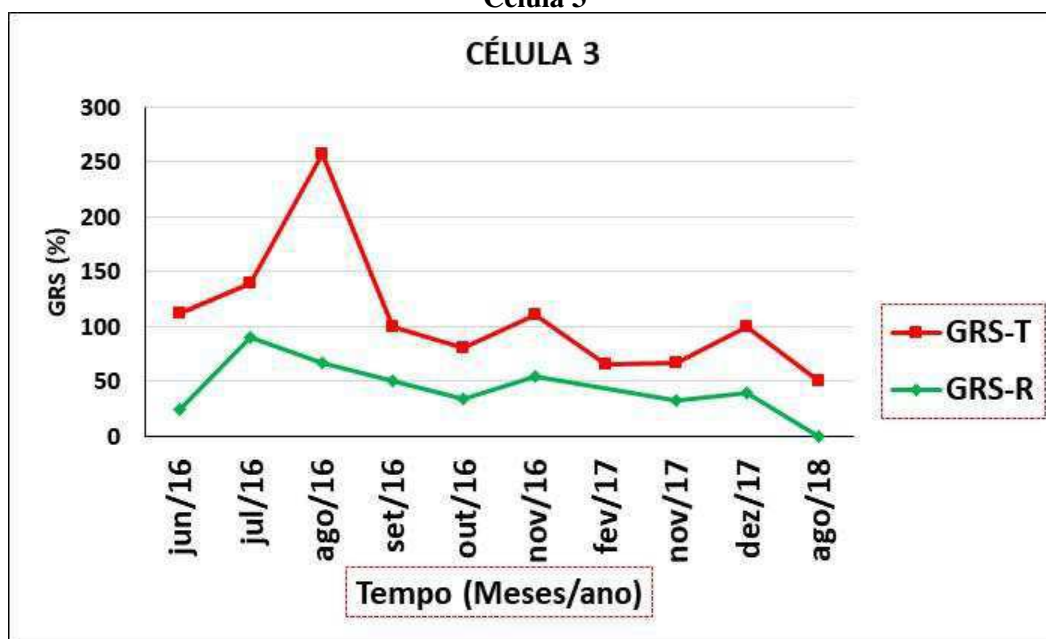
Em relação ao alumínio, estudos desenvolvidos por Mesquita Filho & Souza (1986), demonstram que esse elemento é especialmente tóxico em pH abaixo de 5,0, mas pode causar problemas mesmo quando o pH é 5,5. Essa toxicidade ocorre porque a sua solubilidade aumenta com a diminuição do pH.

Fitotoxicidade

Uma maneira simples, rápida, segura e reproduzível de avaliar a combinação de agentes tóxicos em efluentes como o lixiviado, dar-se-á por intermédio da realização de bioensaios utilizando como bioindicadores sementes vegetais, ou seja, por meio da realização de testes de fitotoxicidade (WANG e KETURI, 1990).

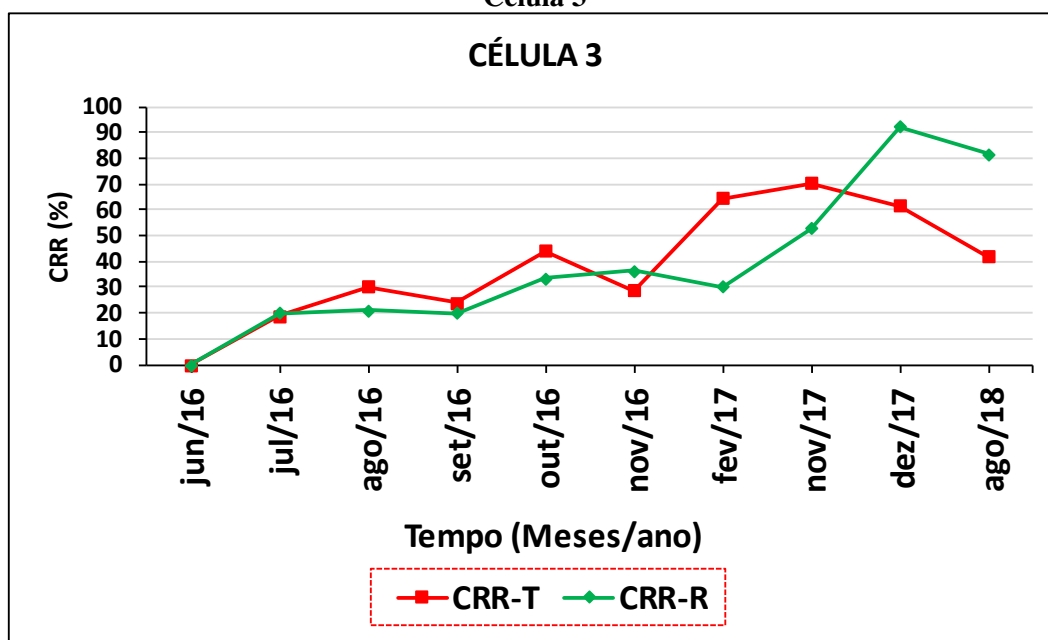
As Figuras 31 e 32 apresentam, respectivamente, os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) realizados com sementes de tomate e repolho para o lixiviado gerado pela Célula 3 ao longo do tempo.

Figura 31 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 32 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na Célula 3



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Analisando as Figuras 31 e 32, relacionadas à GRS e ao CRR das sementes de tomate e repolho, verifica-se que o índice de Germinação Relativa da Semente (GRS) na Célula 3 variou entre 50,00-257,14% para o tomate e de 33,00-90,48% para o repolho. Já o crescimento relativo da raiz (CRR), variou entre 18,79-70,45% para o tomate e de 20,05-92,43% para o repolho.

Comparando o índice de GRS (Figura 31) com o CRR (Figura 32), percebe-se que houveram diferenças significativas entre eles, no qual, o índice de GRS foi bem maior que o CRR durante quase todo o período de monitoramento para as sementes de tomate e de repolho.

De acordo com a Figura 31, verifica-se que no mês de agosto/16 há um aumento da germinação para ambos os tipos de sementes, e isso pode ter ocorrido em virtude da elevação do pH (Figura 24) e das concentrações de AT (Figura 25) observadas para o mesmo período. Em relação ao crescimento das raízes, verifica-se que não houve crescimento em junho/16 e isso se deve ao fato do pH encontrar-se ácido, o que provavelmente ocasionou toxicidade as sementes. Conforme o pH foi aumentando, o crescimento das raízes também seguiu o mesmo comportamento. Em setembro/16 percebe-se uma diminuição do crescimento das raízes, isso pode ter ocorrido, em virtude

da presença de metais como Ferro, Manganês e Alumínio, que pode ter conferido toxicidade as sementes.

Resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa, foram observados por Tiquia *et al.*, (1996), os quais observaram que, o fato da germinação da semente ser maior que o crescimento das raízes, pode ser em virtude da presença de componentes tóxicos no lixiviado, limitando desta forma o crescimento da raiz. Índices maiores de germinação ocorrem porque esse processo é menos sensível aos fitotóxicos presentes no meio (SILVA, 2012).

Um fato bastante interessante ao ser analisado nesta pesquisa é que, mesmo o lixiviado apresentando características ácidas (Figura 24) nos primeiros meses de monitoramento, esta condição não inibiu a germinação das sementes de tomate e de repolho, e isso ocorreu porque conforme explicado no parágrafo anterior, a germinação das sementes depende basicamente da água não sofrendo interferências do meio. Por outro lado, não foi observado crescimento para nenhum tipo das sementes analisadas no mês de junho/16. Segundo Silva *et al.*, (2015), em condições ácidas, o pH é um parâmetro que pode atribuir aos resíduos e transferir para o lixiviado a característica de fitotoxicidade.

Além do pH, o NAT e os metais pesados também podem contribuir para o potencial fitotóxico do lixiviado (GOMES, 2017). Com base no pH (Figura 24) e nas concentrações de NAT (Figura 26) mensuradas no lixiviado no período de monitoramento, verifica-se que os teores observados para o NAT e para o pH, supostamente, não exerceram toxicidade às sementes de tomate e repolho e, dessa maneira, não contribuíram para a toxicidade das referidas sementes, exceto no mês de junho/16, em que não foi observado crescimento das raízes de tomate e repolho. Durante o período de monitoramento, o NAT apresentou um comportamento, onde, as faixas verificadas estão de acordo com a literatura técnica conforme Souto e Povinelli (2007), e que, de acordo com as faixas de pH avaliadas no lixiviado da Célula 3 (Figura 24), o NAT encontra-se na sua forma ionizada (NH_4^+) e não tóxica, não conferindo toxicidade para as sementes.

De modo geral, observa-se que os índices de GRS (Figura 31) foram superiores aos índices de CRR (Figura 32), com o passar do tempo. Esse resultado era esperado, já que a germinação das sementes é um processo físico, que depende apenas da absorção de água, por meio de um fenômeno conhecido por embebição (MELO *et al.*, 2005; SILVA,

2016). Além do mais, o processo de germinação utiliza reservas nutricionais da própria semente para desenvolver-se (ÁQUILA, 2000), independentemente de fontes nutricionais externas (SILVA, 2016).

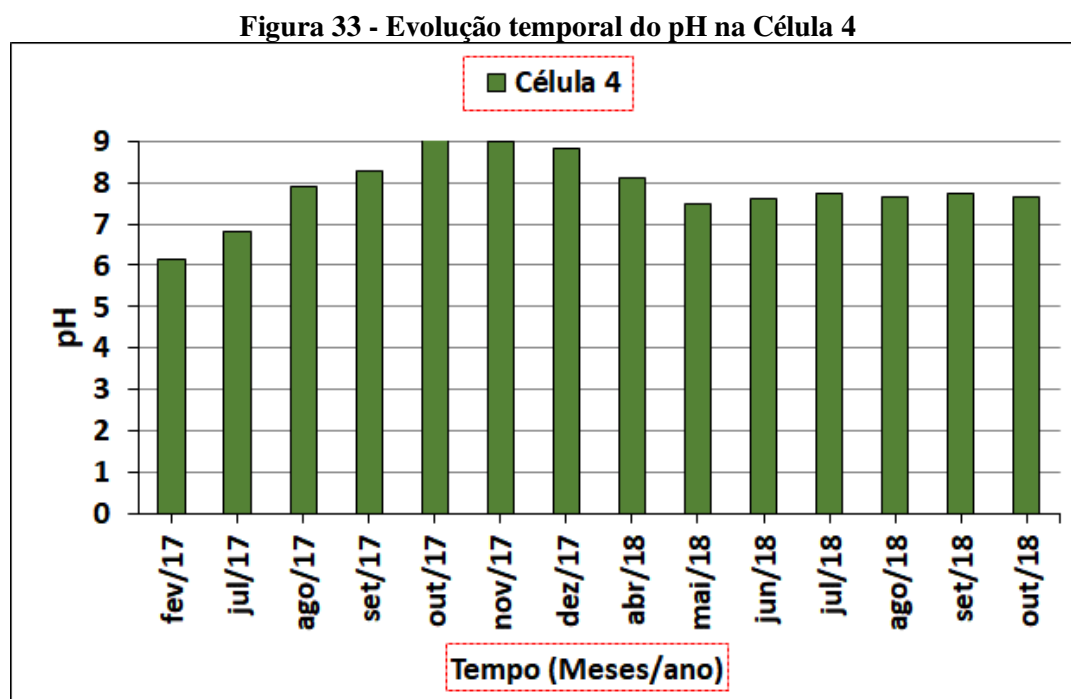
Considerações gerais sobre a Célula 3

De acordo com as Figuras de 24 a 32, verificou-se que o pH da Célula 3 encontrava-se ligeiramente ácido nos dois primeiros meses da pesquisa, atingindo a basicidade em seguida, assim como, foram observadas pequenas flutuações nas concentrações de alcalinidade total, seguindo o processo natural de biodegradação. O NAT apresentou baixas concentrações no início da pesquisa e estas, foram aumentando com o passar do tempo. Estas concentrações elevadas de NAT durante todo o período de monitoramento, provavelmente ocorreu pela disponibilidade de material orgânico na Célula estudada, visto que, a Célula 3 estava em plena fase de operação, assim como, estas altas concentrações podem estar atreladas também ao processo de recirculação de lixiviado nesta Célula. A DBO₅ apresentou valores elevados no início, e foi decrescendo ao longo do tempo. As concentrações de DQO foram consideradas elevadas para a pouca idade do aterro, ou seja, pouco mais de três anos de operação, isso provavelmente ocorreu pelo fato do lixiviado gerado nesta Célula, apresentar-se bastante concentrado. No entanto, foram decrescendo ao longo do tempo, seguindo o processo normal de biodegradação, vindo a aumentar apenas com o início de recirculação de lixiviado na Célula 3, o que confere uma nova carga orgânica ao sistema, reiniciando desta forma o processo de biodegradação, visto que, há um novo substrato a ser degradado. Em relação aos metais, foram encontradas altas concentrações de Fe e Al. No que se refere aos ensaios de fitotoxicidade, pode-se perceber que o índice de GRS foi bem maior que o CRR durante quase todo o período de monitoramento para as sementes de tomate e de repolho, e isso provavelmente aconteceu em virtude da presença de elementos tóxicos que limitava o crescimento das raízes, visto que, para germinar, a semente precisa apenas de uma fonte de água.

4.3.3 Célula 4

Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Figura 33 pode-se analisar a evolução temporal do pH para o lixiviado da Célula 4.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Vale ressaltar que Célula 4 teve seu monitoramento iniciado em fev/17, um mês após o início de sua operação, porém, por motivos técnicos e operacionais o monitoramento foi interrompido e retomado em jul/17.

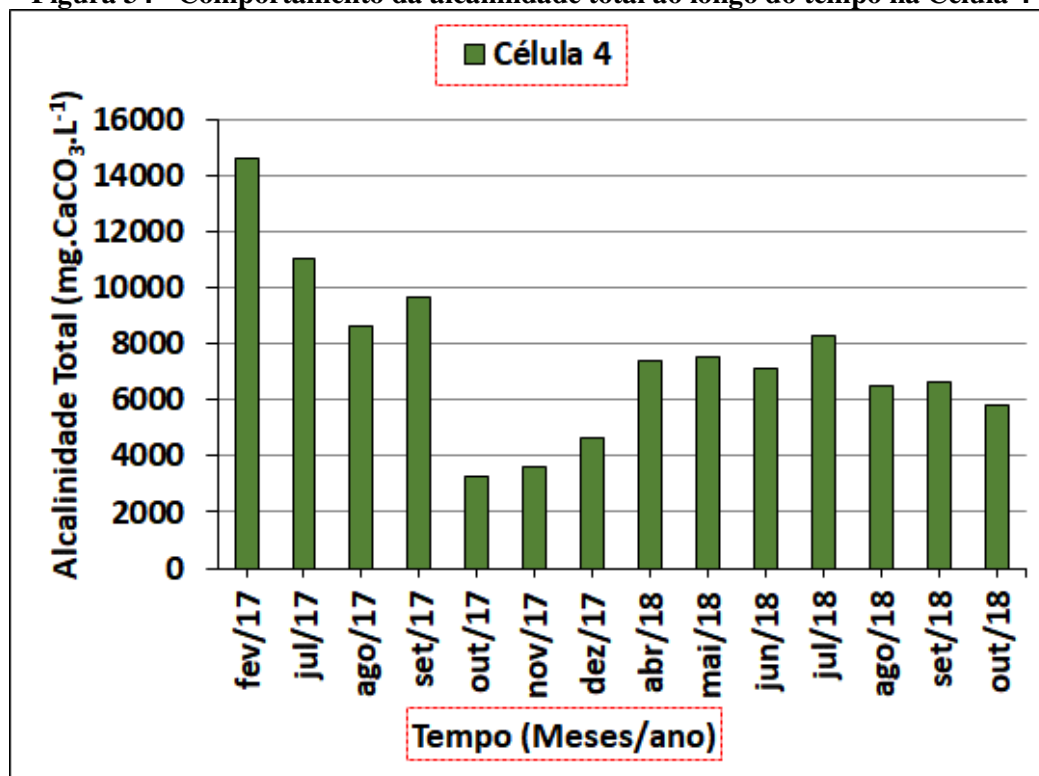
Analisando a Figura 33, pode-se verificar que houve uma variação do pH entre 6,1 e 9 na C₄. É possível perceber que em fevereiro/17 o pH encontrado era ligeiramente ácido e que nos meses subsequentes, houve um aumento destas concentrações caracterizando as fases acidogênica/acetogênica.

Por meio da Figura 33 observa-se ainda que, em jul/17 a fase de decomposição dos resíduos corresponde ao início da fase metanogênica cujo pH é em torno de 6,8 (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993). Foi possível verificar que a partir do mês de maio/18, houveram pequenas oscilações no pH da C₄, ficando entre a neutralidade e a basicidade, e que isso provavelmente aconteceu, pelo fato do lixiviado da Célula citada, encontrar-se na fase metanogênica de degradação, seguindo o processo natural de biodegradação.

Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 34 é apresentado o comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 4.

Figura 34 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Célula 4



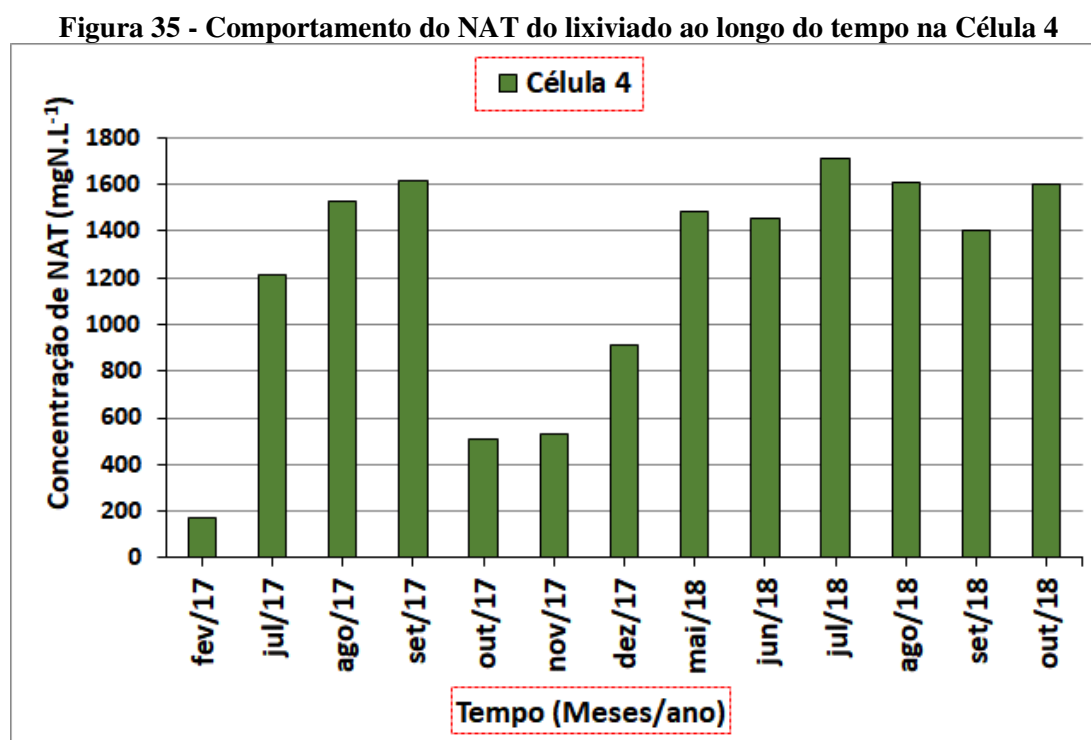
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 34, verifica-se que as concentrações de AT na C₄ variaram numa faixa entre 3.250 e 14.625 mg.CaCO₃L⁻¹. Pode-se perceber que, a AT manteve-se elevada durante todo o período de monitoramento, sofrendo alterações significativas e apresentando um decaimento com o passar do tempo. No período compreendido entre outubro/17 a dezembro/17, os valores de alcalinidade caíram bruscamente, voltando a aumentar em abril/18. Comportamento semelhante ao verificado para a AT neste período, pode ser observado para as concentrações de NAT (Figura 35), indicando que a alcalinidade presente no sistema durante os meses de outubro a dezembro/17, estava na forma de bicarbonato de amônio. É importante ressaltar que, uma semana após a coleta de lixiviado do mês de setembro/17, começou a haver recirculação do lixiviado retirado da LTL₁ nas Células de resíduos, e este fato, provavelmente pode ter contribuído para a descontinuidade do comportamento das concentrações da AT da C₄, durante os meses de outubro/17 a dezembro/17, visto que, a LTL₁ recebe todo o lixiviado gerado nas Células de resíduos do ASCG e estes, por sua vez, apresentam idades diferentes.

Valores similares aos obtidos neste estudo, foram também observados por Monteiro (2003); Budi *et al.*, (2016) e Naveen *et al.*, (2017), ao investigarem os lixiviados provenientes de aterros de RSU da Muribeca, Malásia e Índia, respectivamente.

Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 35 é apresentada a evolução temporal do comportamento do NAT no lixiviado gerado na Célula 4.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 35 verifica-se que os valores para o nitrogênio amoniacal total na Célula 4 variaram entre 168 e 1.715 mgN.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 35, que as concentrações de NAT na C₄ são consideradas elevadas, pois, conforme Tchobanoglous *et al.*, (1993), encontram-se acima do esperado para aterros sanitários com uma vida útil de até dois anos, como é o caso da C₄.

Analisando a Figura 35, observa-se baixas concentrações de NAT logo no início do monitoramento, havendo uma elevação destas concentrações com o passar do tempo. Este comportamento pode ser observado até o mês de setembro/17, porém, em outubro e novembro/17 houve uma queda brusca de praticamente um terço nas concentrações de

NAT. Isto pode ter ocorrido em virtude do decaimento das concentrações de alcalinidade total observadas no mesmo período para esta Célula (Figura 34), tendo em vista que a alcalinidade presente no sistema durante os meses de outubro a dezembro/17, estava na forma de bicarbonato de amônio, que representa uma das formas não tóxicas do NAT em um meio que apresente pH entre 8 e 9.

Em maio/18 houve uma elevação nas concentrações de NAT, e isto pode ter ocorrido em virtude de processos de recirculação de lixiviado na C₄, que foram retomados a partir de maio/2018. De maneira geral, percebe-se que a C₄ não apresentou um comportamento bem definido quanto às concentrações de NAT. Provavelmente isso tenha ocorrido em virtude desta Célula ter sua disposição de resíduos interrompida em alguns momentos durante o período de monitoramento em decorrência das chuvas, visto que, toda vez que chovia os caminhões ficavam impossibilitados de dispor os resíduos na Célula em virtude do caminho que dá acesso às frentes de serviço ficar escorregadio, representando desta forma riscos na operação, e assim, tendo que dispor os resíduos em outra Célula diferente daquela.

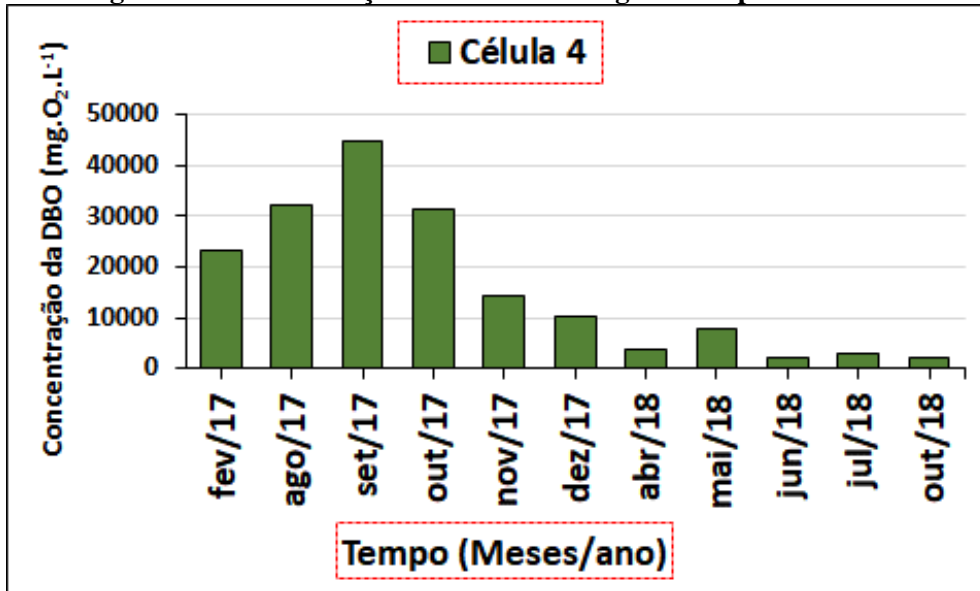
Diante do exposto, pode-se inferir que, o modo de operação adotado para esta Célula, ou seja, havendo uma descontinuidade na disposição de resíduos em diversos momentos, fez com que houvesse altas concentrações de NAT no sistema, isso porque a todo momento eram dispostos resíduos frescos nesta Célula, e que, provavelmente apresentava grandes parcelas de materiais putrescíveis.

Resultados semelhantes às concentrações de NAT, foram verificados por Souto e Povinelli (2007), ao analisarem as concentrações de Nitrogênio Amoniaco em lixiviados de diferentes aterros sanitários brasileiros e por Rocha (2008) em um aterro em Olinda/PE.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na Figura 36 é apresentada as concentrações de DBO₅ ao longo do tempo na Célula 4.

Figura 36 - Concentrações de DBO₅ ao longo do tempo na Célula 4



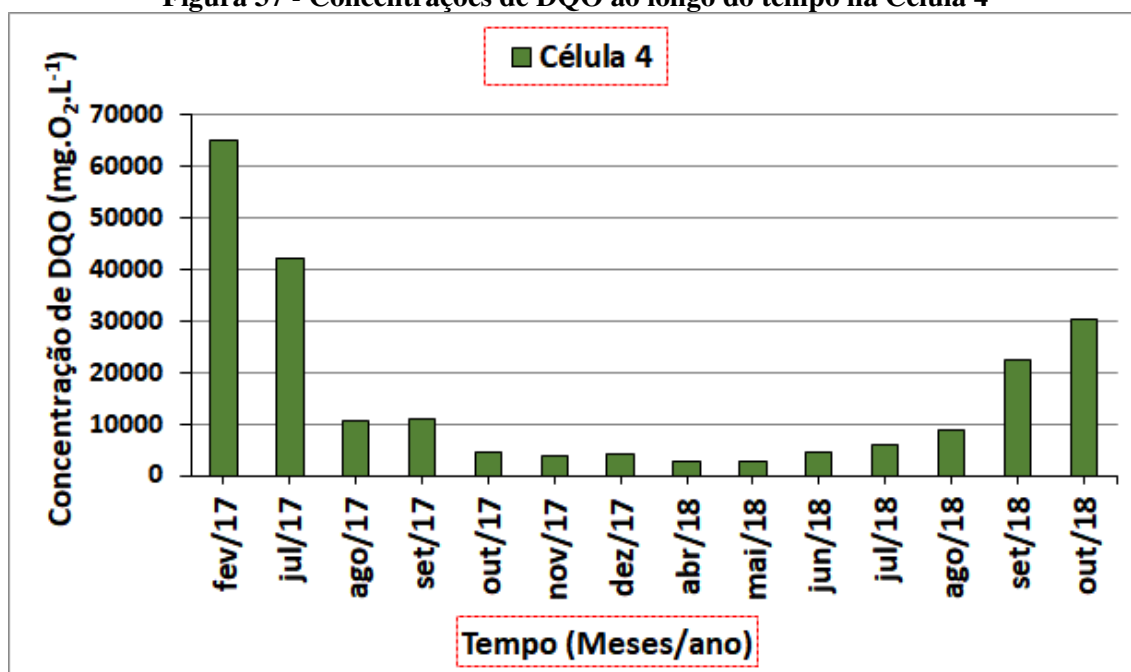
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 36 verifica-se que os valores para a DBO₅ na C₄ variaram entre 1.950 e 45.000 mgO₂.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 36 que este parâmetro inicialmente apresentou um comportamento bem definido, apresentando as maiores concentrações durante o mês de setembro/17. Este aumento das concentrações de DBO₅ em setembro/17 ocorreu em virtude do início do processo de recirculação de lixiviado nesta Célula. A partir de outubro/17, percebe-se um decaimento das concentrações de DBO₅, comportamento típico de aterros sanitários, visto que, compostos orgânicos facilmente biodegradáveis são quase totalmente consumidos e convertidos em subprodutos (SOUTO, 2009).

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 37 é apresentada as concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula 4.

Figura 37 - Concentrações de DQO ao longo do tempo na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 37 observa-se que os valores obtidos para a DQO na Célula 4 variaram entre 2.777 e 65.151 mgO₂.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 37 que as concentrações de DQO verificadas no início do monitoramento foram bastante elevadas, visto que, para resíduos aterrados a menos de dois anos, as concentrações de DQO se encontram na faixa de 3000 a 60000 mgO₂.L⁻¹ (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Foi possível verificar que a maior concentração de DQO ocorreu durante o mês de Fevereiro/17, e, isso pode ter ocorrido em virtude do pH do lixiviado se apresentar ligeiramente ácido neste período, visto que, na fase ácida são produzidas quantidades consideráveis de ácidos graxos voláteis, que são um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados (BUDI *et al.*, 2016; EL-FADEL, *et al.*, 2002).

Ao analisar a Figura 37, observar-se que, de modo geral, a C₄ apresentou elevadas concentrações de DQO no início do monitoramento e, sendo possível perceber claramente um comportamento decrescente ao longo dos meses avaliados. Foi verificado no período compreendido entre agosto a outubro/18 que a DQO volta a aumentar. Essa elevação nas concentrações de DQO provavelmente ocorreu em virtude da recirculação de lixiviado nesta Célula, que confere uma recarga de material orgânico e de nutrientes no sistema, elevando desta forma a DQO.

Metais

Na Tabela 2 e na Figura 38 está apresentada a evolução temporal dos teores de Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Alumínio (Al) no lixiviado gerado na Célula 4.

Tabela 2 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Célula 4 ao longo do tempo

Meses/ano	Metais		
	Ferro	Manganês	Cromo
fev/17	296	12,2	0,69
jul/17	12,6	14,9	0,61
ago/17	5	0,18	0,01
set/17	2,1	0,2	0,01
out/17	1,93	0,31	0,01
dez/17	4,08	0,081	0,1
abr/18	1,83	0,19	0,1
jun/18	2,41	0,16	0,1
ago/18	1,30	0,23	0,10
out/18	1,33	0,49	0,19

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

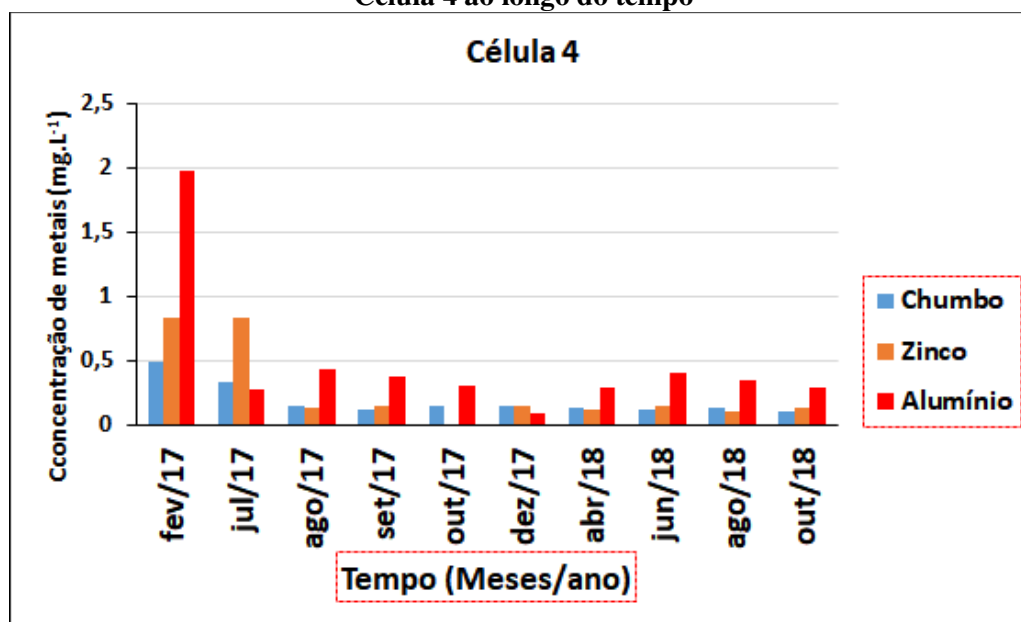
Na Tabela 2, verifica-se que as concentrações de metais para a Célula 4 variaram entre 0,081-14,9 mg.L⁻¹ (manganês), 1,30-296 mg.L⁻¹ (ferro) e 0,01-0,69 mg.L⁻¹ (cromo).

Analisando a Tabela 2, percebe-se que os metais analisados não apresentaram um comportamento bem definido durante todo o tempo de monitoramento e isso provavelmente aconteceu, em virtude da descontinuidade de disposição de resíduos na Célula 4 em alguns momentos da pesquisa.

Ainda de acordo com a Tabela 2, as concentrações dos metais Fe e Mn foram elevadas quando comparadas com os níveis de cromo, sendo o ferro o metal que obteve as maiores concentrações, teor máximo de 296 mg.L⁻¹ e mínimo de 1,30 mg.L⁻¹. Um fator que pode ter contribuído para a obtenção de elevados teores de Fe, diz respeito ao solo utilizado como material de cobertura diária dos RSU, que é rico em óxidos de ferro e

manganês. Em virtude do processo de lixiviação, o ferro presente no solo pode ter sido carregado para o lixiviado, aumentando assim, a disponibilidade de ferro no lixiviado. Conforme Hipólito e Ezaki (2006), o conteúdo total de metais num aterro corresponde ao somatório dos íons presentes nos resíduos, no lixiviado e no solo de cobertura.

Figura 38 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Célula 4 ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 38, verifica-se que as concentrações de metais para a Célula 4 variaram entre 0,14-0,5 (chumbo), 0,01-0,84 (zinco), 0,10-1,97 (alumínio).

De acordo com a Figura 38, percebe-se que as concentrações dos metais analisados, assim como aqueles apresentados na Tabela 2, não apresentaram um comportamento bem definido, diminuindo e aumentando ao longo do tempo, principalmente, o alumínio, sendo este, o metal que denotou os maiores valores durante todo o período de monitoramento. Percebe-se que a partir do mês de agosto/17, os metais zinco e chumbo, apresentaram uma diminuição bastante significativa em suas concentrações. Este comportamento está relacionado ao fato da elevação do pH a partir do mês de agosto/17, em que, na presença de altos valores de pH, os metais tendem a ficar precipitados na massa de resíduos, tendo suas concentrações diminuídas no lixiviado.

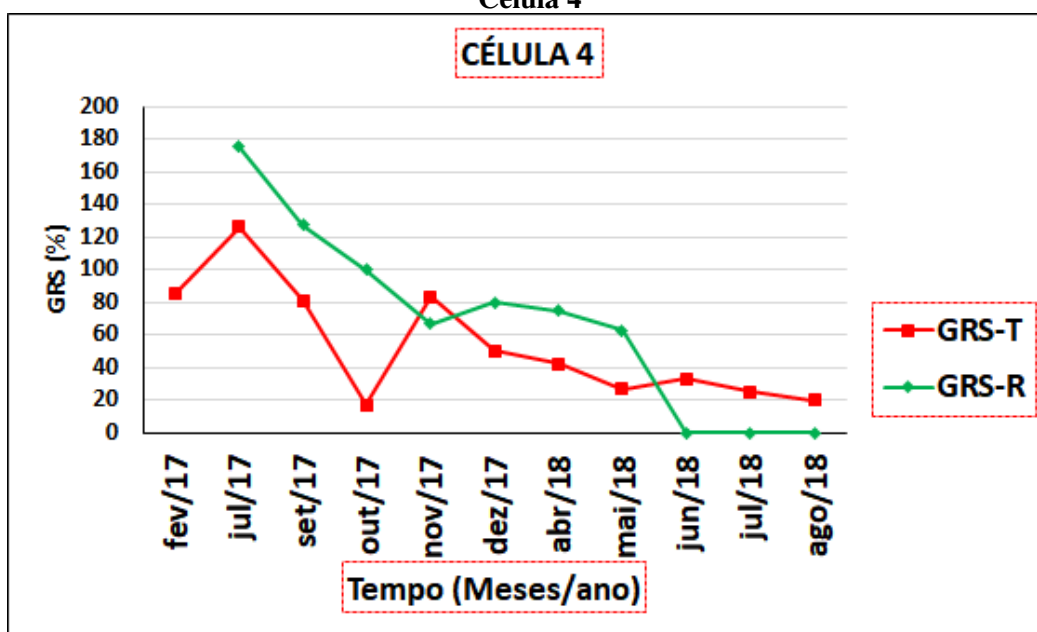
Elevados teores de alumínio é um fator bastante preocupante, pois embora a solubilidade dessa substância diminua com o aumento do pH, elevadas concentrações desse elemento podem lixiviar, contaminando corpos hídricos e solos (SILVA, 2012).

De maneira geral, verifica-se uma redução nas concentrações de todos os metais analisados, com o decorrer do tempo. Esta redução, pode estar associada a evolução natural do processo de biodegradação dos RSU.

Fitotoxicidade

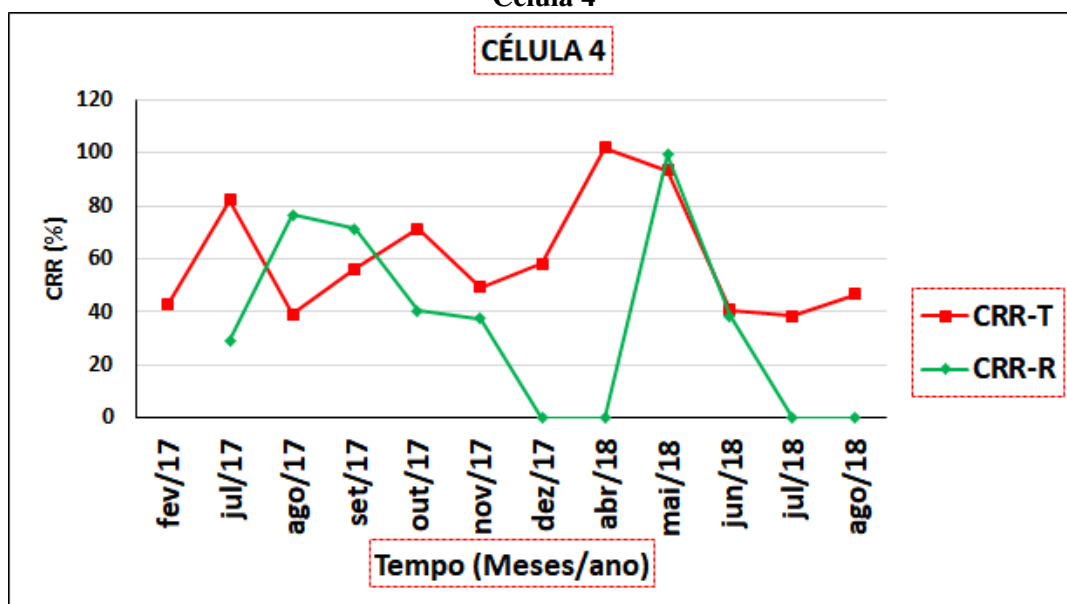
As Figuras 39 e 40 apresentam, respectivamente, os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) realizados com sementes de tomate e repolho para o lixiviado gerado pela Célula 4 ao longo do tempo.

Figura 39 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 40 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na Célula 4



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Analisando as Figuras 39 e 40, relacionadas à GRS e ao CRR das sementes de tomate e repolho, verifica-se que o índice de germinação relativa da semente (GRS) na Célula 4 variou entre 17,00-126,09% para o tomate e de 63,00-175,00% para o repolho. Já o crescimento relativo da raiz (CRR), variou entre 38,04-101,94% para o tomate e de 29,25-99,16% para o repolho.

Comparando o índice de GRS (Figura 39) com o CRR (Figura 40), percebe-se que até o mês de novembro/17, o índice de GRS-T foi bem maior que o de CRR-T na maior parte do tempo, e, que a partir de dezembro/17 até agosto/18, o CRR-T foi maior que a GRS-T. Pode-se observar também na Figura 40, um pico em maio/18 no CRR-R, que provavelmente ocorreu pelo aumento da DBO (Figura 36) no mesmo mês, o que conferiu ao lixiviado um acréscimo de nutrientes, favorecendo desta forma o crescimento das raízes de repolho. Ainda em relação ao repolho, percebe que de julho/17 a abril/18, o índice de GRS-R foi maior que o CRR-R, isso porque para a germinação o item necessário consiste em disponibilidade de água, e para o crescimento se faz necessário a disponibilidade de nutrientes.

Com base no pH (Figura 33), nas concentrações de NAT (Figura 35) e de metais (Figuras 38 e 39) mensuradas no lixiviado no período de monitoramento, verifica-se que os teores observados para o pH, NAT e para os metais nos primeiros meses de monitoramento (fevereiro e julho/17), supostamente, não exerceram toxicidade às

sementes de tomate e repolho, visto que, foram observados altos índices de germinação, exceto para o período de junho a agosto/18, assim como, não interferiram no crescimento das raízes a partir de novembro/17, exceto nos meses de dezembro/17, abril, julho e agosto/18. A ausência de germinação e crescimento nos períodos citados, deu-se em virtude de não ter sido observado durante as análises, nenhum tipo de germinação ou de crescimento, onde após o período de incubação, as sementes se mantiveram intactas dentro das placas de *petri*, onde todo o líquido que representa a fonte de nutriente, ou seja, o lixiviado diluído, havia secado.

Considerações gerais sobre a Célula 4

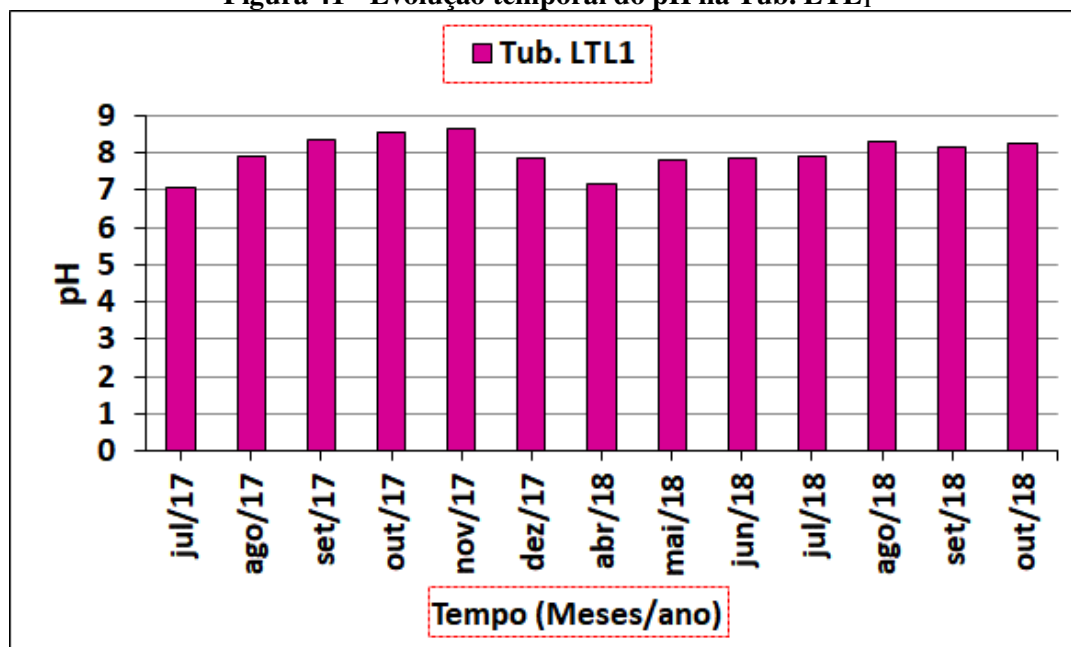
De acordo com as Figuras 33 a 40, observou-se que houveram pequenas oscilações nas concentrações de pH, e que as faixas encontradas a partir do mês de agosto/17, caracterizam o lixiviado na fase metanogênica. A AT manteve-se elevada durante todo o período de monitoramento, sofrendo alterações significativas e apresentando um decaimento com o passar do tempo. O NAT manteve-se elevado durante quase todo o período de monitoramento, sofrendo alterações significativas durante os meses de outubro a dezembro/17. Foram verificadas elevadas concentrações de DBO, DQO, Fe e Al, havendo um decaimento ao longo do tempo. Verificou-se que os teores observados para o pH, NAT e para os metais nos primeiros meses de monitoramento, supostamente, não exerceram toxicidade às sementes de tomate e repolho, visto que, foram observados altos índices de germinação.

4.3.4 Tubulação de entrada da Lagoa 1 (Tub. LTL₁)

Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Figura 41 pode-se analisar a evolução temporal do pH para o lixiviado da Tub. LTL₁.

Figura 41 - Evolução temporal do pH na Tub. LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

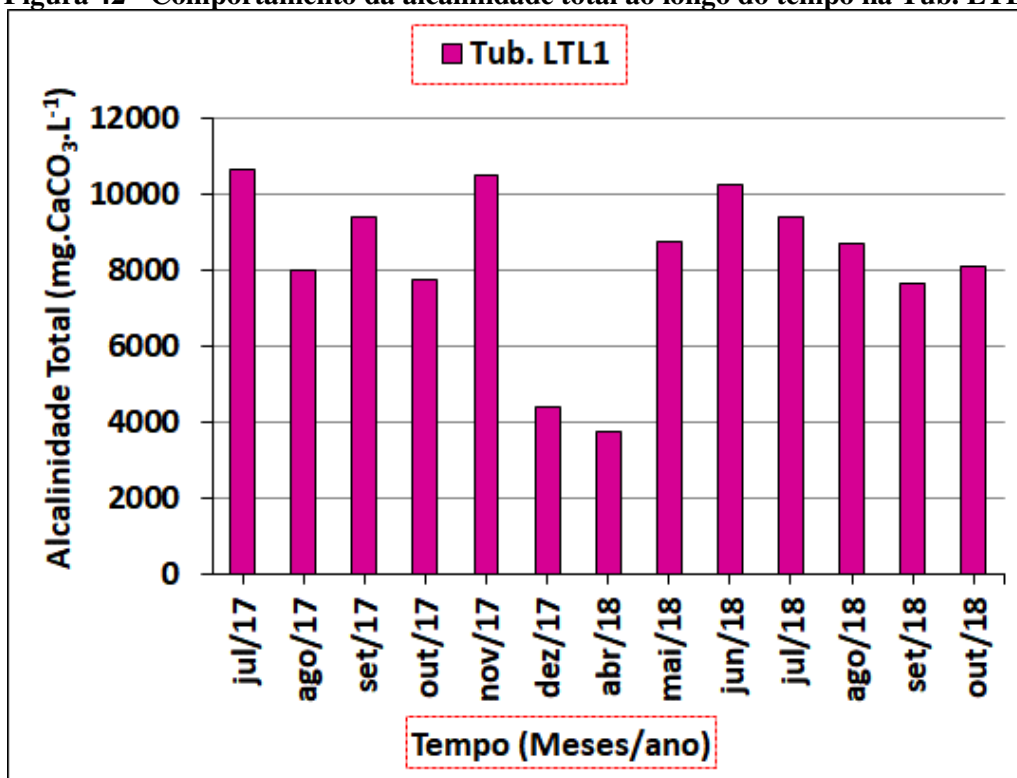
Ao analisar o Ponto Tub. LTL₁ (Figura 41) observa-se uma faixa de pH entre 7 e 8,6. O líquido coletado na Tubulação da LTL₁, apresentou durante todo o período de monitoramento características de basicidade, e isso se deve pelo fato da Tub. LTL₁ receber todo o líquido gerado nas Células, no qual, por meio das Figuras 19 e 20, pode-se perceber que os líquidos coletados durante o mesmo período de monitoramento da Tub. LTL₁, encontravam-se com as mesmas características. Isto pode ser verificado pelo fato dos líquidos analisados nas Células C₃ e C₄, apresentarem um pH com uma faixa de variação de 7,5 a 8,9.

Valores similares foram obtidos por Tsarpali, Kamilari e Dailianis (2012) ao analisarem o líquido um aterro localizado em uma região semiárida, na Grécia. De acordo com Giordano (2003), o líquido de aterros localizados na região do Nordeste brasileiro apresenta como característica uma faixa de concentração de pH que varia entre 7,8 e 8,5. Dessa forma, o líquido da Tubulação da LTL₁ se encontra em concordância com a literatura.

Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 42 é apresentado o comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Tub. LTL₁.

Figura 42 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na Tub. LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

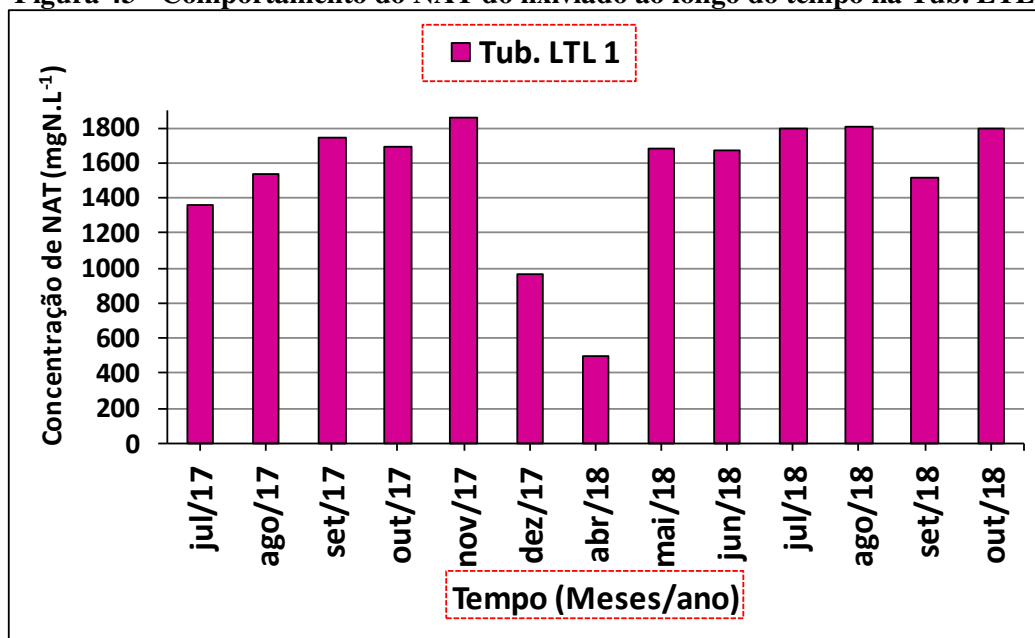
De acordo com a Figura 42, as concentrações de AT na Tub. LTL₁ variaram numa faixa de 3.750 a 10.625 mg.CaCO₃.L⁻¹. Pode-se perceber que, assim como verificado na Célula 4, a AT para o ponto da Tub. LTL₁, manteve-se elevada durante todo o período de monitoramento, apresentando flutuações nas concentrações observadas para tal parâmetro. De acordo com Souto e Povinelli (2007) a faixa máxima de AT para aterros brasileiros é de 750 a 11400 mgCaCO₃.L⁻¹, a faixa mais provável se encontra entre 750 a 7100 mgCaCO₃.L⁻¹.

Durante o período compreendido entre dezembro/17 e abril/18, houve uma queda brusca da alcalinidade total, voltando a aumentar consideravelmente em maio/18. Comportamento semelhante ao verificado para a AT neste período, pode ser observado para as concentrações de NAT (Figura 43), indicando que a alcalinidade presente no sistema durante os meses de dezembro/17 e abril/18, estava na forma de bicarbonato de amônio.

Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 43 é apresentada a evolução temporal do comportamento do NAT no lixiviado gerado na Tub. LTL₁.

Figura 43 - Comportamento do NAT do lixiviado ao longo do tempo na Tub. LTL₁



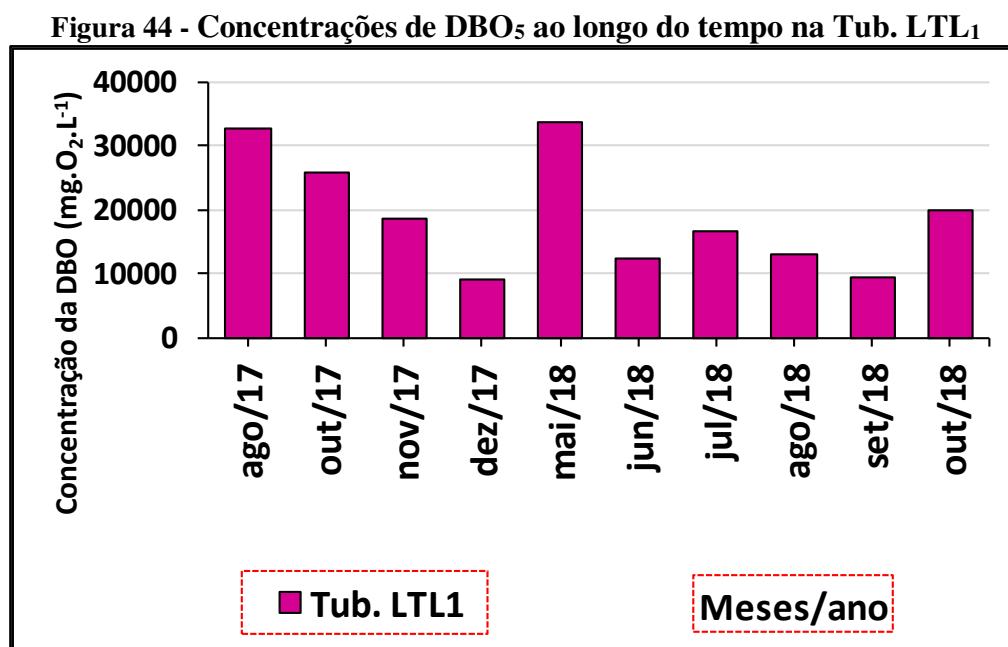
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 43 observa-se os valores obtidos para o nitrogênio amoniacal total na Tub. LTL₁ variando entre 497 e 1.855 mgN.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 43, que as concentrações de NAT foram altas durante quase todo o período de monitoramento, apresentando um comportamento bem definido ao longo do tempo, sendo estas concentrações consideradas elevadas para um aterro jovem como é o caso do ASCG (EL-FADEL *et al.*, 2002), havendo um decréscimo destas concentrações nos meses de dezembro/17 e abril/18. Esta redução pode ter sido em consequência da dessorção da amônia livre (NH₃) para a fase gasosa, já que o pH do extrato se encontrava acima de 7,0 favorecendo com isso a presença desta forma sobre o íon amônio (NH₄⁺), e/ou pela utilização desta amônia como fonte de nitrogênio pelos microrganismos (RIBEIRO, 2012). De acordo com Alcântara (2007), existe uma tendência de redução do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, uma vez que, os valores máximos da amônia ocorrem na fase ácida e diminuem ao longo do processo de degradação, e, que conforme a biodegradação vai ocorrendo, há uma diminuição dos compostos orgânicos.

Porém, a partir de maio/18 percebe-se que as concentrações de NAT voltam a aumentar. Isso pode ter ocorrido em virtude de dois fatores: o primeiro é que tanto no mês de maio como no mês de junho/18, o ASCG iniciou a junção de quatro Células (C₃₊₄, C₁₊₂), tal procedimento fez com que houvesse a incorporação de lixiviado novo no sistema; o segundo fator é que no mês de maio/18 foi retomado o processo de recirculação de lixiviado nas Células. Altas concentrações de nitrogênio amoniacal inicialmente presentes nos resíduos depositados em aterros podem ser consequência da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados (EDUARDO, 2007).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na Figura 44 é apresentada as concentrações de DBO₅ ao longo do tempo na Tub. LTL₁.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

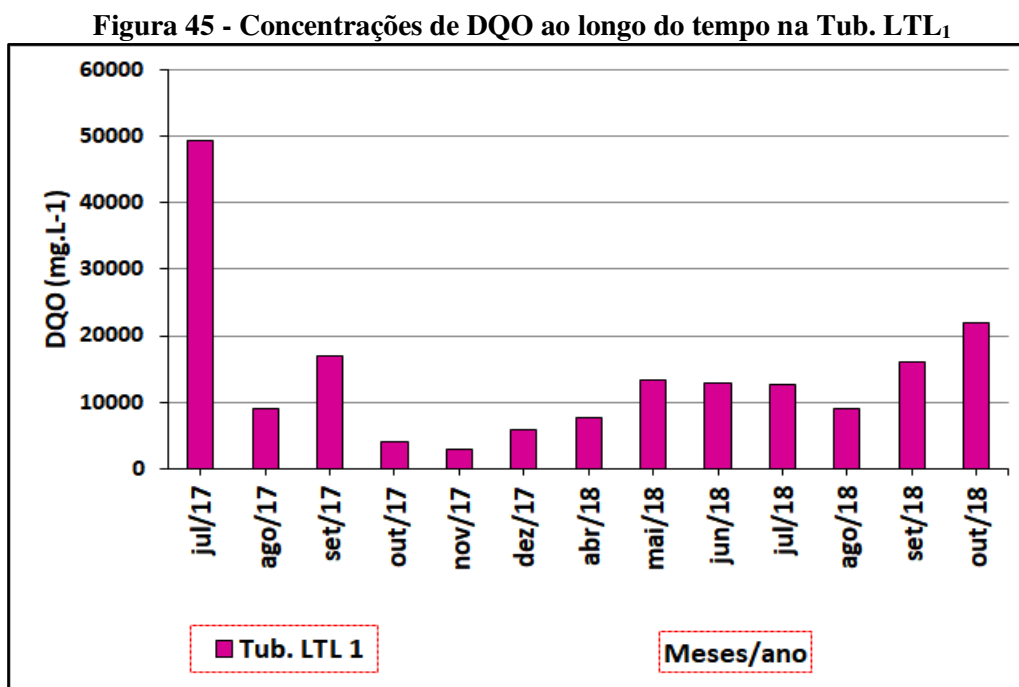
Na Figura 44 observa-se os valores encontrados para a DBO₅ na Tub. LTL₁ variando entre 9.000 e 35.625 mgO₂.L⁻¹. De acordo com Souto e Povinelli (2007), a faixa máxima de concentração de DBO₅ no lixiviado de aterros brasileiros é de 20 a 30.000 mgO₂.L⁻¹. Analisando a Figura 44, verifica-se que durante os meses de agosto de 2017 e maio de 2018, a DBO₅ na Tub. LTL₁ encontrava-se acima da faixa recomendada pelos

autores supracitados.

Percebe-se de acordo com a Figura 44 que as concentrações de DBO_5 apresentaram um comportamento decrescente ao longo do tempo de monitoramento, visto que, com o passar do tempo, à medida que condições metanogênicas se estabelecem, os ácidos voláteis são consumidos e a DBO_5 passa a apresentar valores baixos e relativamente estabilizados (SOUTO, 2009). Ainda de acordo com a Figura 44, verifica-se apenas dois picos durante os meses de maio e outubro/18. Isso pode ter acontecido, em decorrência do início de recirculação de lixiviado nas Células em maio de 2018, e após uma pausa no mês de setembro/18, em outubro/18 o processo de recirculação de lixiviado nas Células é retomado, aumentando mais uma vez as concentrações de DBO_5 .

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 45 é apresentada as concentrações de DQO ao longo do tempo na Tub. LTL_1 .



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

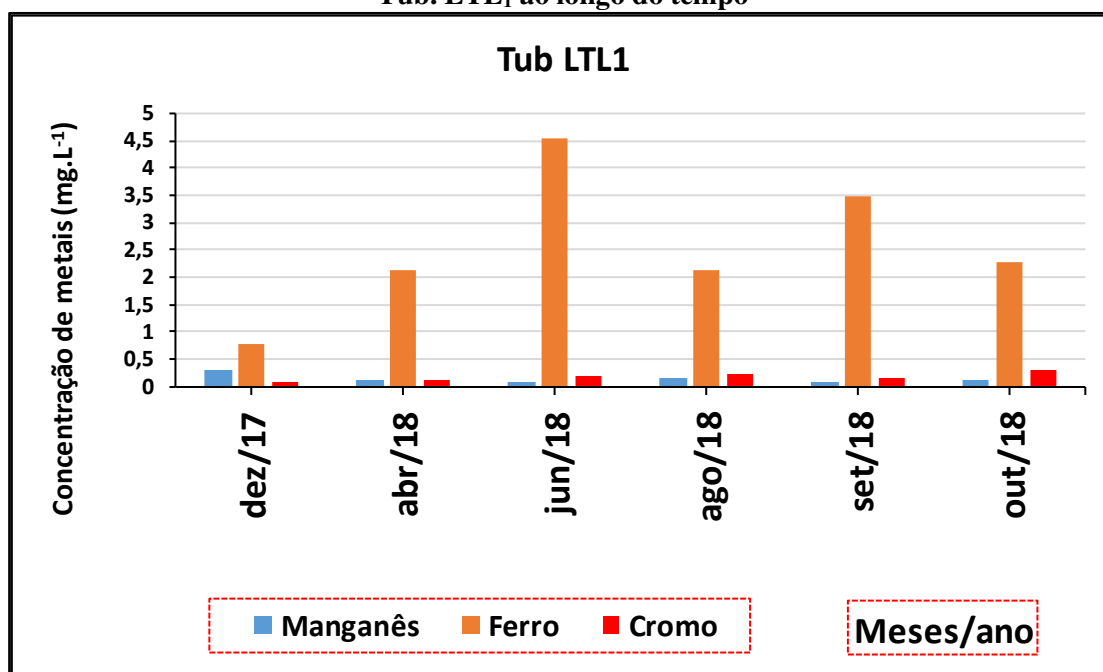
Na Figura 45 verifica-se que os valores para a DQO na Tub. LTL_1 variaram entre 2.973 e 49.390 $mgO_2.L^{-1}$. Percebe-se de acordo com a Figura 45 que as concentrações de DQO verificadas logo no início do monitoramento eram elevadas havendo um

decaimento ao longo do tempo e que houveram flutuações durante o período de estudo. Verifica-se que no mês de julho/17, a DQO encontrava-se bastante elevada. Isso provavelmente ocorreu porque em julho/17, houve a operação de junção entre as Células 1 e 3 (C₁₊₃), contribuindo assim, para o aumento das concentrações de DQO, visto que, a disposição de novos resíduos confere um acréscimo de material orgânico ao sistema e, conseqüentemente, um aumento da DQO. Também foi possível verificar um aumento das concentrações de DQO no mês de setembro/17, maio, setembro e outubro de 2018. Isso provavelmente aconteceu em virtude do processo de recirculação de lixiviado nas Células nos meses supracitados, o que contribuiu para o aumento da DQO, visto que, houve uma recarga de material orgânico no sistema. Com o decorrer do tempo, o processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros evolui e, com isso, os valores de DQO reduzem (CONTRERA *et al.*, 2014).

Metais

Nas Figuras 46 e 47 é apresentada a evolução temporal dos teores de Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Alumínio (Al) no lixiviado gerado na Tub. LTL₁.

Figura 46 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da Tub. LTL₁ ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

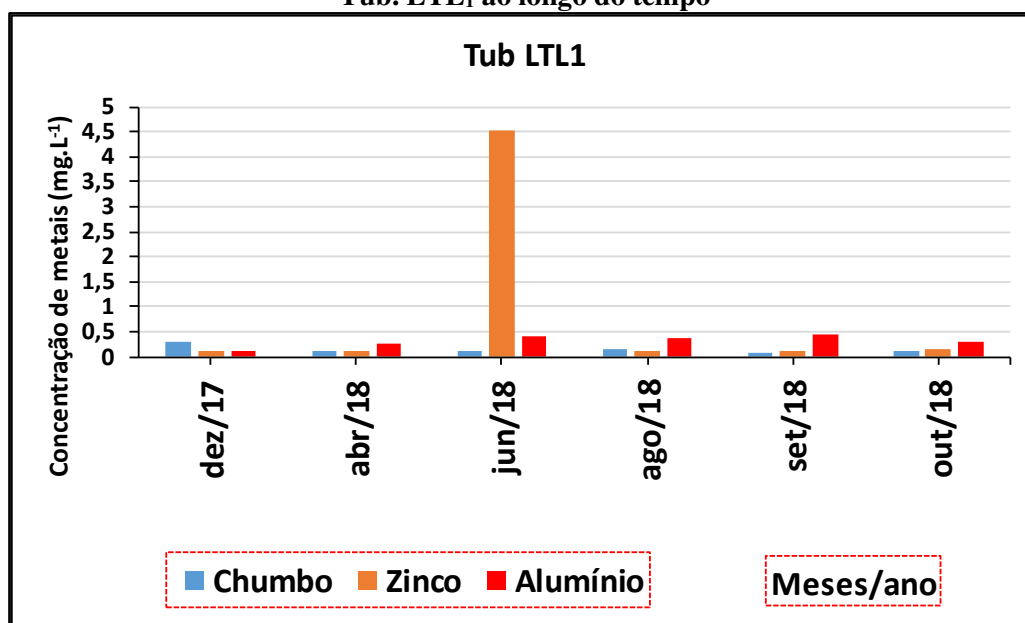
Na Figura 46, verifica-se que as concentrações de metais para a Tub. LTL₁ variaram entre 0,05-3,77 (manganês), 0,77-4,53 (ferro) e 0,1-0,29 (cromo).

Avaliando a Figura 46, percebe-se que as concentrações dos metais Fe e Mn foram bastante elevadas quando comparadas com os níveis de cromo, sendo o ferro o metal que obteve as maiores concentrações, teor máximo de 4,53 mg.L⁻¹ e mínimo de 0,77 mg.L⁻¹. De acordo com Renou *et al.*, (2008), o ferro é o metal que apresenta uma maior concentração nos lixiviados. Nota-se também que, à medida que o tempo foi passando as concentrações de Mn, Fe e Cr foram aumentando. Isso já era de se esperar, pois, a Tub. LTL₁ concentra o lixiviado de todas as Células do ASCG, o que confere a disponibilidade destes elementos no lixiviado, visto que, os lixiviados que são coletados na Tub. LTL₁, trata-se de lixiviados novos.

Em relação ao manganês, este manteve-se dentro da faixa sugerida por Souto e Povinelli (2007) para aterros brasileiros que situa-se entre 0,01 e 30 mg.L⁻¹.

O cromo apresentou concentrações variando de 0,1-0,29 mg.L⁻¹. De acordo com Giordano (2003), em lixiviado de aterros localizados no Nordeste brasileiro, a concentração de cromo varia na faixa de 0,21 a 0,84 mg.L⁻¹.

Figura 47 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da Tub. LTL₁ ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 47, verifica-se que as concentrações de metais para a Tub. LTL₁ variaram entre 0,09-0,29 (chumbo); 0,1-4,53 (zinco) e 0,1-0,46 (alumínio).

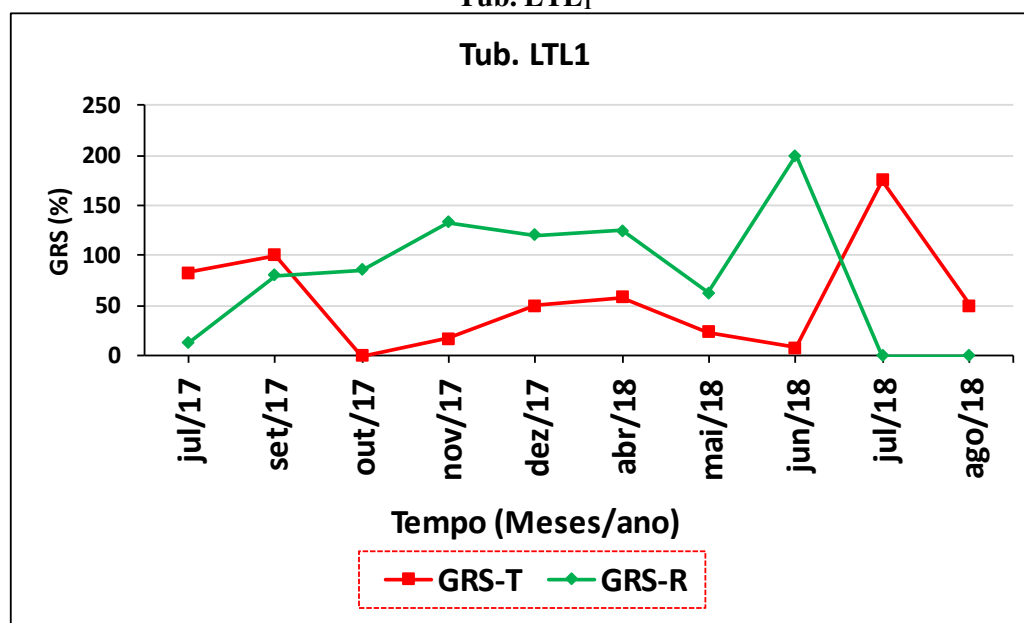
De acordo com a Figura 47, percebe-se que na maior parte do período de monitoramento, o Pb, o Zn e o Al, não apresentaram um comportamento bem definido e tiveram suas concentrações elevadas ao longo do tempo, principalmente o Zn. Tal comportamento pode estar relacionado ao início da junção das Células 3 e 4 (C₃₊₄) em maio/18 e das Células 1 e 2 (C₁₊₂) em junho/18, o que acaba resultando em um lixiviado com composição bastante variada ao longo do tempo, pH baixo, característico de lixiviado novo, aumentando desta forma a solubilidade de alguns metais.

Em estudos realizados por Gomes *et al.*, (2018) no lixiviado de uma célula de disposição de RSU no Aterro Sanitário de Campina Grande - PB, foi possível verificar que no início do monitoramento, quando o pH se encontrava ácido, foi o período em que foram mensurados os maiores teores de metais pesados.

Fitotoxicidade

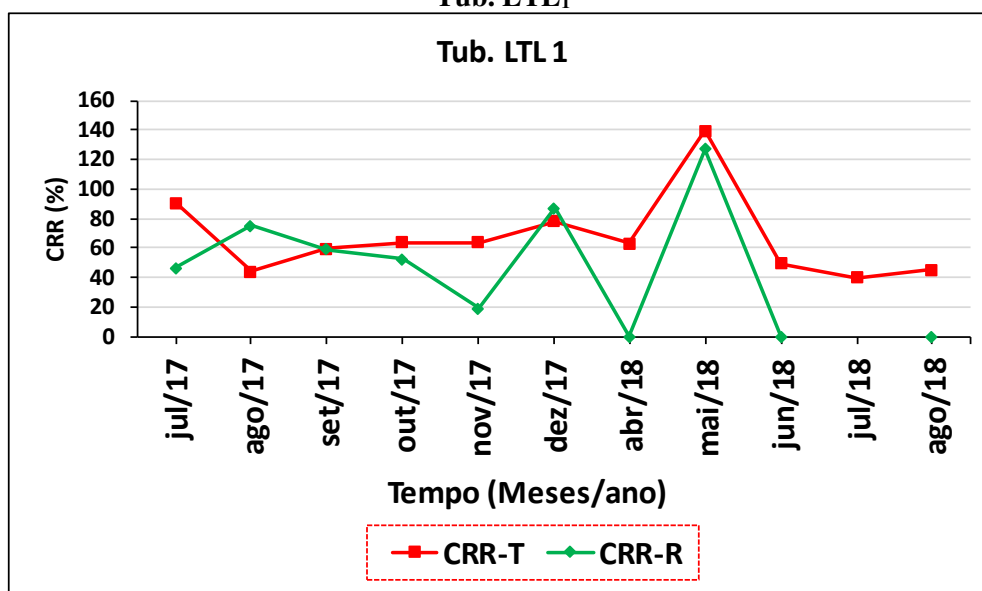
As Figuras 48 e 49 apresentam, respectivamente, os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) realizados com sementes de tomate e repolho para o lixiviado gerado pela Tub. LTL₁ ao longo do tempo.

Figura 48 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na Tub. LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 49 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na Tub. LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Analisando as Figuras 48 e 49, relacionadas à GRS e ao CRR das sementes de tomate e repolho, verifica-se que o índice de Germinação Relativa da Semente (GRS) na Tub. LTL₁ variou entre 8-175% para o tomate e de 63-200% para o repolho. Já o Crescimento Relativo da Raiz (CRR), variou entre 40,07-139,53% para o tomate e de 19,21-126,99% para o repolho. Ainda de acordo com as Figuras 48 e 49, nota-se que a GRS e o CRR, não apresentaram um comportamento bem definido ao longo do tempo, apresentando algumas oscilações durante o período de monitoramento, visto que, a Tub. LTL₁ recebe lixiviado de todas as células de resíduos do ASCG, apresentando desta forma, composições variadas.

Analisando a GRS-T (Figura 48), percebe-se que não houve germinação das sementes de tomate durante o mês de outubro/17. Não se sabe bem o que houve durante a análise que fizesse com que nenhuma das sementes utilizadas no ensaio não germinassem tanto para a análise com o lixiviado, tanto para a prova em branco (água destilada). É difícil inferir se houve alguma interferência externa que fizesse com que as sementes não germinassem, visto que, as sementes de repolho conseguiram germinar, sendo submetidas as mesmas condições. Ainda de acordo com a Figura 48, percebe-se um pico na GRS-T no mês de julho de 2018.

Comparando o índice de GRS (Figura 48) com o CRR (Figura 49), foi possível observar que o CRR-T foi maior que a GRS-T em quase todos os meses de monitoramento, representando um comportamento atípico. Já em relação ao repolho, verifica-se que a

GRS-R foi maior que o CRR-R. Percebe-se que, nos meses de abril e junho/18, não foi verificado crescimento das raízes das sementes de repolho, e que, em julho e agosto/18 não houve germinação e nem crescimento do repolho. Isso provavelmente deve ter acontecido em virtude das altas concentrações de NAT (Figura 43) e a elevação do pH (Figura 41), bem como, pelas altas concentrações de ferro (Figura 46) e alumínio (Figura 47) verificadas no mesmo período. De acordo com Melo *et al.*, (2005) o desenvolvimento da raiz das sementes está diretamente associado aos constituintes presentes no meio, portanto, se houver cargas tóxicas em grandes quantidades, o desenvolvimento das sementes não será satisfatório.

Considerações gerais sobre a Tub. LTL₁

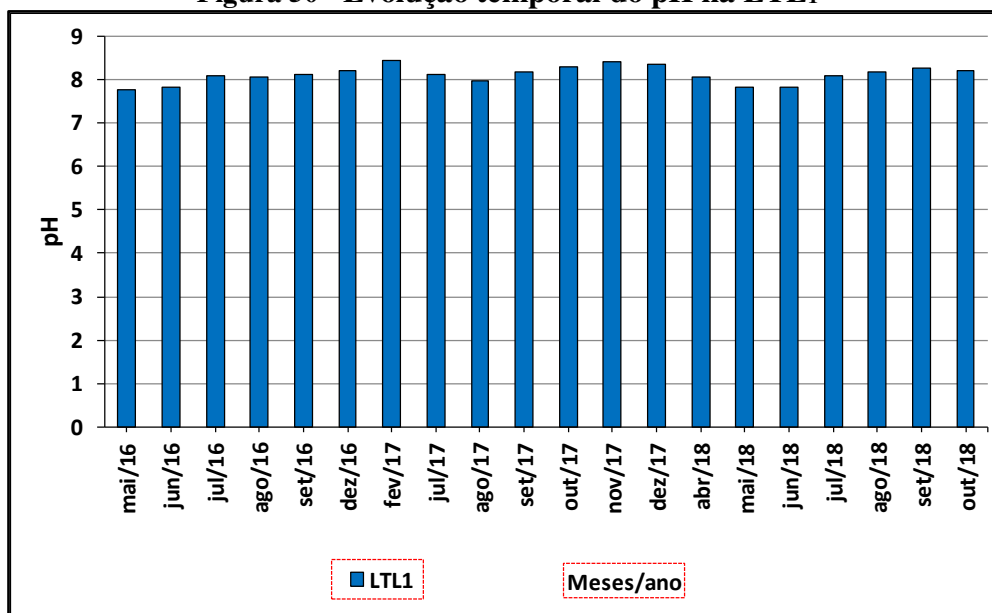
De acordo com as Figuras de 41 a 49, observou-se que o pH manteve-se desde o início da pesquisa, acima de 7. A AT e o NAT mantiveram-se elevados durante todo o período de monitoramento, apresentando flutuações nas concentrações observadas para tais parâmetros. As concentrações de DBO₅ apresentaram um decréscimo ao longo do tempo de monitoramento. Isso pode ter acontecido, em decorrência, da heterogeneidade do lixiviado coletado neste ponto. As concentrações de DQO foram bastante elevadas no primeiro mês de pesquisa, havendo um decaimento ao longo do tempo e foi possível observar flutuações durante o período de estudo. Em relação aos metais, foram encontradas elevadas concentrações de Fe e de Al. Já para os ensaios de fitotoxicidade, foi possível observar que o CRR-T foi maior que a GRS-T em quase todos os meses de monitoramento.

4.3.5 Lagoa 1 de Tratamento de lixiviado (LTL₁)

Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Figura 50 pode-se analisar a evolução temporal do pH para o lixiviado da LTL₁.

Figura 50 - Evolução temporal do pH na LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

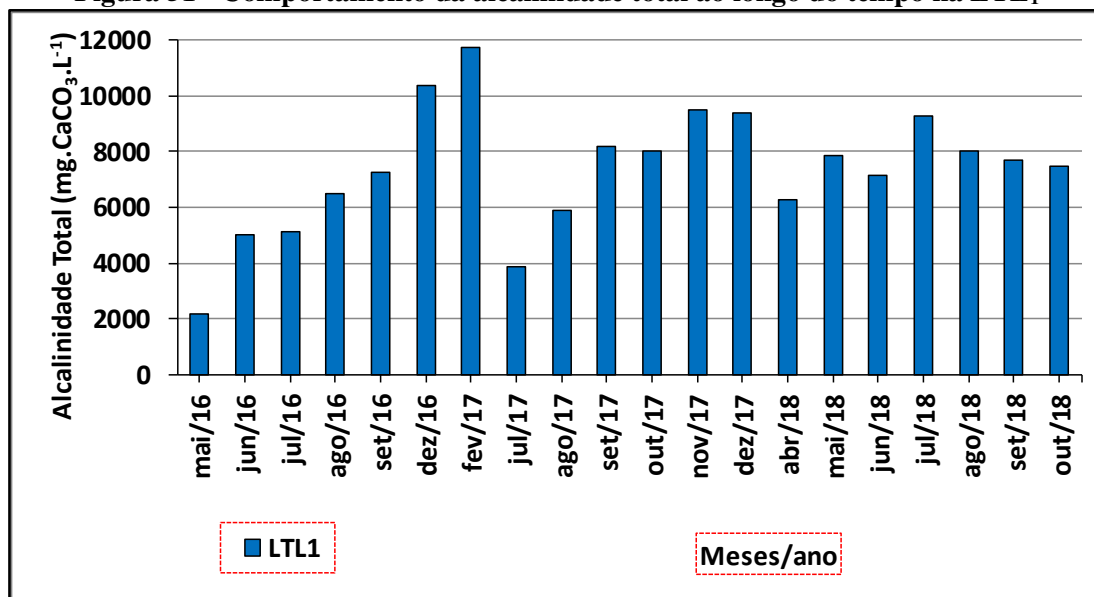
Conforme verificado na Figura 50, o pH da LTL₁ manteve-se praticamente constante durante todo o período avaliado, variando entre 7,7 a 8,4. Ao comparar os valores de pH da Tub. LTL₁ (Figura 41), com os valores obtidos para o lixiviado represado na LTL₁, observa-se que o pH do lixiviado apresentou valores bastante semelhantes entre estes dois pontos, quando analisado o mesmo período de monitoramento. Tal comportamento já era esperado visto que, a LTL₁ recebe o lixiviado gerado em todas as Células. Outro fato a ser observado por meio da Figura 50 é que, o pH da LTL₁ apresentou pequenas flutuações durante todo o período de monitoramento. Isso aconteceu em virtude da LTL₁ acumular o lixiviado gerado em todas as células de resíduos, ou seja, lixiviados de diferentes idades, provocando algumas vezes, oscilações entre as faixas de pH.

Resultados semelhantes aos encontrados nesta pesquisa, foram observados por Sá (2008), durante o tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca (Pernambuco) por meio de evaporação, em que foi verificado valores de pH em torno de 8,5. Assim como, por Capelo (2009), estudando uma lagoa de tratamento de lixiviado em um aterro sanitário na cidade do Porto, Portugal.

Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 51 é apresentado o comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na LTL₁.

Figura 51 - Comportamento da alcalinidade total ao longo do tempo na LTL₁



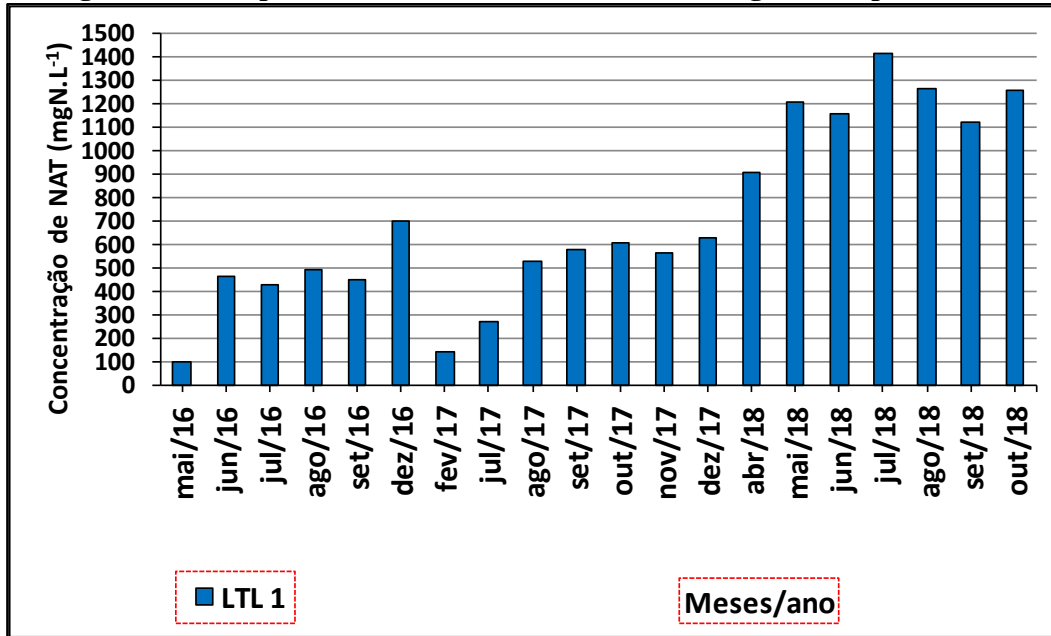
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Verifica-se na Figura 51, que as concentrações de AT para a LTL₁ variaram numa faixa entre 2.166 e 11.750 mgCaCO₃.L⁻¹, e não apresentou um comportamento bem definido neste estudo, o que pode ter sido ocasionado em virtude da LTL₁ receber contribuição periódica de lixiviado de diferentes idades. Pode-se perceber que, a alcalinidade sofreu alterações significativas, apresentando dessa forma, uma instabilidade durante todo o período de monitoramento. No mês de julho/17, houve uma queda brusca nas concentrações. As concentrações de AT obtidas para o lixiviado da LTL₁, durante praticamente todo o período de monitoramento, ficaram dentro da faixa máxima (750 a 11.400 mgCaCO₃.L⁻¹) encontrada em aterros sanitários brasileiros, segundo Souto e Povinelli (2007). Estas elevadas concentrações de AT são decorrentes, principalmente, das quantidades significativas de bicarbonato de amônio gerados pela decomposição bioquímica da fração orgânica presente na massa de RSU aterrada (MAHAPATRA, CHANAKYA e RAMACHANDRA, 2011; NAVEEN *et al.*, 2017).

Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 52 é apresentada a evolução temporal do comportamento do NAT no lixiviado gerado na LTL₁.

Figura 52 - Comportamento do NAT do lixiviado ao longo do tempo na LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 52 os valores observados para o nitrogênio amoniacal total na LTL₁ variaram entre 99,7 e 1.414 mgN.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 52, que houve uma variabilidade nas concentrações de NAT ao longo do tempo. Estas oscilações podem estar associadas às mudanças constantes realizadas na operação do ASCG, evidenciando que a mistura de lixiviados de idades diferentes, acarreta uma desestabilização no sistema, podendo comprometer a eficiência do sistema de tratamento de lixiviado.

Com base na Figura 52, as concentrações de NAT encontram-se dentro do esperado para aterros sanitários entre 0 e 5 anos, ou seja, (500-1.500 mgN.L⁻¹), como é o caso do ASCG (EL-FADEL *et al.*, 2002). Quimicamente o NAT é formado por duas formas de amônia: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio (NH₄⁺); e a não ionizada e muito tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre (NH₃). As concentrações das formas de amônia que compõem o NAT variam em função, principalmente, do parâmetro pH. Campos *et al.*, (2010) e Von Sperling (2005), relatam que quando o pH do meio está em torno da neutralidade, praticamente todo NAT apresenta-se na forma ionizada, já quando o pH se encontra em torno de 9,2, cerca de 50% do NAT está na forma de amônia livre e 50% na forma de íon amônio. Em pH superior a 11, há uma predominância do NAT na forma livre ou gasosa.

De acordo com os dados de pH da LTL₁ (Figura 50), observa-se que houve uma variação de 7,7-8,04. Com base nisso, deduz-se que houve uma maior predominância nos

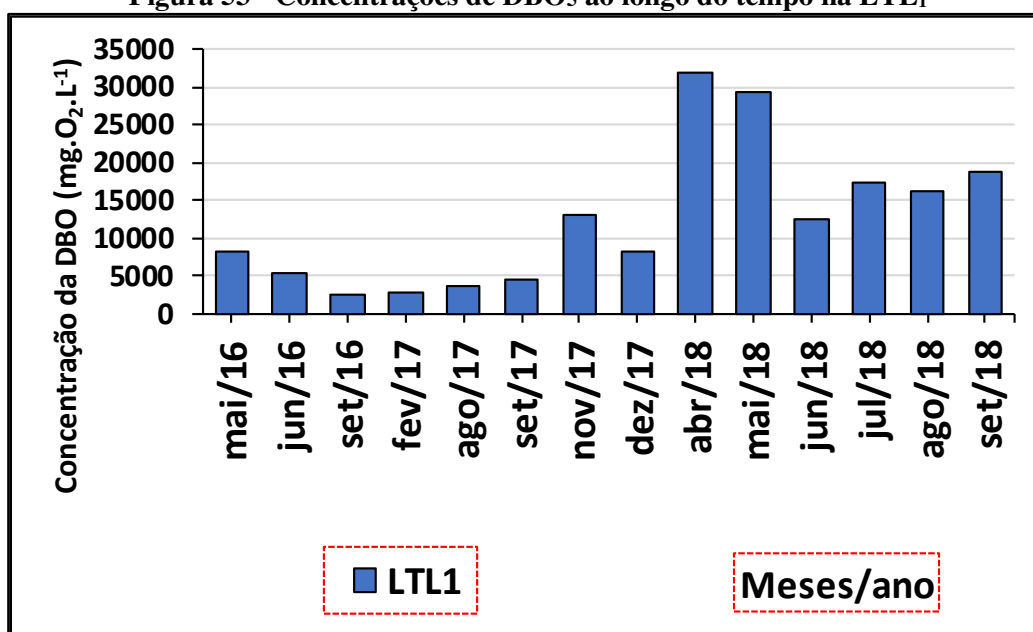
lixiviados, segundo Campos *et al.* (2010) e Von Sperling (2005), da presença do íon amônio (NH_4^+), ou seja, a forma não tóxica do NAT.

A técnica de tratamento utilizada na LTL_1 é a de evaporação natural, que tem como princípio de tratamento o uso da radiação solar. Esta técnica é conceitualmente simples e permite reduzir significativamente o volume do lixiviado (TAVARES, 2011). Ao analisar a eficiência da LTL_1 em relação à remoção das concentrações de NAT do lixiviado do Ponto Tub. LTL_1 (Figura 41), observa-se uma remoção de NAT entre 21% a 80%, durante o tempo de monitoramento. Cabe ressaltar que, apesar de estar havendo remoção, as concentrações deste parâmetro ainda se encontram elevadas. Estudos desenvolvidos por Calli *et al.*, (2005) mostram que o nitrogênio amoniacal é considerado tóxico em concentrações superiores a 600 mg/l.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na Figura 53 é apresentada as concentrações de DBO_5 ao longo do tempo LTL_1 .

Figura 53 - Concentrações de DBO_5 ao longo do tempo na LTL_1



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

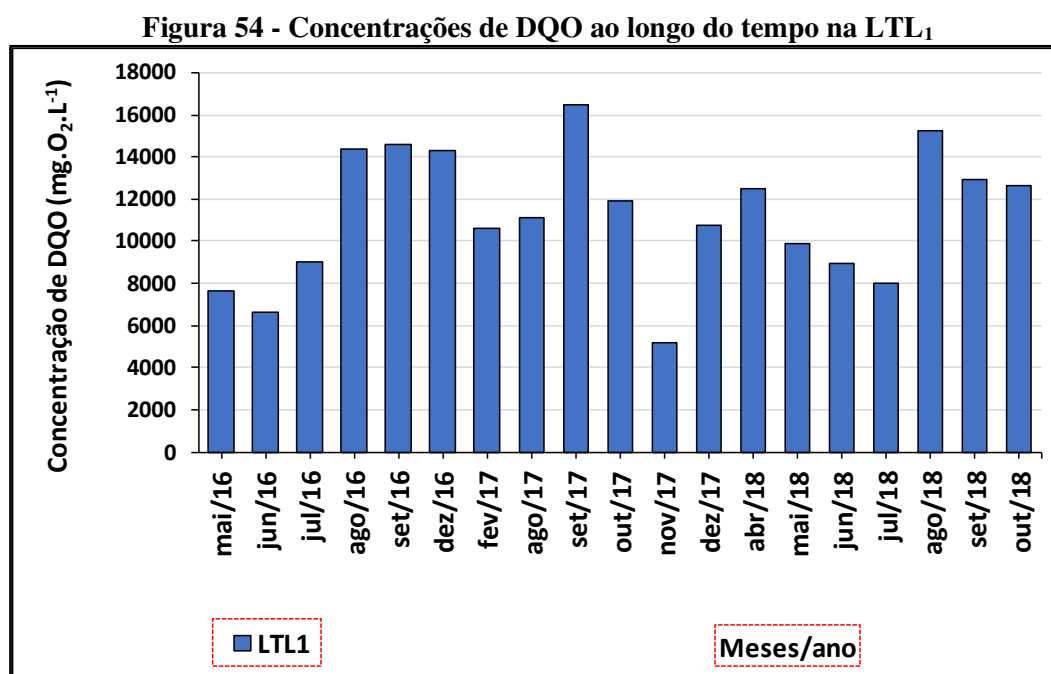
Na Figura 53 verifica-se que os valores para a DBO_5 na LTL_1 variando entre 2.474 e 32.250 $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$. Percebe-se de acordo com a Figura 53 que as concentrações de DBO_5 decrescem ao longo do tempo no período compreendido entre maio/16 a setembro/17, voltando a aumentar a partir de novembro/17, apresentando picos nos meses de abril e maio/18. Essas altas concentrações registradas nos meses de abril e maio/18, podem ter

acontecido em virtude do início da recirculação de lixiviado nas Células, o que pode ter ocasionado um efeito de lixiviação, aumentando desta forma as concentrações de DBO₅, visto que, a LTL₁ recebe o lixiviado de todas as Células. Dessa forma, verifica-se que as concentrações observadas para o parâmetro DBO₅, hora são de aterros mais velhos, hora de aterros mais novos.

Ao analisar a eficiência da LTL₁ em relação à remoção das concentrações de DBO₅ do lixiviado do ponto Tub. LTL₁ (Figura 44), observa-se uma remoção de DBO entre 6% a 90%, sendo 90% no início do monitoramento e 6% no final do tempo de monitoramento. Isso indica dizer que, o tratamento por evaporação natural, não tem sido eficiente para remover as concentrações de DBO₅, visto que as concentrações deste parâmetro ainda se encontram elevadas.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 54 é apresentada as concentrações de DQO ao longo do tempo na LTL₁.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 54 observa-se que os valores para a DQO na LTL₁ variando entre 2.973 e 49.390 mgO₂.L⁻¹. Percebe-se de acordo com a Figura 54 que as concentrações de DQO verificadas oscilaram durante todo o período de monitoramento.

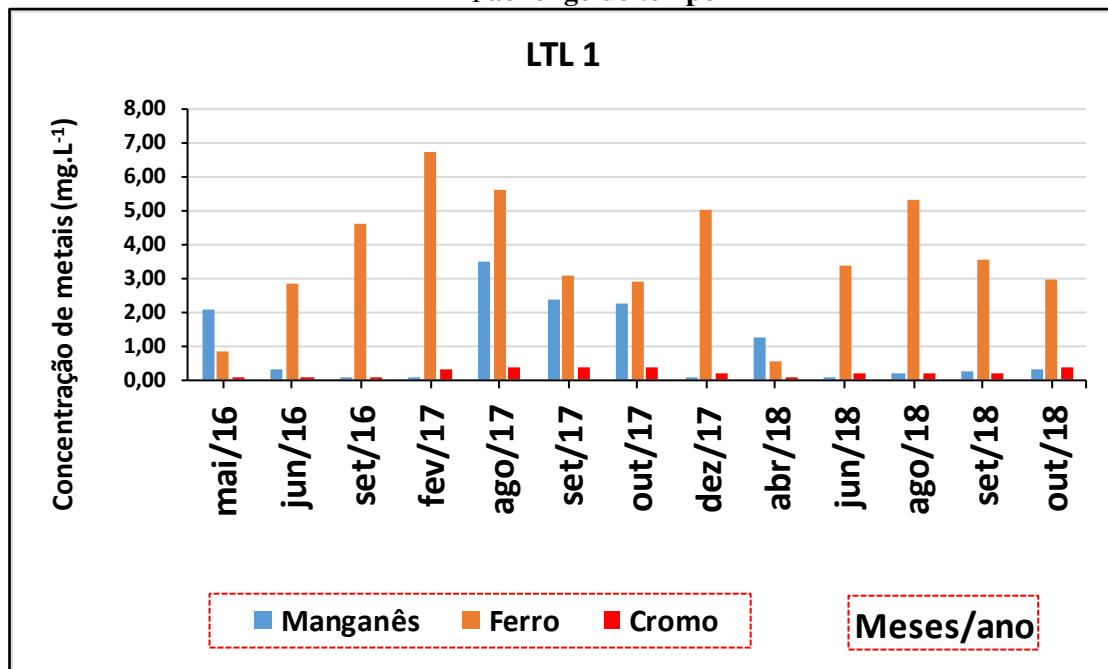
De modo geral, percebe-se que na maioria dos meses de monitoramento, quando comparado ao mesmo período (julho/17 a outubro/18) as concentrações de DQO na LTL₁ (Figura 54) foram maiores que as concentrações da Tub. LTL₁ (Figura 45) (tubulação que recebe todo o lixiviado gerado no ASCG), indicando que o sistema de tratamento não foi eficiente na remoção de DQO do lixiviado gerado. Cabe destacar que, o lixiviado proveniente dos locais de amostragem C₃, C₄ e Tub. LTL₁ estão na sua forma *in natura*, ou seja, bruto, e mesmo assim, constata-se que a DQO da LTL₁ foi superior em alguns meses. Isto pode ser justificado devido à LTL₁ receber os lixiviados provenientes da drenagem de todas as Células, em que nestas Células os RSU foram aterrados em períodos diferentes, resultando, assim, em uma geração de efluentes com cargas orgânicas variadas.

No caso de lixiviado de aterro sanitário, diversos autores (ZOUBOULIS *et al.*, 2004; KANG *et al.*, 2002; EL FADEL e KHOURY, 2000) afirmam que a recalcitrância pode ser associada com a presença de compostos de elevada massa molar com estruturas muito complexas.

Metais

Nas Figuras 55 e 56 é apresentada a evolução temporal dos teores de Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Alumínio (Al) no lixiviado gerado na LTL₁.

Figura 55 - Concentrações dos metais (manganês, ferro e cromo) presentes no lixiviado da LTL₁ ao longo do tempo

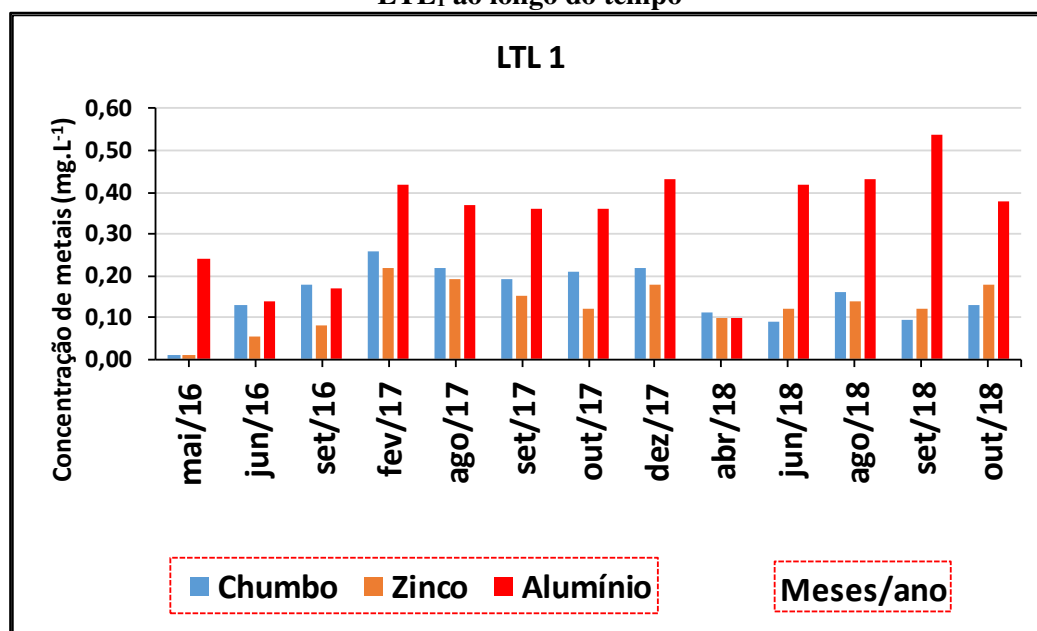


Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 55, verifica-se que as concentrações de metais para a LTL₁ variaram entre 0,04-3,5 (manganês), 0,57-6,73 (ferro) e 0,01-0,38 (cromo). As concentrações de Mn, Fe e Cr, oscilaram durante todo o período da pesquisa, não apresentando desta forma um comportamento bem definido e não tiveram suas concentrações reduzidas com o passar do tempo.

De modo geral, percebe-se que na maioria dos meses de monitoramento, as concentrações de Mn, Fe e Cr na LTL₁ foram maiores que as concentrações da Tub. LTL₁ (Figura 46), indicando que o sistema de tratamento não foi eficiente na remoção dos metais analisados. Cabe destacar que, o lixiviado proveniente da Tub. LTL₁ está na sua forma *in natura*, ou seja, bruto, e mesmo assim, constata-se que as concentrações de Mn, Fe e Cr da LTL₁ foram superiores na maioria dos meses. Isto pode ser justificado devido à LTL₁ receber os lixiviados provenientes da drenagem de todas as Células, em que nestas Células os RSU foram aterrados em períodos diferentes, resultando, assim, em uma geração de efluentes com cargas orgânicas e idades variadas.

Figura 56 - Concentrações dos metais (chumbo, zinco e alumínio) presentes no lixiviado da LTL₁ ao longo do tempo



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 56, verifica-se que as concentrações de metais para a LTL₁ variaram entre 0,01-0,38 (chumbo), 0,01-0,22 (zinco), 0,1-0,54 (alumínio).

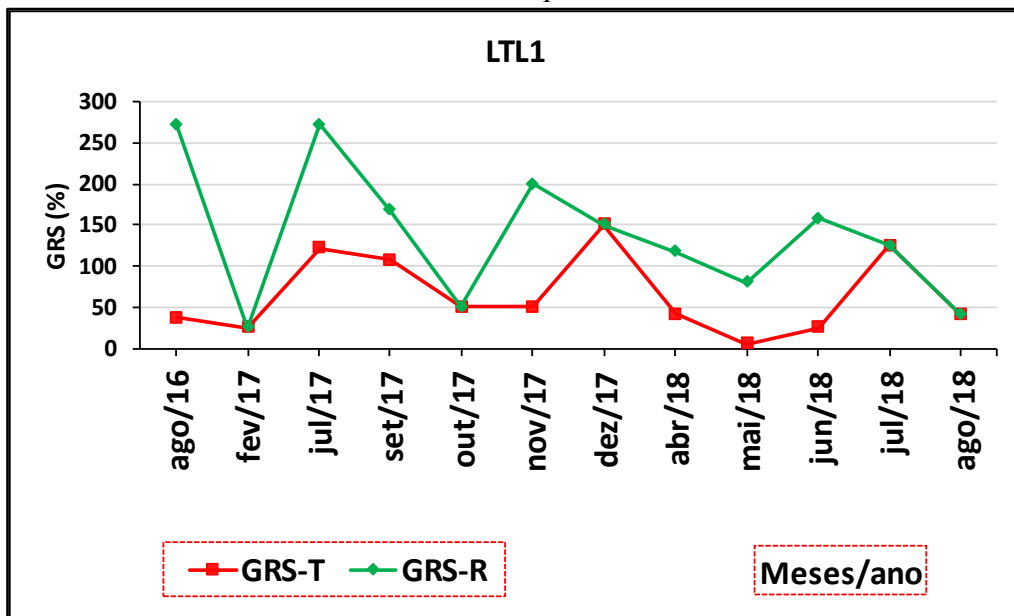
Conforme pode ser verificado na Figura 56, percebe-se que na maior parte do período de monitoramento, o Pb, o Zn e o Al, não apresentaram um comportamento bem definido e tiveram suas concentrações elevadas ao longo do tempo. Tal comportamento pode estar relacionado com a heterogeneidade do lixiviado, assim como, ao fato da LTL₁ acumular lixiviado de idades distintas, o que acaba resultando em um lixiviado com composição bastante variada ao longo do tempo.

Comportamento semelhante ao verificado nesta pesquisa, também foi observado por Tatsi *et al.*, (2003), Lima (2006), Contrera (2008), Bahé *et al.*, (2008), ao estudarem lagoas de tratamento de lixiviado, em que foi verificado que, apesar do lixiviado estar represado na lagoa, percebe-se um comportamento extremamente variável das características do efluente ao longo do tempo.

Fitotoxicidade

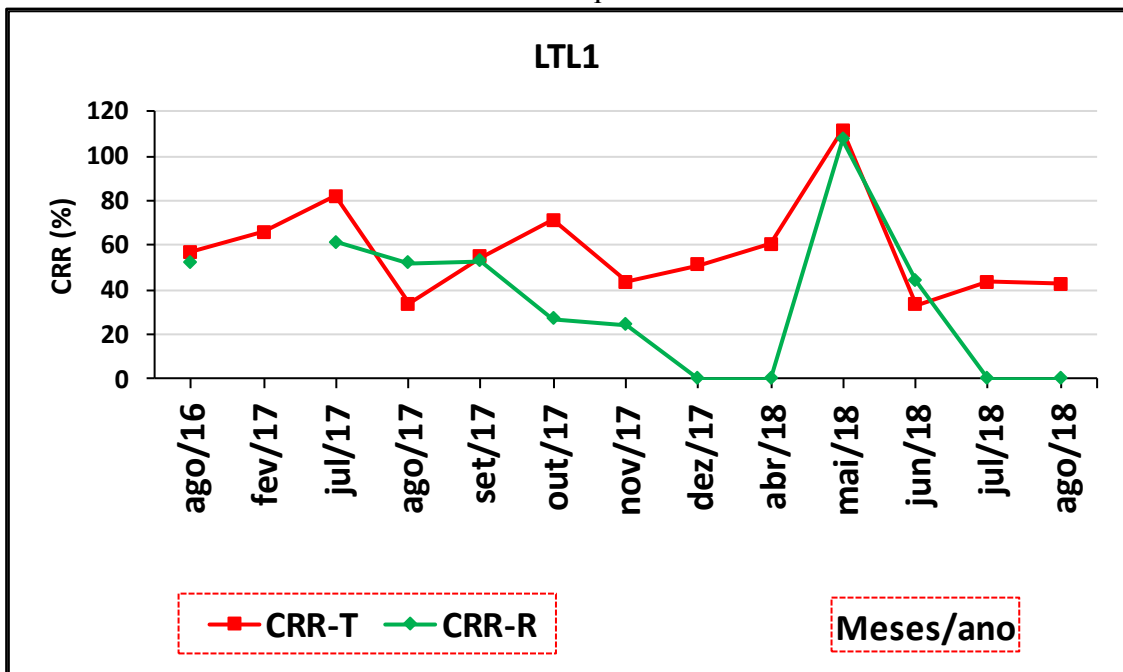
As Figuras 57 e 58 apresentam, respectivamente, os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) realizados com sementes de tomate e repolho para o lixiviado gerado pela LTL₁ ao longo do tempo.

Figura 57 - Germinação relativa das sementes de tomate e repolho ao longo do tempo na LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Figura 58 - Crescimento relativo das raízes de tomate e repolho no decorrer do tempo na LTL₁



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Analisando as Figuras 57 e 58, relacionadas à GRS e ao CRR das sementes de tomate e repolho, verifica-se que o índice de germinação relativa da semente (GRS) na LTL₁ variou entre 5-150% para o tomate e de 60-150% para o repolho. Já o crescimento relativo da raiz (CRR), variou entre 65,68-111,54% para o tomate e de 24,28-107,41%

para o repolho. Ainda de acordo com as Figuras 57 e 58, nota-se que a GRS e o CRR, não apresentaram um comportamento bem definido ao longo do tempo, apresentando muitas oscilações durante todo o período de monitoramento, visto que, a LTL₁ recebe o lixiviado de todas as Células de resíduos do ASCG, apresentando desta forma, composições variadas e idades distintas.

Comparando o índice de GRS (Figura 57) com o CRR (Figura 58), verifica-se que o CRR-T e a GRS-T obtiveram um comportamento semelhante ao longo do período de monitoramento. Já em relação ao repolho, a GRS foi bem maior que o CRR. Percebe-se que, em dezembro/17, julho e agosto/18, não houve nem germinação e nem crescimento das sementes de repolho, e que, em abril não houve crescimento, apenas germinação. Isso pode ter ocorrido em virtude das altas concentrações de NAT (Figura 52) e de metais (Figuras 55 e 56) aferidas durante o mesmo período de monitoramento.

Considerações gerais sobre a LTL₁

De acordo com as Figuras 50 a 58, o pH manteve-se praticamente constante durante todo o período da pesquisa. Os parâmetros AT, NAT, DBO₅, DQO obtiveram concentrações variadas ao longo do período de estudo, não apresentando um comportamento bem definido. Isso já era de se esperar visto que, a LTL₁ acumula lixiviado de diferentes idades. Em relação aos metais, foram observadas elevadas concentrações de Fe, Mn, Al e Zn.

4.4 Biogás

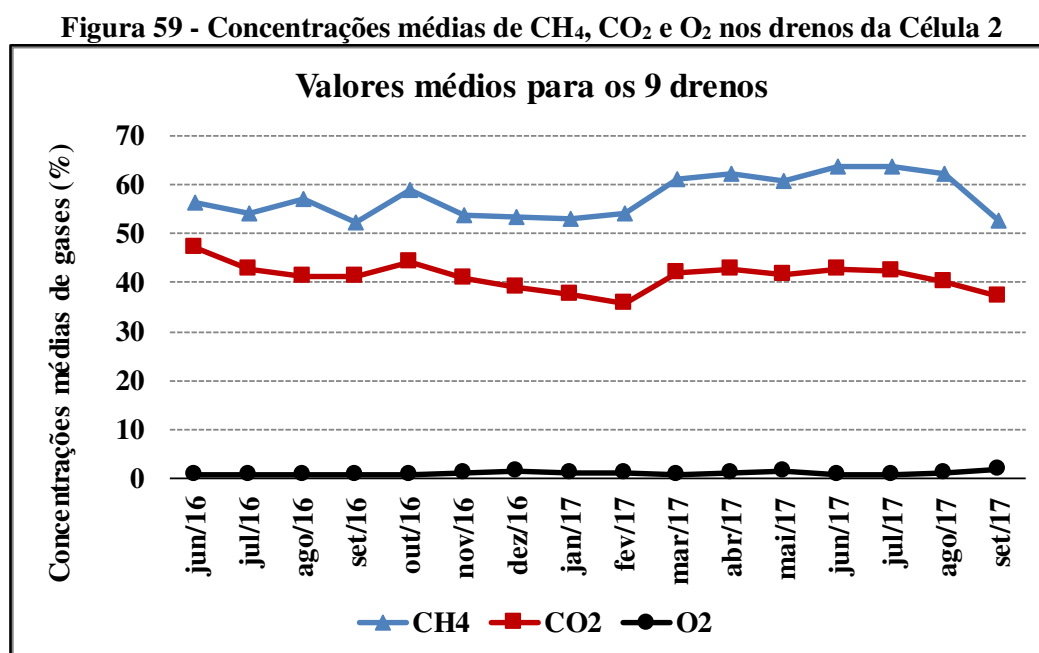
A análise de gases gerados no processo de decomposição anaeróbia é importante, uma vez que se pode inferir o grau de degradação ou estabilização dos resíduos orgânicos em um aterro sanitário, e auxiliar a inferir as etapas em que o processo de decomposição anaeróbia se encontra. As concentrações dos gases podem também indicar o potencial de utilização destes para geração de energia (CATAPRETA, 2008)

No ASCG foram monitoradas as concentrações de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e oxigênio (O₂), correlacionando-os com a precipitação, e com os parâmetros pH e NAT, que atuam como indicativo do estágio de biodegradação dos resíduos e da fase de geração de gases. Destaca-se que, para um melhor entendimento,

será utilizado o mesmo tempo de monitoramento para todas as variáveis que foram correlacionadas com as concentrações de gases, ou seja, de junho/16 a fevereiro/17.

Concentrações de CH₄, CO₂ e O₂

A Figura 59 apresenta os resultados das concentrações médias dos gases CH₄, CO₂ e O₂ analisadas nos nove drenos verticais instalados na Célula 2.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Figura 59, verificou-se que as concentrações de CH₄ variaram entre 52,0 e 64,0%, e, que estas concentrações, estão acima das que foram verificadas para o CO₂ durante todo o período de monitoramento, sendo um indicativo da fase metanogênica de biodegradação dos RSU. Resultado semelhante foi observado por Maciel e Jucá (2013), ao estudarem a composição do biogás em uma Célula Experimental no Aterro da Muribeca-PE, onde foram registradas concentrações de CH₄ na ordem de 50%.

Segundo Silva e Campos (2008) no Aterro Sanitário de Bandeirantes – SP, durante um período de 11 meses de avaliação, as concentrações de CH₄, em geral, eram em torno dos 50%. Este comportamento é comum, pois se sabe que em condições normais a taxa de decomposição atinge um pico entre o primeiro e segundo ano e diminuem continuamente pelos próximos 25 anos.

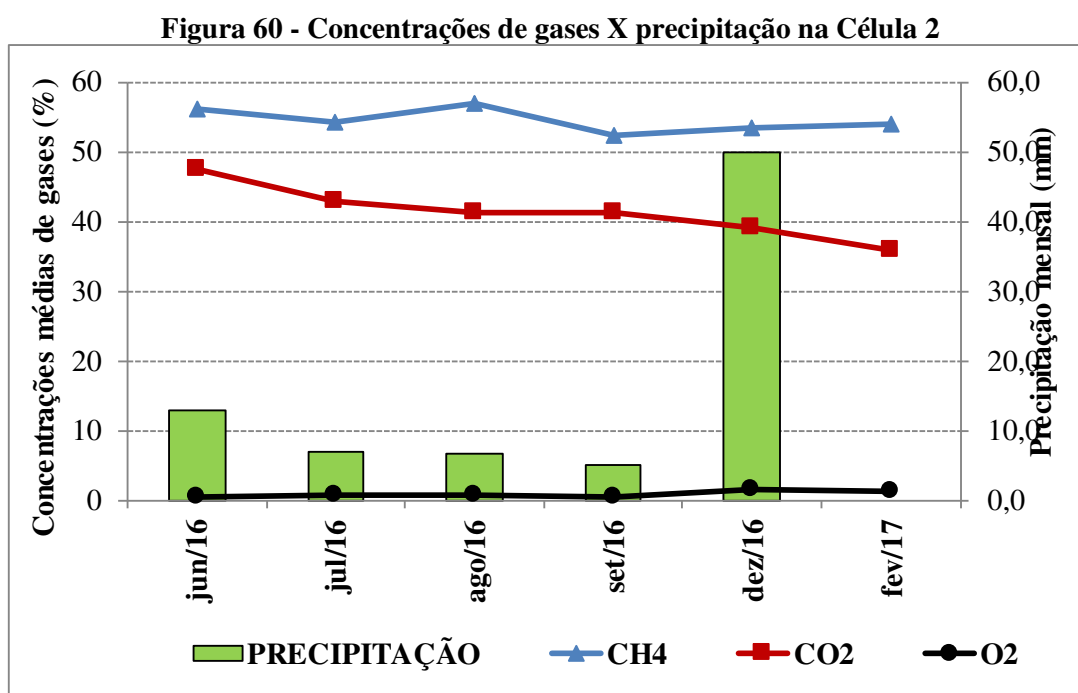
As concentrações mínimas e máximas de CO₂ oscilaram de 35,8 a 47,3%, indicando que houve uma redução das concentrações desse gás com o decorrer do tempo, e, conseqüentemente, maior geração de CH₄.

Em condições anaeróbias, o metano e o dióxido de carbono são os principais gases gerados durante a biodegradação de RSU. Normalmente, a soma das concentrações desses gases, representa, em volume, mais de 95% do biogás (USEPA, 1995).

Quanto ao O₂, as concentrações oscilaram de 0,5 a 1,7. Isso representa um aspecto positivo, visto que, baixas concentrações de oxigênio, favorecem a anaerobiose do meio e, conseqüentemente, a geração de CH₄. Segundo Alcântara (2007), o oxigênio normalmente proveniente do ar atmosférico também está presente na fase gasosa dos resíduos, e a medida de sua concentração pode ser útil como indicador de entrada de ar no sistema e, portanto, das condições de aerobiose do meio.

Precipitação x concentrações CH₄, CO₂ e O₂

A Figura 60 apresenta os resultados das concentrações médias dos gases CH₄, CO₂ e O₂ analisados nos nove drenos verticais instalados na Célula 2 e os níveis de precipitação. Os dados de precipitação utilizados nesta pesquisa, foram adquiridos no INSA (2018) por se tratar da estação meteorológica mais próxima ao aterro estudado.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Analisando a Figura 60, pode-se verificar que o índice pluviométrico para o período analisado variou entre 6-66mm, sendo o valor máximo, registrado no mês de dezembro/16.

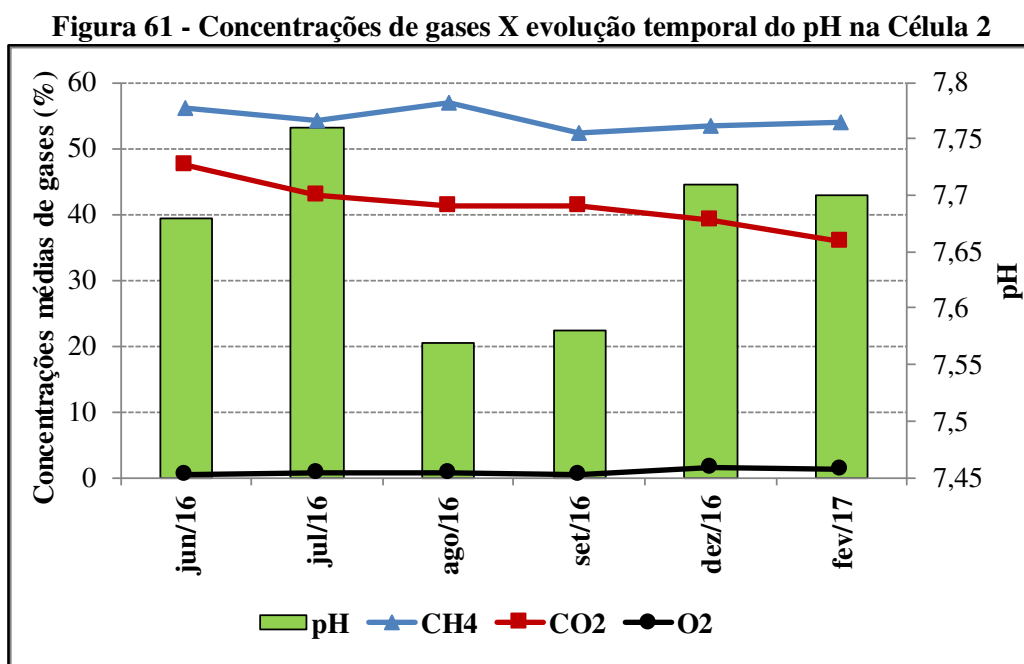
Embora tenha se registrado em dezembro/16 um aumento no índice pluviométrico, este fato não se comportou como um fator negativo para a geração de biogás.

De um modo geral, percebe-se que os índices pluviométricos registrados, não interferiram na geração do biogás, visto que, durante todo o período de monitoramento, foram registradas altas concentrações de gases.

pH x concentrações CH₄, CO₂ e O₂

O crescimento dos microrganismos em um aterro sanitário é influenciado também pela concentração de íons OH⁻ presentes no meio (Castilhos Jr. *et al.*, 2003).

A Figura 61 apresenta os resultados das concentrações médias dos gases CH₄, CO₂ e O₂ nos nove drenos e a evolução temporal do pH na Célula 2.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

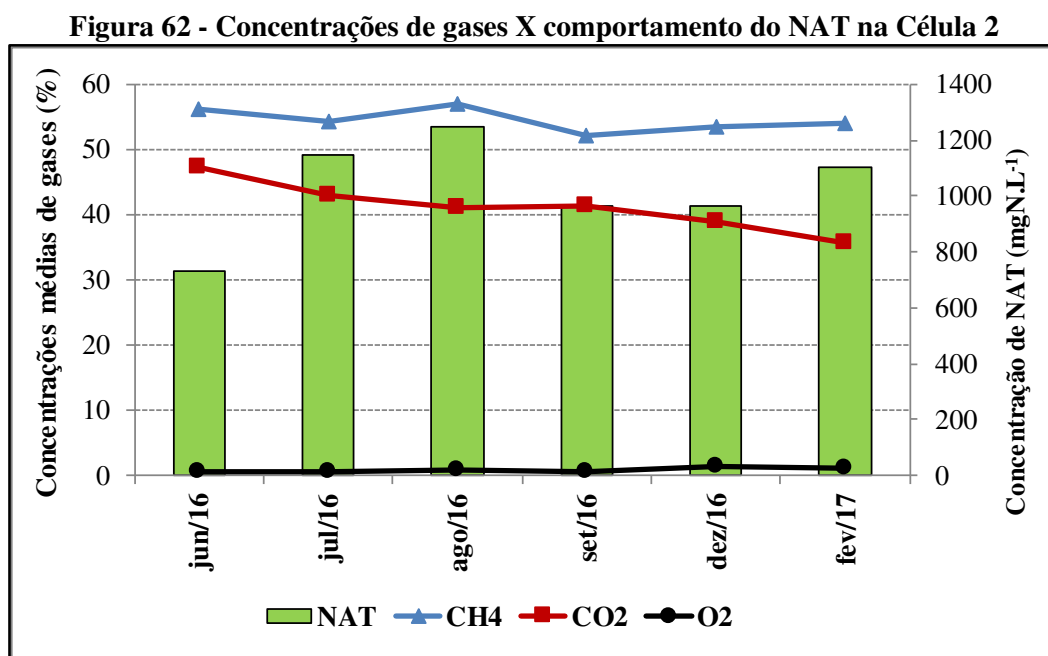
Conforme verificado na Figura 61, o pH da C₂ variou entre 7,5 e 7,9, indicando que a Célula 2 já se encontrava na fase metanogênica, e, que, segundo Pohland & Harper

(1985), acontece com o pH variando entre 6,3 e 8,8. De acordo com Angelidaki e Wendy (2004), o processo de digestão anaeróbia ocorre no intervalo de pH entre 6 e 8,3, sendo que valores de pH fora desse intervalo ótimo podem inibir o processo de degradação, podendo interferir na biodegradabilidade dos resíduos sólidos. Sendo assim, os teores de pH verificadas na Célula 2, foram consideradas favoráveis para o processo de biodegradação dos RSU, e, conseqüentemente, geração de biogás.

NAT x concentrações CH₄, CO₂ e O₂

O nitrogênio é um nutriente fundamental para o crescimento bacteriano, porém, quando em concentrações elevadas, podem ser tóxicos aos microrganismos.

A Figura 62 apresenta os resultados das concentrações médias dos gases CH₄, CO₂ e O₂ nos nove drenos e o comportamento do NAT na Célula 2.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Na Figura 62 observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal total na Célula 2 variaram entre 733 e 1.317 mgN.L⁻¹.

Conforme Tchobanoglous *et al.*, (1993), os valores de NAT verificados na C₂, encontram-se acima do esperado para aterros sanitários jovens, como é o caso do ASCG. Entretanto, as concentrações de nitrogênio amoniacal não tiveram efeito tóxico no

lixiviado, visto que as arqueas metanogênicas conseguiram se estabelecer e produzir altas concentrações de metano (Figura 62).

Com base nos dados observados, pode-se afirmar que, provavelmente, as concentrações de NAT não influenciaram no potencial tóxico do lixiviado em relação à amônia livre, isso porque, de acordo com Campos *et al.* (2010), um lixiviado que apresente um pH menor que 8,0 (Figuras 18 e 61), indica que, praticamente todo o NAT estava na forma de NH_4^+ , ou seja, a forma não tóxica do NAT.

CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE OS PARÂMETROS INTERVENIENTES NO COMPORTAMENTO BIODEGRADATIVO DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE

O estudo realizado nesta tese, permitiu analisar a evolução dos processos biodegradativos dos RSU depositados no ASCG por meio de parâmetros físico-químicos do lixiviado e das concentrações de biogás, analisando desta forma os fatores determinantes para a geração dos subprodutos, além de, identificar os parâmetros que exercem maior influência sobre o processo de biodegradação e que seriam eficazes para a avaliação do comportamento biodegradativo de um aterro sanitário.

Foi possível perceber que, as concentrações de cada parâmetro estudado, podem mudar de acordo com as fases de biodegradação e a idade do aterro, visto que, na fase ácida, os parâmetros físico-químicos apresentaram as maiores concentrações, assim como, pôde-se verificar também, uma redução dessas concentrações em função do tempo, principalmente, se estiver na fase metanogênica.

O conhecimento dos fatores intervenientes na formação dos subprodutos, assim como, condicionantes externas e internas ao aterro sanitário, é de suma importância para a escolha da melhor técnica de tratamento para os subprodutos, além de, auxiliar nas medidas de proteção a própria área do empreendimento, assim como, do seu entorno.

4.5 Tratamento estatístico dos dados

Segundo Dancey e Reidy (2006), correlações estatísticas consideradas fortes são aquelas que apresentam valores positivos ou negativos que sejam iguais ou superiores a 0,70. As correlações são positivas quando os valores de uma variável aumentam à medida que também aumentam os valores de uma segunda variável, porém se os valores de uma variável aumentam à proporção que diminuem os valores da outra, a correlação é negativa (CATAPRETA, 2008).

Na Tabela 3 apresenta-se a matriz de correlação obtida para os parâmetros pH, AT, DQO, NAT e a variável dias na Célula 2.

Tabela 3 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado da Célula 2

	<i>Dias</i>	<i>pH</i>	<i>AT</i>	<i>DQO</i>	<i>NAT</i>
Dias	1				
pH	-0,49529	1			
AT	-0,85363	0,66023717	1		
DQO	0,768802	-0,077941565	-0,78378	1	
NAT	-0,15479	0,464774126	0,576135	-0,33337	1

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Tabela 3, observa-se uma correlação forte positiva entre a variável dias e a DQO, indicando que, com o passar dos dias, a DQO foi aumentando. Isso provavelmente deve ter ocorrido pela presença de materiais de difícil degradação ou até mesmo recalcitrantes na Célula 2, fazendo com que a DQO aumentasse, em vez de, diminuir ao longo do tempo.

E correlações forte negativas entre a alcalinidade e a DQO, ou seja, à medida que a alcalinidade aumenta, a DQO decresce, e entre a alcalinidade e a variável dias, isso indica dizer que, com o passar do tempo, a alcalinidade foi diminuindo.

Na Tabela 4 apresenta-se a matriz de correlação obtida para os parâmetros pH, AT, DQO, NAT, Al, Pb, Cr, Fe, Mn, Zn, CRR-T, GRS-T, CRR-R, GRS-R e a variável dias na Célula 3.

Tabela 4 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado da Célula 3

	DIAS	pH	AT	DQO	NAT	Al	Pb	Cr	Fe	Mn	Zn	CRR-TOM	GRS-TOM	CRR-REP	GRS-REP
DIAS	1														
pH	0,70	1													
AT	-0,76	-0,33	1												
DQO	-0,75	-0,94	0,37	1											
NAT	0,65	0,69	-0,21	-0,76	1										
Al	-0,68	-0,77	0,08	0,80	-0,73	1									
Pb	-0,87	-0,87	0,56	0,89	-0,64	0,77	1								
Cr	-0,60	-0,92	0,33	0,92	-0,72	0,58	0,80	1							
Fe	-0,69	-0,96	0,27	0,95	-0,81	0,78	0,86	0,95	1						
Mn	-0,73	-0,97	0,43	0,92	-0,73	0,67	0,85	0,95	0,95	1					
Zn	-0,64	-0,77	0,04	0,82	-0,78	0,97	0,79	0,65	0,83	0,68	1				
CRR-TOM	0,70	0,91	-0,33	-0,92	0,58	-0,82	-0,88	-0,80	-0,84	-0,83	-0,79	1			
GRS-TOM	-0,80	-0,79	0,68	0,70	-0,49	0,50	0,79	0,70	0,71	0,87	0,44	-0,67	1		
CRR-REP	0,82	0,79	-0,52	-0,87	0,68	-0,78	-0,85	-0,68	-0,75	-0,76	-0,74	0,85	-0,68	1	
GRS-REP	-0,78	-0,48	0,90	0,49	-0,37	0,16	0,63	0,52	0,47	0,59	0,17	-0,34	0,74	-0,48	1

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Tabela 4, verifica-se que a variável dias se correlacionou positivamente com os parâmetros pH e CRR-R, ou seja, à medida que o tempo foi passando, estas variáveis tiveram suas concentrações elevadas. Esta elevação nos teores de pH, é típica do processo biodegradativo, visto que, à medida que este processo ocorre, as *arqueas* metanogênicas vão metabolizando os ácidos produzidos durante a fase de fermentação ácida, diminuindo a concentração dos ácidos orgânicos e, conseqüentemente, elevando desta forma o pH. Por outro lado, a variável dias obteve correlação forte negativa com os parâmetros AT, DQO, Pb, Mn, GRS-T e GRS-R, indicando que estes parâmetros tiveram suas concentrações diminuídas ao longo do tempo.

No que diz respeito ao parâmetro pH, este obteve correlação forte positiva com os parâmetros CRR-T e CRR-R, ou seja, enquanto o pH tende a aumentar ao longo do tempo, as demais variáveis também aumentaram. E forte negativa com os parâmetros DQO, Al, Pb, Cr, Fe, Mn, Zn e GRS-T, visto que, à medida que o pH aumenta, os demais parâmetros decaem, no qual o declínio nos teores de metais é influenciado principalmente pelos valores de pH. Segundo RIGUETTI *et al.*, (2015), o pH básico torna o meio redutor, provocando a precipitação dos íons metálicos na forma de sulfetos, sulfatos, carbonatos e oxi-hidróxidos.

Em relação ao parâmetro alcalinidade total, este obteve apenas uma correlação forte positiva com a GRS-R, onde, à medida que a alcalinidade aumenta, a GRS-R também, indicando um ambiente adequado para a germinação das sementes devido ao tamponamento do sistema.

A DQO obteve correlação forte negativa com o parâmetro NAT, isso acontece por que o NAT é proveniente da fração orgânica presente nos resíduos e que os lixiviados resultantes, não estão estabilizados em termos de demanda de oxigênio no meio (Metcalf & Eddy, 1985). Também foi possível observar correlações fortes negativas entre a DQO e o CRR-tomate e o CRR-repolho, indicando que a possível presença de compostos recalcitrantes nas concentrações de DQO, inibiram em alguns momentos o crescimento das raízes de tomate e repolho. Ainda de acordo com a Tabela 4, pode-se observar também, correlações fortes positivas entre a DQO e os metais (alumínio, chumbo, cromo, ferro, zinco e manganês), indicando que os metais analisados representam também a fração inorgânica presente nas concentrações de DQO.

Em relação ao NAT, este apresentou apenas correlação forte negativa com Al, Cr, Fe, Mn, Zn, ou seja, à medida que o NAT aumentava, os metais ficavam menos solúveis na massa de resíduos, diminuindo assim a sua concentração no lixiviado.

Todos os metais analisados, se correlacionaram negativamente com os índices de CRR-T e CRR-R, indicando um aumento nestes índices ao passo que os teores de metais (Al, Pb, Cr, Fe, Mn, Zn) diminuiram, visto que, a presença de metais torna o ambiente tóxico inibindo dessa forma o crescimento radicular das plantas.

Na Tabela 5 apresenta-se a matriz de correlação obtida para os parâmetros pH, AT, DBO, DQO, NAT, Al, Pb, Cr, Fe, Mn, Zn, CRR-T, GRS-T, CRR-R, GRS-R e a variável dias na Célula 4.

Tabela 5 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado da Célula 4

	DIAS	pH	AT	DBO	DQO	NAT	Al	Pb	Cr	Fe	Mn	Zn	CRR-TOM	GRS-TOM	CRR-REP	GRS-REP
DIAS	1															
pH	0,15	1														
AT	-0,49	-0,86	1													
DBO	-0,86	0,22	0,15	1												
DQO	-0,45	-0,78	0,74	0,16	1											
NAT	0,70	0,13	-0,32	-0,36	-0,35	1										
Al	-0,60	-0,58	0,69	0,21	0,72	-0,60	1									
Pb	-0,81	-0,65	0,82	0,49	0,80	-0,62	0,84	1								
Cr	-0,68	-0,77	0,88	0,39	0,83	-0,43	0,71	0,96	1							
Fe	-0,64	-0,61	0,72	0,22	0,73	-0,69	0,99	0,88	0,76	1						
Mn	-0,76	-0,62	0,79	0,58	0,74	-0,39	0,59	0,92	0,97	0,63	1					
Zn	-0,75	-0,68	0,85	0,52	0,76	-0,42	0,67	0,95	0,99	0,70	0,99	1				
CRR-TOM	-0,07	-0,03	0,03	0,12	-0,28	0,00	-0,42	-0,09	0,00	-0,33	0,09	0,06	1			
GRS-TOM	-0,85	-0,21	0,56	0,83	0,37	-0,41	0,33	0,73	0,73	0,38	0,86	0,82	0,27	1		
CRR-REP	-0,71	0,11	0,23	0,68	-0,01	-0,31	0,43	0,40	0,25	0,40	0,33	0,35	0,15	0,50	1	
GRS-REP	-0,94	-0,10	0,46	0,90	0,31	-0,55	0,40	0,72	0,64	0,46	0,77	0,74	0,30	0,94	0,68	1

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Tabela 5, verifica-se que a variável dias se correlacionou apenas negativamente com os parâmetros DBO, Pb, Mn, Zn, GRS-T CRR-R e GRS-R, ou seja, à medida que o tempo foi passando, estas variáveis tiveram suas concentrações diminuídas.

No que diz respeito ao parâmetro pH, este apresentou uma correlação forte negativa com a DQO e com a Alcalinidade Total. Tal comportamento é típico das fases de biodegradação, no qual à medida que ocorre degradação, os ácidos produzidos durante a fase acidogênica são consumidos pelas *arqueas* metanogênicas, elevando desta forma o pH do meio, assim como, a fração orgânica vai sendo degradada, resultando no decaimento das concentrações de DQO. Isso pode ser visto na maior parte do tempo de monitoramento desta Célula, apresentando pequenas oscilações, comportamento que já é esperado em virtude da heterogeneidade dos resíduos. Também pode-se observar uma correlação forte negativa com o cromo, visto que, à medida que o pH do meio aumenta, os metais tendem a ficar menos solúveis na massa de resíduos, diminuindo desta forma as concentrações de metais.

Em relação ao parâmetro Alcalinidade Total, este apresentou uma correlação forte positiva com o parâmetro DQO, o que indica dizer que, as concentrações observadas de AT eram provavelmente devido a presença de compostos constituídos por proteínas e aminoácidos, que são compostos de difícil degradação, contribuindo desta forma nas concentrações de DQO. Também pode-se perceber uma correlação positiva entre a AT e os metais (chumbo, cromo, ferro, manganês e zinco), indicando que, dependendo das concentrações observadas para a alcalinidade total, os metais tendem a precipitar-se ou se tornarem solúveis na massa de resíduos.

A DBO obteve correlação positiva com os parâmetros GRS-T e GRS-R, indicando que a presença de um substrato rico em nutrientes, favoreceu a germinação das sementes.

Segundo a matriz de correlação (Tabela 5) a DQO do lixiviado da Célula 4, obteve correlação forte positiva com os metais (alumínio, chumbo, cromo, ferro, zinco e manganês, indicando que os metais analisados representam também a fração inorgânica presente nas concentrações de DQO.

Em relação aos metais, percebe-se de maneira geral que todos se correlacionaram positivamente entre si, assim como, obtiveram correlações forte positivas com GRS-T e GRS-R, entretanto estes metais não conferiram toxicidade as sementes.

Na Tabela 6 apresenta-se a matriz de correlação obtida para os pH, AT, DBO, DQO, NAT, CRR-T, GRS-T, CRR-R, GRS-R e a variável dias na Tub. LTL₁.

Tabela 6 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado na Tub. LTL₁

	<i>DIAS</i>	<i>pH</i>	<i>AT</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>NAT</i>	<i>CRR-TOM</i>	<i>GRS-TOM</i>	<i>CRR-REP</i>	<i>GRS-REP</i>
DIAS	1									
pH	0,11	1								
AT	-0,11	0,27	1							
DBO	-0,83	0,04	0,44	1						
DQO	-0,17	-0,55	0,40	0,20	1					
NAT	0,14	0,69	0,81	0,26	0,01	1				
CRR-Tomate	-0,18	-0,55	0,24	0,23	0,36	-0,15	1			
GRS-Tomate	0,13	0,07	0,29	-0,03	0,45	0,25	-0,23	1		
CRR-Repolho	-0,73	-0,14	0,05	0,78	-0,12	-0,08	0,48	-0,43	1	
GRS-Repolho	-0,10	-0,10	-0,27	0,04	-0,63	-0,31	0,38	-0,74	0,51	1

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Segundo a matriz de correlação (Tabela 6) a DBO do lixiviado da Tub. LTL₁ obteve correlação forte negativa com a variável dias, ou seja, o que já era esperado, visto que, à medida que os dias vão passando, a fração orgânica presente vai sendo consumida, e assim, a DBO começa a diminuir. Também foi verificado uma correlação forte positiva entre a DBO e o CRR-R. Isso aconteceu porque, a presença de material orgânico favorece o crescimento das raízes, que necessitam de nutrientes para o seu desenvolvimento.

Em relação ao parâmetro alcalinidade total, este se correlacionou positivamente apenas com o NAT, indicando que a amônia presente no NAT é encontrada no lixiviado na forma de bicarbonato de amônio.

A DBO obteve uma correlação forte negativa com a variável Dias, conforme já mencionado anteriormente, apresentando também uma correlação positiva com o CRR-R. Isso aconteceu porque, a presença de material orgânico favorece o crescimento das raízes, que necessitam de nutrientes para o seu desenvolvimento.

Observa-se ainda, uma correlação forte negativa entre o GRS-T e o GRS-R, indicando que estes apresentam comportamentos distintos.

Na Tabela 7 apresenta-se a matriz de correlação obtida para os parâmetros pH, AT, DBO, DQO, NAT, Al, Pb, Cr, Fe, Mn, Zn e a variável dias na LTL₁.

Tabela 7 - Matriz de correlação dos parâmetros analisados no lixiviado na LTL₁

	<i>DIAS</i>	<i>pH</i>	<i>AT</i>	<i>DBO</i>	<i>DQO</i>	<i>NAT</i>	<i>Al</i>	<i>Pb</i>	<i>Cr</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>
DIAS	1											
pH	0,33	1										
AT	0,48	0,79	1									
DBO	0,78	-0,07	0,15	1								
DQO	0,07	0,40	0,21	-0,47	1							
NAT	0,84	0,04	0,40	0,75	-0,23	1						
Al	0,71	0,53	0,44	0,30	0,38	0,38	1					
Pb	0,20	0,79	0,70	-0,24	0,67	-0,14	0,43	1				
Cr	0,52	0,66	0,50	0,13	0,51	0,08	0,81	0,74	1			
Fe	0,10	0,67	0,62	-0,46	0,76	-0,10	0,48	0,87	0,59	1		
Mn	0,00	0,02	-0,31	0,13	0,03	-0,34	0,17	0,02	0,42	-0,26	1	
Zn	0,56	0,68	0,66	0,08	0,63	0,16	0,79	0,84	0,90	0,77	0,07	1

Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Tabela 7, verifica-se que a variável dias se correlacionou positivamente com os parâmetros DBO, NAT e Al, ou seja, à medida que o tempo foi passando, estas variáveis tiveram suas concentrações aumentadas.

Em relação ao parâmetro pH, este se correlacionou positivamente com a AT e com o Pb, onde, à medida que o pH aumentou, a alcalinidade e as concentrações de chumbo, também aumentaram.

A DBO obteve uma correlação positiva com o NAT, o que significa dizer que à medida que a DBO aumentava, o NAT Também aumentava em virtude, provavelmente da grande quantidade de compostos orgânicos.

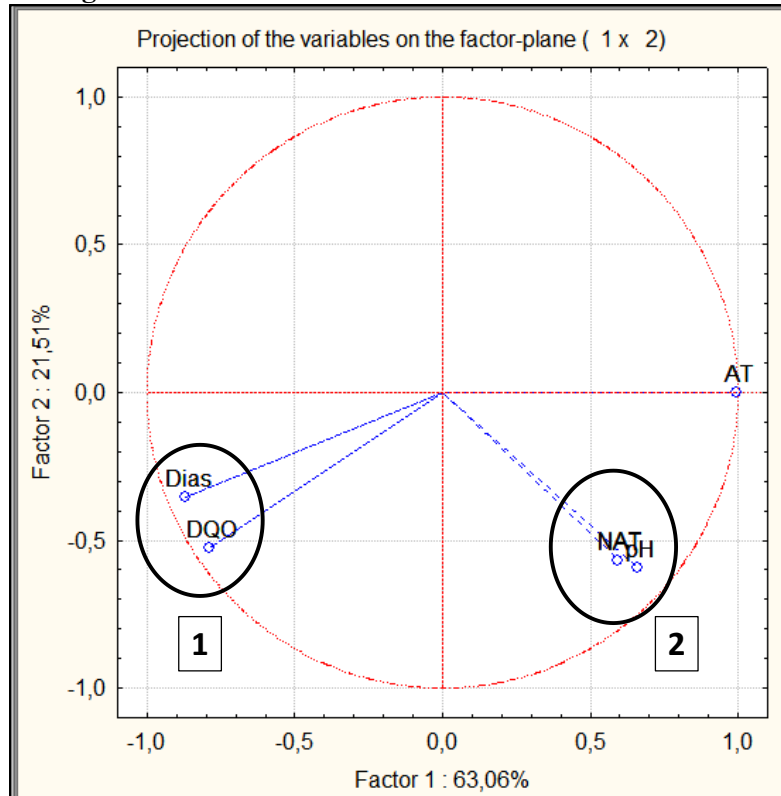
A DQO apresentou correlação forte positiva apenas com o ferro, indicando que as maiores concentrações deste metal, aconteceram quando a DQO estava elevada e que este metal também representa a fração inorgânica presente na DQO.

Em relação aos metais, todos obtiveram relação forte positiva entre si.

Análise em componentes principais (ACP)

A Figura 63 ilustra os parâmetros físico-químicos analisados na Célula 2 e suas relações por meio da formação de grupos compostos com parâmetros de comportamentos semelhantes.

Figura 63 - ACP das variáveis monitoradas na Célula 2



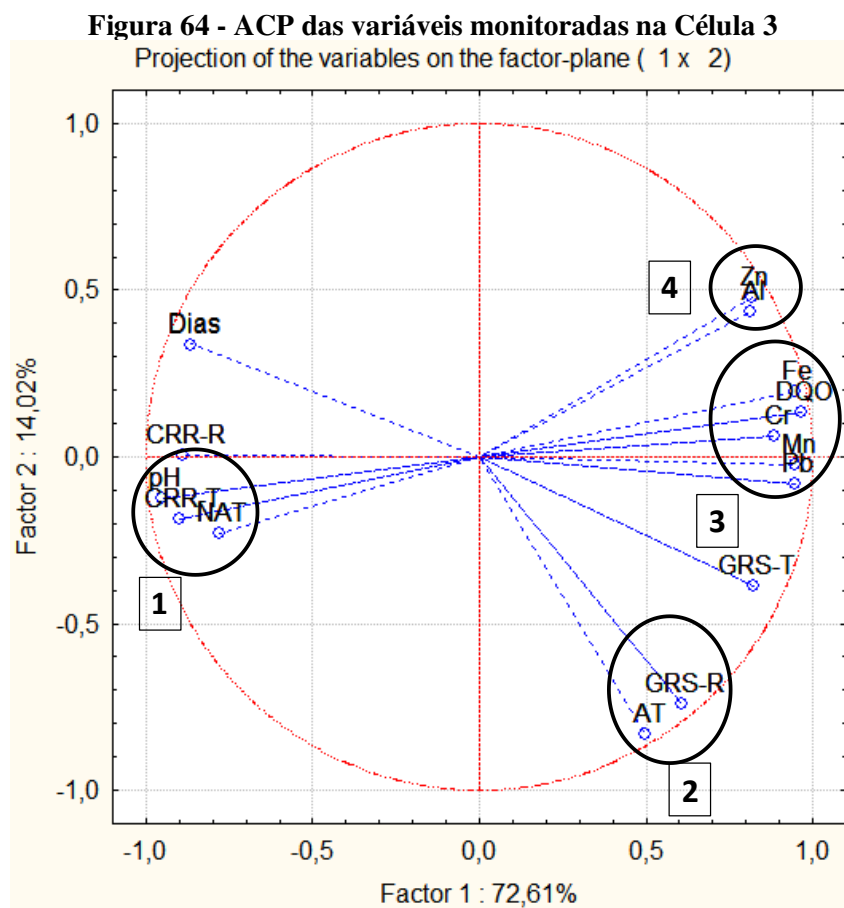
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Figura 63, verifica-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 84,57% (Componente 1 + Componente 2) da variabilidade do processo. De acordo com Paiva (2009), esta ACP explica bem a variabilidade do processo, pois o somatório dos eixos foi superior a 70%. Além disso, observa-se também, a formação de 2 grupos principais, os quais reuniram parâmetros com dispersão semelhante.

Pode-se perceber um grupo formado pelos variáveis dias e DQO (grupo 1), visto que apresentam comportamentos semelhantes, pois as concentrações de DQO tendem a aumentar com o passar do tempo no caso da Célula 2, apesar de que deveriam diminuir. Todavia, percebe-se que do lado oposto encontra-se a alcalinidade total, pois, à medida que o tempo foi passando, esta foi diminuindo.

O grupo 2 é formado pelas variáveis NAT e pH, indicando que conforme o tempo passa, o pH do lixiviado tende a aumentar em função do processo biodegradativo dos RSU, assim como, as concentrações de NAT aumentam com o decorrer do tempo e a elevação do pH.

A Figura 64 ilustra os parâmetros físico-químicos analisados na Célula 3 e suas relações por meio da formação de grupos compostos com parâmetros de comportamentos semelhantes.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Figura 64, verifica-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 86,63% (Componente 1 + Componente 2) da variabilidade do processo. Além disso, observa-se também, a formação de 4 grupos principais, os quais reuniram parâmetros que se correlacionaram.

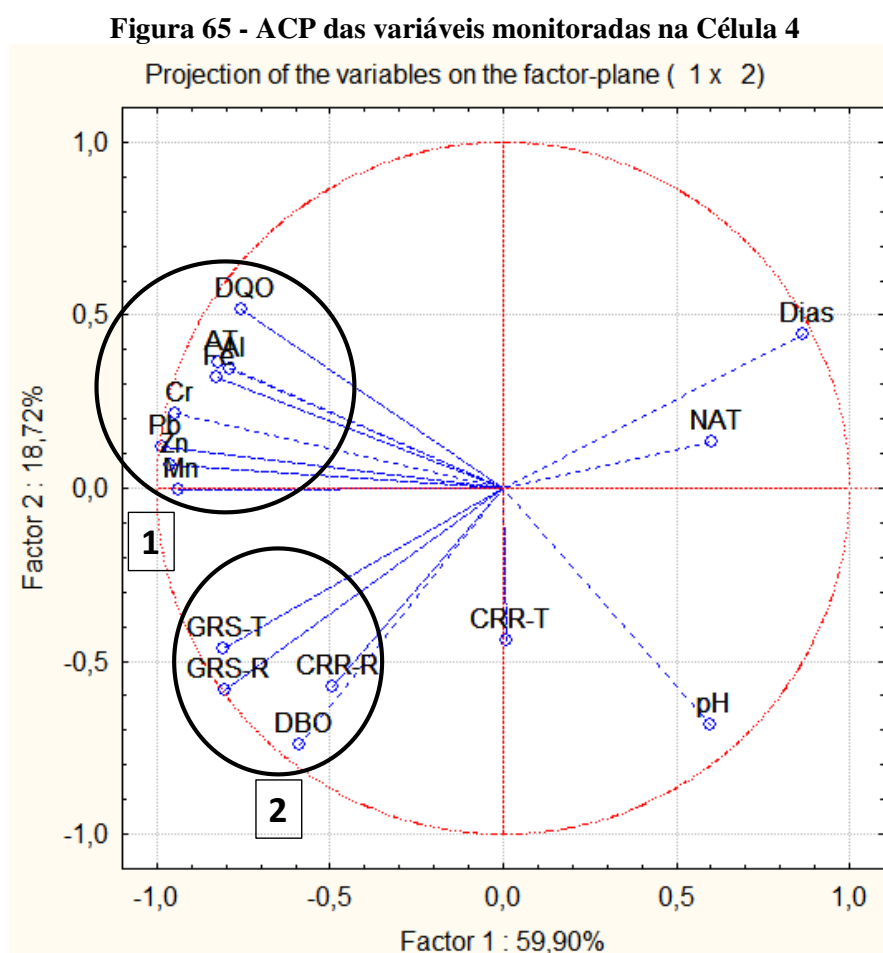
O grupo 1 é composto pelas variáveis pH, CRR-T e NAT. Isso indica que, conforme o pH foi aumentando, as concentrações de elementos tóxicos, a exemplo da amônia, foram diminuindo e, desta forma, diminuindo seu efeito fitotóxico sobre a semente de tomate, que foi apresentando um índice cada vez mais elevado, visto que, o NAT em pH elevado, está na forma ionizada, que é a forma menos tóxica.

O grupo 2 é composto pelas variáveis AT, GRS-R, indicando que provavelmente, os maiores índices de germinação do repolho, acontecem quando a alcalinidade estava elevada.

O grupo 3 é formada pelos metais Fe, Cr, Mn, Pb e pela DQO indicando que estes podem compor a fração inorgânica presente na DQO.

O grupo 4 é formado pelos metais zinco e alumínio, que denotaram comportamento semelhante durante quase todo o período de monitoramento.

A Figura 65 ilustra os parâmetros físico-químicos analisados na Célula 4 e suas relações por meio da formação de grupos compostos com parâmetros de comportamentos semelhantes.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

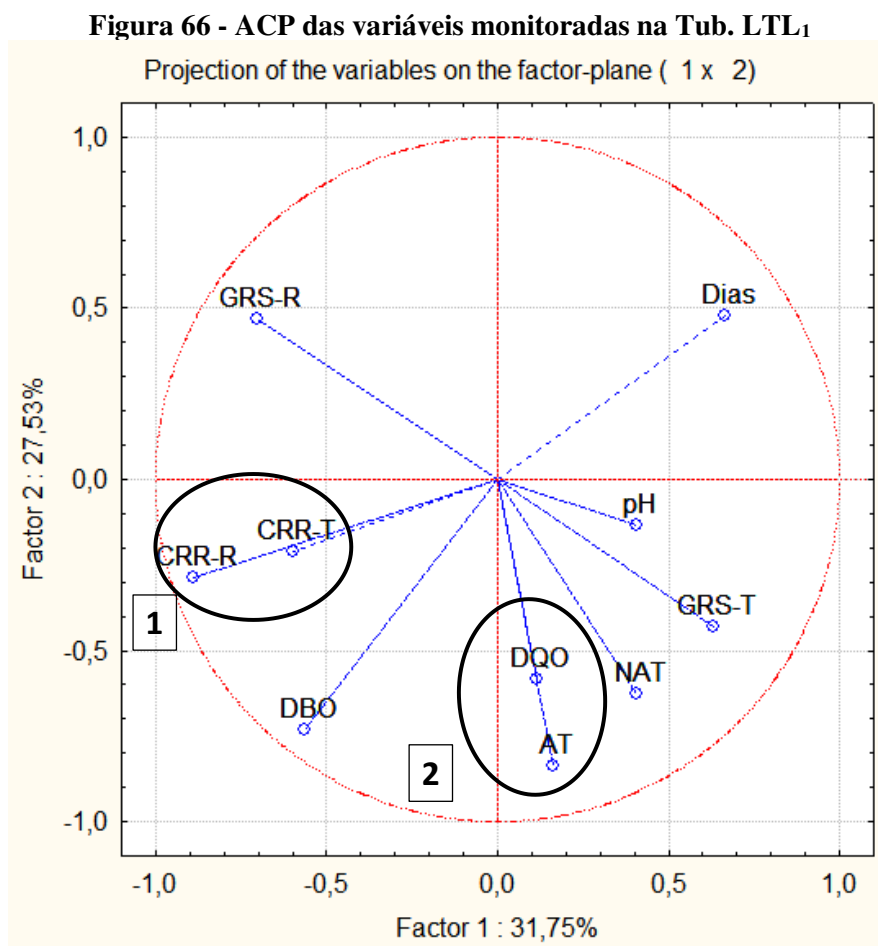
De acordo com a Figura 65, verifica-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 78,62% (Componente 1 + Componente 2) da

variabilidade do processo. Além disso, observa-se também, a formação de 2 grupos principais, os quais reuniram parâmetros que se correlacionaram.

O primeiro grupo é formado pelos parâmetros Cr, Mn, Pb, Zn, Al, Fe, AT e DQO. Isso indica dizer que, quando as concentrações de Alcalinidade e DQO estavam elevadas, provavelmente pode-se obter as maiores concentrações de metais.

Já o segundo grupo, foi formado pelas variáveis GRS-R, GRS-T, CRR-R e DBO. Indicando que uma DBO elevada, pode conferir nutrientes para a germinação e crescimento das sementes.

A Figura 66 ilustra os parâmetros físico-químicos analisados na Tub. LTL₁ e suas relações por meio da formação de grupos compostos com parâmetros de comportamentos semelhantes.



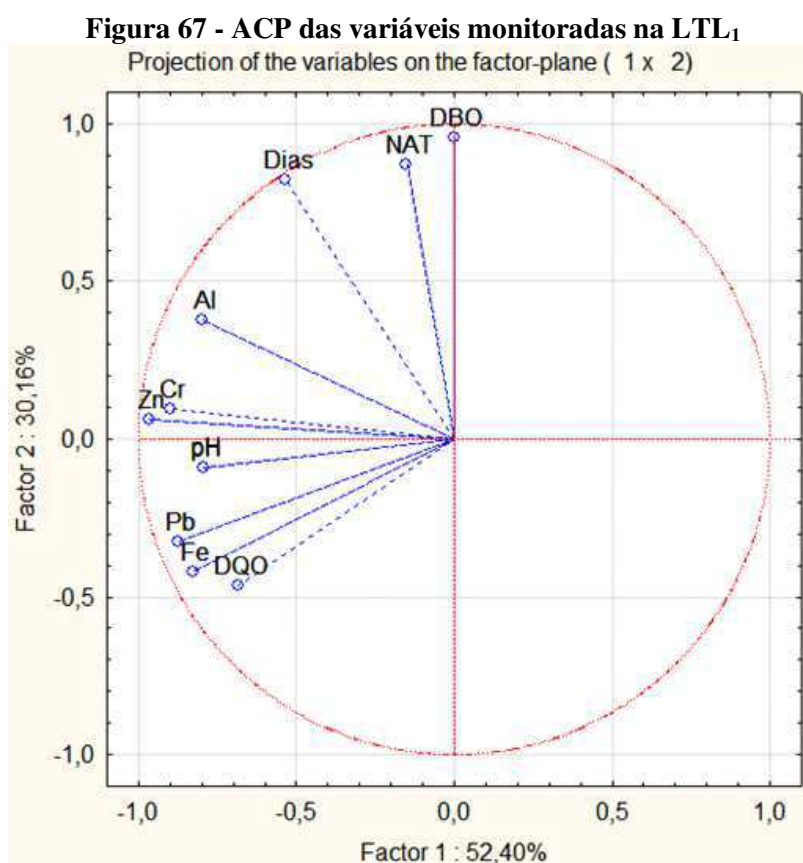
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Figura 66, verifica-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 59,28% (Componente 1 + Componente 2) da

variabilidade do processo. Além disso, observa-se também, a formação de 2 grupos principais.

O grupo 1 é formado pelas variáveis CRR-R e CRR-T. Já o segundo grupo é formado pela variável DQO e AT. Porém, de acordo com a Tabela 6, estes parâmetros não se correlacionaram entre si.

A Figura 67 ilustra os parâmetros físico-químicos analisados na LTL₁ e suas relações por meio da formação de grupos compostos com parâmetros de comportamentos semelhantes.



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

De acordo com a Figura 67, verifica-se que a projeção de variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 82,56% (Componente 1 + Componente 2) da variabilidade do processo. E observa-se também a formação de um único grupo que contempla todas as variáveis analisadas. Isso provavelmente ocorreu, em virtude dos valores encontrados durante todo o período de monitoramento para os parâmetros analisados não apresentarem um comportamento bem definido em decorrência das características da LTL₁.

CAPÍTULO 5 - FATORES QUE INTERFERIRAM NA ANÁLISE DOS DADOS

- Descontinuidade das medições;
- Dificuldade de coletar o lixiviado;
- Mudanças na operação;
- Falta de padronização quanto à periodicidade na recirculação de lixiviado.

CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES

- Analisando os subprodutos gerados (lixiviado e biogás) com base em todos os parâmetros estudados, pôde-se inferir que as Células estudadas encontram-se na fase metanogênica.
- De uma maneira geral, a precipitação pluviométrica não influenciou nas características do lixiviado.
- De acordo com os resultados obtidos, o lixiviado da LTL₁ apresentou características que dificultam o tratamento biológico, visto as altas concentrações, de NAT, DBO, DQO e de alguns metais.
- Em virtude da baixa remoção de alguns componentes tóxicos do lixiviado, percebe-se a necessidade de utilizar mais de um tipo de tratamento para o lixiviado gerado.
- A mistura de lixiviados de diferentes idades causou uma desestabilização no sistema e, conseqüentemente, dificultou o tratamento do lixiviado represado na LTL₁. Assim como, o processo de recirculação de lixiviado nas Células de resíduos, provocou oscilações no comportamento dos parâmetros estudados, porém, isto não interferiu no processo de biodegradação.
- Em relação ao biogás, verificou-se que as concentrações de CH₄ variaram entre 52,2 e 63,9%, sendo um indicativo da fase metanogênica de biodegradação dos resíduos sólidos.
- A análise estatística dos dados foi prejudicada em virtude da descontinuidade das coletas em alguns períodos.
- Os resultados obtidos por meio deste estudo, permitiram analisar os fatores intervenientes na geração de lixiviado e de biogás, assim como a influência do modo de operação utilizado no ASCG, podendo subsidiar outros estudos em aterros que apresentem configurações semelhantes ao aterro estudado.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. **Review on Landfill Leachate Treatments**. American Journal of Applied Sciences, v. 6, n. 4, pp. 672 - 684, 2009.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 2004. 77p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.
- AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas. **RELATÓRIO ANUAL SOBRE A SITUAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DA PARAÍBA: 2008-2009**. Campina Grande-PB. Ano de publicação: 2010.
- AGUIAR, M. R. M. P. NOVAES, A. C. GUARINO, A. W. S. **Remoção de metais pesados de efluentes industriais utilizando aluminossilicatos**. Química Nova. São Paulo, 2002.
- AIRES, K.O. **Comunidades de bactérias e arqueas e produção de biogás em célula experimental de resíduos sólidos urbanos**. 136 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2018.
- AIRES, K. O. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande–PB**. 2013. 118 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 366 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. 2007.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils**. Blackie, USA and Canadá, 1993.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association (AWWA), and Water Environment Federation (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, 2012.
- ANGELIDAKI, I.; WENDY, S. **Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants**. Reviews in Environmental Science and Technology. v3, p -117 - 129. 2004.
- ÁQUILA, M. E. A. **Efeito alelopático de Ilex paraguariensis A. St.-Hil. na germinação e crescimento inicial de Lactuca sativa L. Iheringia (Série Botânica)**, v. 53, 2000, p. 51-66.

ARAÚJO, P. D. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário.** 139 p. Dissertação de mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande/PB, Campina Grande, 2017.

ARAÚJO, E. P. **Estudo do comportamento das bactérias aeróbias e anaeróbias na biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB.** Dissertação de mestrado- Universidade Federal de Campina Grande. UFCG. Campina Grande. 2011.

AUDIBERT, J. L. **Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás do aterro controlado de Londrina.** Universidade Estadual de Londrina. 2011. 186 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Paraná.

BAHÉ, J. M. C. F. **Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada.** 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BARLAZ, M. A.; MILKE, M. W.; HAM, R. K. **Gas production parameters in sanitary landfill simulators.** Waste Management & Research, v. 5, n. 1, p. 27–39, 1987.

BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L. A.; BJERG, P. L.; CHRISTENSEN, T. H. **Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests.** Water Research. V. 38, p. 3845–3858, 2004.

BHATTACHARYA, S. K.; PARKIN, G. F. **The effect of ammonia on methane fermentation processes.** Journal (Water Pollution Control Federation), v. 61, n. 1, p. 55-59, 1989.

BIAŁOWIEC, A.; AGOPSOWICZ, M.; WOJNOWSKA-BARYŁA, I. **Landfill leachate treatment in evapotranspirative soil-plant systems with reed – *Phragmites australis*.** In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 11, 2007, Sardínia, Itália. **Anais...** Sardínia, IWMLS, 2007.

BIDONE, R.F. (2007). **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.** Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 138 p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes.** Brasília, DF, Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2011.

BUDI, S.; SULIASIH, B. A.; OTHMAN, M. S.; HENG, L. Y.; SURIF, S. **Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant.** *Waste Management*, v. 55, 2016, p. 231-237.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives.** Chemosphere, 59(6), 819-829p. 2005.

CAMPOS, D. C. et al. **Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado.** TECNO-LÓGICA. Santa Cruz do Sul - RS - Brasil, v. 14, n. 2, p. 52-60, jul./dez. 2010.

CAPELO, S. M. S. **FOTOLIX: aplicação do processo Foto-Fenton com radiação solar ao lixiviado de um aterro de RSU pré-tratado por lagunagem aeróbia.** Dissertação de mestrado. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Portugal. 2009.

CASTILHOS, A.B. de; FERNANDES, F.; LANGE, L.C.; LOPES, D.D.; COSTA R.H.R.; SILVA, S.M.; MARTINS, C.L.; FERREIRA, C.F.A; MORAVIA, W.G. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas.** In: GOMES, L.P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB). Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.140-171.

CASTILHOS Jr, A. B.; PESSIN, N.; FERNANDES, F. *et al.* **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Prosab – Rede Cooperativa de Pesquisas. Santa Catarina, 2006.

CASTILHOS Jr. A. B. et al. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos.** In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequenos portes. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap 2, p. 19-50.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMOES, G. F. **Evaluation of the Relation Between Precipitation and Leachate Flow in an Experimental Sanitary Landfill.** XXXI Congresso Interamericano Aidis, Santiago – CHILE. Centro de Eventos Casa Piedra, 12 – 15 Octubre de 2008.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água.** São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011, 326p.

CHAN, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H. **Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment.** Environmental Pollution. V. 118, p. 393-399, 2002.

CHANG, S. T.; MILES, P. G. **Mushrooms: cultivation, nutritional value, medicinal effect, and environmental impact.** Boca Raton: CRC, 2004. 480p.

CHEN, K. Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. **Inhibition of anaerobic digestion process: a review.** Bioresource Technology, v. 99, p. 4044–4064, 2008.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON G. **Biochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry**. V.16, p. 659-718, 2001.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. **The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed**. Science of the Total Environment, v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.

CONTRERA, R. C. et al. **First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor**. Journal of environmental management, v. 145, p. 385-393, 2014.

CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas sequenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente**. São Carlos, 2008. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2008.

CRUZ, J. B. F.; SOARES, H. F. **Uma revisão sobre o zinco**. Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde, Valinhos, v. 15, n. 1, p. 207-222, 2011.

DANCEY, C; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed, 2006.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 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, Vol. 22, p. 269-282, 2002.

EL FADEL, M.; KHOURY, R. **Modeling Settlement in MSW Landfills: a critical review**. Environmental Science and Technology, v.30, n.3, p.327-361, 2000.

EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I. **Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt**. Journal of advanced research, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015.

FERREIRA Jr., et al. **Análise do potencial fitotóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande–PB**. In: Semana Oficial da Engenharia e Agronomia, 72 anais... Fortaleza, p. 1-4, 2015.

FLECK, E. (2003). **Sistema Integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. UFRGS. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, Setembro-2003.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB.** 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2009.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. **The influence composting and maturation processes on the heavy-metal extractability from some organic wastes.** Biological wastes Barking, v. 31. 10p. 1990.

GASTALDELLO, A.; FERONATO, L. **Experiences and new developments of low cost evaporation technologies in MSW landfill leachate treatment.** Gestione-trattamento percolato RSU-1998.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** 257 f. 2003. Tese (Doutorado em Ciência dos Materiais e Metalurgia) - Pontifícia Universidade Católica do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

GIORDANO, Gandhi *et al.*, **Tratamento do chorume do aterro Metropolitano de Gramacho-Rio de Janeiro-Brasil.** In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 28. FEMISCA, 2002. p. 1-8.

GIRALDO, E. **Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes.** Revista de Ingeniería, Universidad de Los Andes, v. 14, p. 44-55, 2001.

GOMES, N.A., et al. **Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário.** Revista Matéria, v. 23, n. 3, 2018.

GOMES, N. A. **Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB.** 2017. 86 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2017.

GOMES, L. P. et al. **Processos e monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.** In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água:** prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Cap 2, p. 65-107.

GOMES, M. R.; ROGERO M. M.; TIRAPEGUI, J. **Considerações sobre cromo, insulina e exercício físico.** Revista Brasileira de Medicina do Esporte, São Paulo, v. 11, n. 5, p. 262-266, 2005.

Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Acervo fotográfico (2018).

Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Acervo fotográfico (2016).

GUEDES, M.J.F. **Estudo das emissões de biogás em aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro**. 181 p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

GUEDES, T. A.; ACORSI, C. R. L.; MARTINS, A. B. T.; JANEIRO, V. **Estatística Descritiva**. Disponível em: http://www.each.usp.br/rvicente/Guedes_etal_Estatistica_Descritiva.pdf

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. **Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus - BA**. In: IX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro, Brasil, 2000.

He, S.; Zhang, Y.; Yang, M.; Du, W.; Harada, H. (2007). **“Repeated use of MAP decomposition residues for the removal of high ammonium concentration from landfill leachate”**. Chemosphere, 66(), 2233-2238.

HIGUCHI, T. **Look back over the studies of lignin biochemistry**. Journal of Wood Science, v. 52, n. 1, p. 2–8, 2006.

IDEHAI, Imoukhuede M.; AKUJIEZE, Christopher N. **Assessment of some physiochemical impacts of municipal solid waste (MSW) on soils: a case study of landfill areas of Lagos, Nigeria**. British Journal of Applied Science & Technology, v. 4, n. 33, p. 4623, 2014.

IFEANYICHUKWU, M. J. **New leachate treatment methods**. 2008. 77 f. Master Thesis, Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 200p., 2001.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnósticos dos resíduos sólidos urbanos: relatório de pesquisa**. Brasília: 2012.

JAYASINGHE, P. A.; HETTIARATCHI, J. P. A.; MEHROTRA, A. K.; KUMAR, S. **Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste**. Bioresource Technology, v. 102, p. 4633–4637, 2011.

KANG, K.H.; SHIN, H.S.; PARK, H. **Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications**. Water Research, v.36, n.16, p.4023- 4032, 2002.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. **Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation**. Enzyme an Microbial Technology. V. 33, p.588-595, 2003.

KIM, D.; RYU, H.; KIM, M.; KIM, J.; LEE, S. (2007). **“Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate”**. Journal of Hazardous Materials, 146(1-2), 81-85.

KJELDTSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review**. Environmental Science and Technology. V. 32, (4), p. 297 - 336, 2002.

KOERNER, R. M.; SOONG, T.-Y. **Leachate in landfills: the stability issues**. Geotextiles and Geomembranes. V. 18, p. 293-309, 2000.

KOHN, O.; CHEN-HAMACHER, X.; HICKE, K.; THIERMANN, W. **Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process**. Journal of Photochemical Photobiology. V. 162, p. 261-271, 2004.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. **The effect of landfill age on municipal leachate composition**. Bioresource Technology, v. 99, p. 5981-5985, 2008.

KURNIAWAN, T. A.; Lo, W. H.; Chan, G. Y. (2006). **“Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate”**. Journal of Hazardous Materials, 129(1-3), 80-100.

LASKRI, N.; NEDJAH, N. **Comparative study for biogas production from different wastes**. International Journal of Bio-Science and Bio-Technology, v. 7, n. 4, p.39-46, 2015.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande –PB**. 218p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB. 2008.

LIMA, W. S. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim - Minas Gerais**. 2006. 129 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

LIMA, L. M. Q. **Tratamento e Biorremediação**. 3 ed. Sao Paulo: Hemus Livraria, 265p. 2004.

LIPOR. **Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto**. Caderno Técnico. 2000.

LOPEZ, A. *et al.* **Fenton’s pre-treatment of mature landfill leachate**. Chemosphere, v. 54, n. 7, p. 1005-1010, 2004.

LV, W.; ZHANG, W.; YU, Z. **Evaluation of system performance and microbial communities of a temperature-phased anaerobic digestion system treating dairy manure: thermophilic digester operated at acidic pH**. Bioresource Technology, v. 142, p. 625–632, 2013.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; GOURC, J. P.; VILAR, O. M.; NASCIMENTO, J.C. **F. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results.** Waste Management, v. 29, p 153–161, 2009.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. **Biogas recovery in an experimental MSW cell in Brazil: lessons learned and recommendations for CDM projects.** Greenhouse Gas Measurement and Management, v. 2, n. 4, p. 186-197, 2013.

MACIEL, F. J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos.** 2009. 354 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. **Role of macrophytes in sewage fed urban lake.** Institute of Integrated Omics and Applied Biotechnology, v. 2, n. 8, p. 1-9, 2011.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** Chemosphere. V.46, p. 851–858, 2002.

MARTINS, C.L.; CASTILHOS JR., A.B.; COSTA, R.H. **Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 4, p. 401–410, 2010.

MAVAKALA, B.K; LE FAUCHEUR, S; MULAJI, C.K; LAFFITE, A; DEVARAJAN, N; BIEY, E.M; GIULIANE, G; OTAMONGA, J.P; KABATUSUULA, P; MPIANA, P.T; POTÉ, J. **Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests.** Waste Management. V 55. 2016.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUAHAR, G. J. **Solid waste landfill: engineering and design.** Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Ed. Prentice-Hall PTR, 1995. 521 p.

MELLIS, Estevão Vicari. **Adsorção e dessorção de Cd, Cu, Ni e Zn, em solo tratado com esgoto.** Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2006.

MELO, A. S.T.; RODRIGUEZ, J.L. **Paraíba: Desenvolvimento econômico e a questão ambiental.** João Pessoa – PB: Editora Grafset, 164p. 2004.

MELO, M. C. D.; MONTEIRO, V. E. D.; ARAÚJO, J. M. D.; ANDRADE, M. A. G. D. **Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23 Anais... Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-7.

MELO, M. C. **Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados.** 148p. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais), Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** 141p. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MESQUITA FILHO, M. V. & SOUZA, A. F. **Resposta do tomateiro à aplicação da calagem e da adubação fosfatada.** In: Congresso brasileiro de olericultura, 26., Salvador, 1986. Resumos; Horticult. Bras., 4:61-66, 1986.

METCALF, L.; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering – Treatment and reuse.** 4ª edição. McGraw-Hill. 1819 p. 2003.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca.** p.15-20. Tese (Doutorado e Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MORATELLI, L. **Estudo da evaporação como tecnologia aplicada ao pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. pp.270. 2013.

NASCIMENTO, J.S. **Biologia de microrganismos.** In. GUERRA, R.A.T. (Org.). Cadernos CB Virtual 4. João Pessoa: UFPB, 2010, v.4, p.233-306.

NAVEEN, B. P. et al. **Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate.** Environmental Pollution, v. 220, p. 1-12, 2017.

NECZAJ, E.; KACPRZAK, M., LACH, J.; OKONIEWSKA, E. (2007). **Effect of sonification on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor.** Desalination, 204, 227-233.

NOBRE, A. C.; OBREGÓN, O.; MARENGO, J. A.; FU, R.; POVEDA, G. **Características do Clima Amazônico: Aspectos Principais.** [S.l.: s.n.], 2009. p. 149-162.

OGUNDIRAN, O. O.; AFOLABI, T. A. **Assessment of the physicochemical parameters and heavy metals toxicity of leachates from municipal solid waste open dumpsite.** International Journal of Environmental Science & Technology, v. 5, n. 2, p. 243-250, 2008.

O'LEARY, P. R; TCHOBANOGLIOUS, G. **Landfilling, Chapter 14.** In: TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. Handbook of Solid Waste Management. 2 ed. McGraw-Hill, 2002.

OLIVEIRA, K. T. L. L.; GOMES, R. A. **Contribuições da recuperação do biogás de aterro sanitário: uma análise para Goiânia.** 2001.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. **Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: a review.** *Science of the total environment*, v. 409, n. 20, 2011, p. 4141-4166.

OMAR, H.; ROHANI, S. **Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review.** *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, v. 9, n. 1, p. 15–32, 2015.

ORKUN, M. O.; KULEYIN, A. **Treatment performance evaluation of chemical oxygen demand from landfill leachate by electro-coagulation and electro-fenton technique.** *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 31, n. 1, p. 59-67, 2012.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. **Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates.** *Waste Management*. V. 23, p. 441-446, 2003.

PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca - PE.** 2003. 150 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

PAIVA, W. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo.** Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 2009.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. (1996). **Microbiology of Solid Waste.** New York: CRC Press. 224 p.

PELOZATO, M. **Valores de referência de cádmio, cobre, manganês e zinco para solos de Santa Catarina.** 70p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lajes. 2008.

PEREIRA, F. T. G.; LEITE, H. E. A.; GARCEZ, L. R.; ARAUJO, E. P.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. **Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB.** In: SINRES-2o Simpósio Nordestino de Resíduos Sólidos. 2010.

PIERZYNSKI, G. M; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and environmental quality.** 2ed. CRC Publishers Inc., Boca Raton, 459p. 2000.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. **Metais pesados em solos tratados com águas de esgoto.** In: SPADOTTO, C. RIBEIRO, W. Gestão de resíduos na agricultura e na agroindústria. Botucatu. FEPAF, 2006. 27p.

PIVATO, A.; GASPARI, L. **Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria.** *Waste management*, v. 26, n. 10, p. 1148-1155, 2006.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfill.** Cincinnati, OH: USEPA, 1985, 212 p.

QIAN, X.; KOENER, R. M.; GRAY, D. H. **Geotechnical Aspects of landfill design and construction**. Prentice: Hall, 2001.

QUASIM, S.R., CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate generation, control and treatment**. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company, 1994, 323 p.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. **Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 16, p. 861–877, 2011.

REDDY, K.R., Bogner, J.E., 2003. **Bioreactor Landfill Engineering for Accelerated Stabilization of Municipal Solid Waste**. Invited Theme Paper on Solid Waste Disposal, International e-Conference on Modern Trends in Foundation Engineering: Geotechnical Challenges and Solutions. Indian Institute of Technology, Madras. p. 22.

REGINATO, V. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmus subspicatus* para o estudo de efluentes industriais**. 137p. Tese (Doutorado em Química). Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1998.

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

RIBEIRO, L. S. et al. **Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB)**. Engenharia Sanitária e Ambiental (Online), v. 21, n. 1, p. 1-9, 2016.

RIBEIRO, L. S. **Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos através dos parâmetros físicos e físico-químicos em um biorreator de escala**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil, pp. 136, 2012.

RIGUETTI, P. F.; CARDOSO, C. A. L.; CAVALHEIRO, A. A.; LENZI, E.; FIORUCCI, A. R.; SILVA, M. S. **Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil**. Revista Ambiente & Água, v. 10, n. 1, p. 153-163, 2015.

ROCHA, E. E. M (2008) **Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado do aterro controlado de resíduos sólidos urbanos de aguazinha em Olinda PE**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

RODRIGUES, L. C. A. et al. **Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa***. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, n. 10, p. 1099 -1108, 2013.

RONG, Liming et al. **Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill**. Journal of Cleaner Production, v. 142, p. 413-419, 2017.

RUSSO, M. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário.** 320p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade do Minho. Escola de Engenharia. Braga. Portugal. 2005.

SÁ, L.F; JUCÁ, J.F.T; SOBRINHO, M.A.M. (2012) **Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar.** Revista Ambiental & Água. Taubaté.

SÁ, L. F. DE. **Evaporação natural do lixiviado do aterro da Muribeca através de um destilador solar.** Dissertação (Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. 2008.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. (2008). **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment.** Desalination, 220, p.108-114.

SAN, I.; ONAY, T. T. **Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation.** Journal of Hazardous Materials. V. B87, p. 259-271, 2001.

SANTOS, H. A. P. **Recuperação da amônia removida por processo de air stripping aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: estudo em escala piloto.** 2011. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011a.

SANTOS FILHO, D. A. D. **Avaliação temporal do lixiviado da Muribeca.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. pp. 115. 2013.

SETHI, S.; KOTHIYAL, N. C.; NEMA, A. K. **Stabilization of municipal solid waste in bioreactor landfills – an overview.** International Journal Environment and Pollution, v. 51, n. 1/2, 2013.

SILVA, T. N., & CAMPOS, L. M. D. S. (2008). **Avaliação da produção e qualidade do gás de aterro para energia no aterro sanitário dos Bandeirantes-SP.** Engenharia Sanitária e Ambiental, 13(1), 88-96.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade.** 126p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR. G. L. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate.** Chemosphere. V. 55, p. 207-214, 2004.

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos.** 2012. 129 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SILVA, A. S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB.** 2016. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) –Universidade Federal de Campina Grande, 2016.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. **Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB.** Revista Matéria, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, 2015, p. 840-851.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB.** 2015. 81 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias.** Campina Grande: DEC/CCT/UFGP, 2001, 270 p.

SISINNO, C. L. S. **Disposição em aterros controlados de resíduos sólidos industriais não inertes: avaliação dos componentes tóxicos e implicações para o ambiente e para a saúde humana.** Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 369-374, 2003.

SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. **Environmental performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau.** Journal of Cleaner Production. v. 57, n. 15, p. 92-100, 2013.

SOUTO, G. D. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping).** 2009. 371 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

STEGMANN, R.; HEYER, K. U.; COSSU, R. **Leachate treatment.** In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 10, 2005, Cagliari, Itália. Anais... Cagliari, CISA, 2005.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. **Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates.** Chemosphere, v. 53, p. 737-744, 2003.

TAVARES, B. F. D. **Tratamento de chorume: análise dos efluentes da evaporação forçada.** 2011. 71f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G., KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management.** McGraw-Hill, New York, 2nd edition, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues.** New York: MacGraw-Hill, 1993.

TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, A. F.; BO, L. M.; JUN, Z.; LONG, X. Y. **Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor.** American journal of applied sciences, v. 4, n. 4, 2007, p. 211-214.

TÍQUIA, S. M.; TAM N. F. Y.; HODGKISS, I. J. **Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter.** Environmental Pollution, v. 93, n.3, 1996, p. 249-256.

TSARPALI, V.; KAMILARI, M.; DAILIANIS, S. **Seasonal alterations of landfill leachate composition and toxic potency in semi-arid regions.** Journal of Hazardous Materials, v 233, p. 163-171, 2012.

USEPA, - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Stay of Federal Water Quality Criteria for Metals; Water Quality Standards; Establishment of Numeric Criteria for Priority Toxic Pollutants; States' Compliance--Revision of Metals Criteria; Final Rules,** Federal Register, 60(86): 22228-22237, 1995.

VILHENA, A (Coord.). **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado.** 3.Ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. p. 350.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 2005, 452 p.

WANG, W.; KETURI, P. H. **Comparative seed germination tests using ten plant species for toxicity assessment of a metal engraving effluent sample.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 52, n. 3-4, p. 369-376, 1990.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T. **Physical and chemical treatment of a nitrified leachate from a municipal landfill.** Environmental Technology. V.19, p. 591-562, 1998.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. **Landfill leachate treatment methods: A review.** Environmental Chemistry Letters, v. 4, n. 1, p. 51-61, 2006.

XIE, B.; XIONG, S.; LIANG, S.; HU, C.; ZHANG, X.; LU, J. **Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate.** Bioresource Technology, v. 103, p. 71-77, 2012.

YÁNEZ, F. **Lagunes de estabilizacion.** Ed. CEPIS, Lima, Peru, 379p., 1993.

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. **Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review.** Process Biochemistry, v. 48, n. 5, p. 901-911, 2013.

YILDIZ, E. D., KAHRAMAN. Ü., ROWE, R. KERRY. **Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills.** In: Waste Management & Research, v. 22, n. 2, pp. 22 – 28, 2004.

YOUNES, M.K; NOPIAH, Z.M; AHMAD BASRI, N.E; BASRI, H; ABUSHAMMALA, M.F.M; YOUNES, M. Y. **Landfill area estimation based on integrated waste disposal options and solid waste forecasting using modified ANFIS model.** Waste Management. Vol 55. 2016.

YUE, D.; XU, Y.; MAHAR, R. B.; LIU, F.; NIE, Y. **Laboratory-scale experiments applied to the design of a two-stage submerged combustion evaporation system.** Waste Management and Research, v. 27, n. 5, p. 704-710, 2007.

ZHANG, D.; KEAT, T. S.; GERSBERG, R. M. **A comparison of municipal solid waste management in Berlin and Singapore.** Waste Management, v. 30, p. 921–933, 2010.

ZENG, X.; DING, W.; LONG, T.; ZHANG, L.; LIN, C. **Influence of landfill structures of stabilization of fully recycled leachate.** J. Cent South Univ. Technol. Chongquin, China. Vol. 13, n. 3, p. 321-324, 2006.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. (2009) **Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages.** Science of Total Environment. vol. 407, pp. 3385-3391.

ZOUBOULIS, A.I.; CHAI, X.L.; KATSOYIANNIS, I.A. **The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates.** Journal of Environmental Management. v.70, p.35-41, 2004.