



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GISELE LIRA GOMES

**TOXICIDADE DO LIXIVIADO DE UMA CÉLULA DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB.**

CAMPINA GRANDE – PB

2018

GISELE LIRA GOMES

**TOXICIDADE DO LIXIVIADO DE UMA CÉLULA DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação de Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do grau de Licenciatura em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. William de Paiva.

Coorientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo.

CAMPINA GRANDE – PB

2018

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

G633t Gomes, Gisele Lira.
Toxicidade do lixiviado de uma célula de resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário em Campina Grande – PB. [manuscrito] / Gisele Lira Gomes. - 2018.
47 p. : il. colorido.
Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2018.
"Orientação : Prof. Dr. William de Paiva, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
"Coorientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo, UFCG - Universidade Federal de Campina Grande"
1. Aterro sanitário. 2. Nitrogênio amoniacal. 3. Metais pesados. 4. Toxicidade de lixiviado. I. Título

21. ed. CDD 363.728

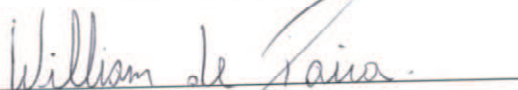
GISELE LIRA GOMES

**TOXICIDADE DO LIXIVIADO DE UM CÉLULA DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Graduação de Licenciatura em Ciências
Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba,
como requisito à obtenção do grau de
Licenciatura em Ciências Biológicas.

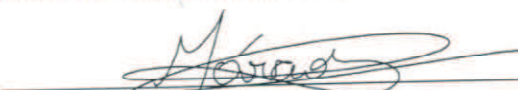
Aprovada em: 01/08/2018.

BANCA EXAMINADORA



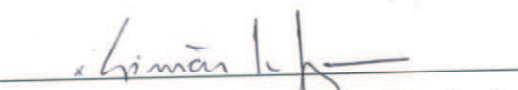
Prof. Dr. William de Paiva (Orientador)

Universidade Estadual da Paraíba (DESA/CCT/UEPB)




Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo (Coorientador)

Universidade Federal de Campina Grande (UAEA/UFPG)



Prof. Dr. Simão Lindoso de Souza (Examinador)

Universidade Estadual da Paraíba (DB/CCBS/UEPB)



Prof.^a Dra. Helvia Walewska Casullo de Araújo (Examinadora)

Universidade Estadual Da Paraíba (DQ/CCT/UEPB)

Aos meus pais, José Ventura e Luciene Lira. Por acreditarem sempre no meu potencial, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao meu Soberano e Altíssimo Deus Jeová, por me conceder a ajuda necessária através do seu espírito santo me dando forças onde eu jamais imaginaria ter durante a realização deste trabalho.

Ao meu amado pai, José Ventura e à minha querida Mãe, Luciene Lira por terem me dado todo apoio emocional e encorajamento durante estes anos de graduação e terem acreditado que essa conquista seria possível.

Aos meus queridos irmãos Luan e Jaderlan, pelo apoio e carinho.

Aos meus orientadores, Prof. William e Prof. Márcio, pela disposição em transmitir seus ensinamentos, pela paciência e presteza durante o período de orientação. A vocês muito obrigada!

À banca composta pelos professores Simão e Hélvia, por terem aceitado o meu convite e contribuírem com seus conhecimentos para este trabalho.

Aos integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) por terem me recebido de braços abertos para o desenvolvimento desta pesquisa, principalmente ao subgrupo de físico-química por me auxiliarem na realização dos ensaios.

À Naiara e Márbara, pelo conhecimento compartilhado e o apoio. Ao Breno Moura que contribuiu na tradução do resumo. Ao Daniel Bezerra que colaborou na organização dos gráficos. Mesmo diante das suas ocupações tiraram tempo para me ajudar na realização deste trabalho.

À toda equipe que compõe o aterro Sanitário de Campina Grande, principalmente à administração, em nome do engenheiro João Azevedo, por ceder a área de estudo para a realização desta pesquisa.

Aos meus amigos e irmãos na fé que embora distantes me deram forças por meio de suas palavras de apoio e por sempre orarem por mim: Célia e Vautier, Daniele e Zenon, Edilza e Manoel Jr., Carla e Ricardo, Josy e Adalberto, Rayra Freire, Jéssica Souza, Marissa França, Gerlane Andrade e Kesia Gaudêncio, meu muito OBRIGADA.

Aos meus queridos irmãos na fé da cidade de Campina Grande pela hospitalidade, que sempre quando necessário me hospedaram em seus lares, em especial Isllane Lopes e Família, Katiúscia e Ivan Duarte, Paloma e Isaac Lemos, Lúcia Carneiro e Família.

Aos meus irmãos das Congregações Gado Bravo, Aroeiras e Itararé, que sempre me encorajaram e me deram forças para não desistir.

Aos meus familiares, minhas tias e aos meus queridos avôs Estela e Paulo, por compreenderem minhas ausências nas reuniões familiares.

Aos meus colegas de trabalho da EMATER de Gado Bravo, Joel, Messias, José Olegário, Marcos e Celson que me deram todo apoio e me ajudaram sempre que precisei me ausentar.

Aos meus colegas de classe, em especial Kênia, Fabiana, Carol, Talita, Elton, Thiago, Ivanise, Talía e Valmonia pelos momentos de risadas, companheirismo e troca de conhecimentos durante estes anos de curso.

À coordenação de Biologia da UEPB pelo atendimento e presteza sempre que foi necessário.

Aos professores da graduação que contribuíram de modo significativo com seus ensinamentos.

Agradeço imensamente, aos meus amigos e a todos que contribuíram direta e indiretamente para a realização deste sonho. Meu muito OBRIGADA.

“O sábio escuta e assimila mais
instrução; O homem que tem
entendimento obtém orientação
perita.”

(Provérbios 1:5)

RESUMO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de aterros sanitários geram líquidos resultantes do processo de biodegradação que apresentam várias características. Uma dessas características é a toxicidade causada pelo nitrogênio amoniacal e os metais pesados. Tais componentes tóxicos podem causar possíveis impactos ambientais negativos para o solo e os recursos hídricos, assim como também para a saúde pública. Dessa forma, o objetivo deste trabalho é estudar a toxicidade dos RSU depositados na Célula 4 no aterro sanitário em Campina Grande – PB através do lixiviado gerado. Para a avaliação da toxicidade foi realizada por meio de análises físico-químicas, testes de fitotoxicidade com o uso de sementes de repolho (*Brassica oleraceae*) e tomate (*Solanum lycopersicum*), além de verificar a correlação presente entre os dados obtidos por meio de Matriz de correlação e Análise de Componentes Principais (ACP). Com os resultados verificou-se que as raízes de repolho são mais sensíveis que as de tomate, assim como a germinação das sementes diminuíram com o tempo devido à toxicidade causada pela presença da amônia em sua forma tóxica. Além disso, com o passar dos dias o aumento do pH fez com que os metais diminuíssem e ficassem precipitados na camada de solo e nos resíduos, ficando menos disponíveis no lixiviado. Portanto, o efeito tóxico foi fortemente influenciado pelo pH. Através dos dados analisados foi observado que a elevação do pH no lixiviado ao longo do tempo influenciou presença da amônia em sua forma tóxica. No entanto o pH básico favoreceu na diminuição dos metais pesados que por sua vez ficaram precipitados na massa de resíduos e no solo causando toxicidade.

Palavras-chave: Toxicidade de lixiviado; Nitrogênio amoniacal; Metais pesados; pH.

ABSTRACT

Municipal Solid Waste (MSW) from landfills generate waste biodegradation processes which have several characteristics. One of these characteristic is the toxicity caused by ammoniacal nitrogen and heavy metals. That can affect the environment and water resources, as well as can influence the public health. Thus, this research aims to study the toxicity of MSW deposited at the Cell 4 in the landfill of Campina Grande - PB, through the leachate generated. The toxicity evaluation was carried out by means of physical-chemical analyzes, phytotoxicity tests with the use of cabbage (*Brassica oleraceae*) and tomato (*Solanum lycopersicum*) seeds. In addition, correlation was attested between the data obtained by means of Matrix Correlation and Principal Component Analysis (PCA). The results verified that the cabbage roots are more sensitive than tomatoes, as well as the germination of the seeds decreased over time due to the toxicity caused by the presence of the ammonia in its toxic form. Furthermore, over the course of days the increase in pH caused the metals to decrease and become precipitated in the soil layer and residues, becoming less available in the leachate. Therefore, the toxic effect was strongly influenced by the pH. It was observed through the data analysed that the elevation of pH in leachate over time influenced the presence of ammonia in its toxic form. However, the basic pH favored the reduction of heavy metals which were precipitated in the mass of waste and in the soil causing toxicity.

Keywords: Leachate toxicity; Ammoniacal nitrogen; Heavy metals; pH.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização do Aterro Sanitário de Campina Grande - PB.....	23
Figura 2 - GRS (%) para as sementes de Tomate e Repolho.....	26
Figura 3 - CRR (%) para as sementes de Tomate e Repolho.....	27
Figura 4 - Concentração de Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo.....	28
Figura 5 - Análise da concentração de Ferro e Manganês.....	29
Figura 6 - Análise da concentração de Alumínio, Cromo, Chumbo e Zinco.....	30
Figura 7 - Concentração de pH ao longo do tempo.....	32
Figura 8 – Variação da Alcalinidade Total ao longo do tempo.....	33
Figura 9 - Análise dos Componentes Principais entre o pH e os metais ao longo do tempo....	36
Figura 10 - Análise dos Componentes Principais entre o CRR e GRS de Tomate e Repolho ao longo do tempo.....	37
Figura 11 - Análise dos Componentes Principais entre todos os parâmetros estudados ao longo do tempo.....	38

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação dos resíduos sólidos de acordo com os riscos que oferecem.....	18
Quadro 2 – Parâmetros e metodologias utilizadas.....	25

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz de correlação para todos os parâmetros estudados ao longo do tempo.....	34
Tabela 2 - Matriz de correlação dos metais e pH ao longo do tempo.....	35

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivo Geral.....	15
2.2. Objetivos Específicos.....	15
3. REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1. Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	16
3.2. Tipos de Deposição de Resíduos Sólidos Urbanos.....	16
3.2.1. Lixões.....	16
3.2.2. Aterros Controlados.....	16
3.2.3. Aterros Sanitários.....	17
3.3. Resíduos Sólidos.....	17
3.4. Lixiviados.....	19
3.5. Toxicidade em Aterros.....	20
3.5.1. Componentes tóxicos presentes no lixiviado.....	21
3.5.1.1. Nitrogênio amoniacal.....	21
3.5.1.2. Metais pesados.....	22
3.5.2. Fitotoxicidade.....	22
4. MATERIAIS E MÉTODOS	23
4.1. Área de Estudo.....	23
4.2. Monitoramento do lixiviado gerado pela Célula 4.....	24
4.2.1. Testes de fitotoxicidade.....	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	26
5.1. Fitotoxicidade.....	26
5.2. Nitrogênio amoniacal total (NAT).....	28
5.3. Metais pesados.....	29
5.4. Potencial hidrogeniônico (pH).....	31
5.5. Alcalinidade.....	32
5.6. Correlações estatísticas.....	33
6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	40
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

1. INTRODUÇÃO

O aumento no número da população mundial traz consigo a crescente geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), isso se dá devido ao excessivo consumo e por consequência o aumento na geração de produtos descartáveis que podem conter contaminantes. Os RSU não têm recebido a atenção que deveriam e seu descarte, ainda ocorre em locais inapropriados, na maioria das vezes, o que causa danos ambientais e riscos para a saúde humana.

Conforme a Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2015) o Brasil no ano de 2015 foi gerador de 79,9 milhões de toneladas de resíduos, sendo que destes 7,3 milhões não foram coletados e como consequência destinados a lugares impróprios, algo que se torna comum em todo o país.

Os RSU na sua complexidade e diversidade se apresentam de forma bastante variada, sendo geralmente provenientes de materiais que podem lhe conferir toxicidade devido aos metais pesados, que estão presentes em pilhas, baterias, eletrônicos, lâmpadas, remédios, seringas, tintas, produtos de limpeza, enlatados e vários outros.

Como forma a minimizar as agressões causadas ao meio ambiente, os aterros sanitários são uma alternativa importante para direcionar os RSU. Além disso, torna-se uma prática comum devido aos custos reduzidos quando comparados com outras tecnologias de tratamento, assim como a disponibilidade ainda razoável, de áreas para sua implantação (CASTILHOS Jr., DALSSASSO e ROHERS, 2010).

Os RSU, por sua vez, quando aterrados se degradam naturalmente por via biológica até a mineralização da matéria biodegradável, em condições fundamentalmente anaeróbias (CAMPOS e CAZARINI, 2010). Tais condições químicas, físicas e biológicas, que ocorrem dentro da célula de um aterro promovem redução da massa de lixo que pode se prolongar por muitos anos (MELO, 2003).

Por conta desses processos de biodegradação que ocorre, há liberação de subprodutos, a saber, o lixiviado, que quando não coletado e tratado de maneira adequada, acarreta diversos impactos ambientais negativos à saúde pública, ao solo e aos recursos hídricos (superficiais e subterrâneos) (GOMES, 2017).

Segundo a NBR 8419/92 o lixiviado (sumeiro ou chorume) é o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Os líquidos lixiviados variam em função das características presentes nos resíduos, dessa forma o conhecimento de parâmetros físico-químicos e toxicológicos desses efluentes é de importância fundamental para a avaliação dos possíveis impactos para o meio ambiente e para a saúde pública (COSTA E SILVA, 2014).

Para verificação da toxicidade em aterros, pesquisadores como Melo et al. (2016) realizaram ensaios de fitotoxicidade acompanhado do monitoramento da variação de pH, nitrogênio amoniacal e metais. Estes pesquisadores observaram uma estreita relação entre os parâmetros analisados, inclusive, sugerindo que o teste de fitotoxicidade seja introduzido como rotina em monitoramento de aterros sanitários. Algo também mencionado por Silva (2012), pois tais testes são bastante utilizados para avaliar os danos causados pela combinação das substâncias tóxicas presentes nos RSU.

Devido ao perfil contaminante do lixiviado de aterros sanitários, resultante de suas características bem peculiares, este trabalho buscar analisar e relacionar os parâmetros de toxicidade no lixiviado do aterro em Campina Grande – PB com a finalidade de investigar o nível de toxicidade.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

- Avaliar a toxicidade presente em uma célula de resíduos sólidos do aterro em Campina Grande - PB através de ensaios de fitotoxicidade, nitrogênio amoniacal e análise de metais.

2.2. Objetivos específicos

- Realizar testes de fitotoxicidade;
- Verificar a relação entre os parâmetros de toxicidade.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

É de responsabilidade da administração municipal (Prefeitura) o correto direcionamento dos resíduos sólidos urbanos que segue desde a coleta residencial até a destinação final de maneira ambientalmente segura (JACOBI e BESEN, 2011). Entretanto, com relação ao resíduo doméstico, a geração e o armazenamento são de responsabilidade do gerador e que muitas vezes segue para lixões ou vazadouros. Porém, o processo recomendado para a disposição adequada do resíduo domiciliar é o aterro, existindo dois tipos: os aterros sanitários e os aterros controlados (MONTEIRO, 2001).

3.2. Tipos de Deposição de Resíduos Sólidos Urbanos

3.2.1. Lixões

A forma mais inadequada para disposição dos resíduos é a realizada através de lixões a céu aberto, que geralmente são colocados em locais impróprios. Isso se dá porque ele é depositado diretamente no solo sem que haja uma camada de cobertura, sem nenhuma medida de proteção ambiental ou para a saúde pública (RECESA, 2008). De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) foi verificado que 50,8% dos municípios brasileiros destinaram seus resíduos em lixões (IBGE, 2008). É algo preocupante, pois o lançamento inadequado desses resíduos acarreta em transmissão de doenças por meio de vetores, além de causar transtornos desagradáveis à saúde, poluir o solo e conseqüentemente as águas superficiais e subterrâneas (LANZA, 2006).

3.2.2. Aterros Controlados

De acordo com a Norma NBR 8849/1985 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) o aterro controlado é aquele em que o resíduo diariamente depositado é coberto por uma camada de material inerte no fim de cada jornada de trabalho, minimizando os impactos ambientais sem causar danos à saúde pública e sua segurança. Porém não há impermeabilização de base, além de não haver nenhum monitoramento de gases ou líquidos resultantes da biodegradação dos resíduos ali presentes (LANZA, 2006). De acordo com

Sisinno (2003), aterros controlados não possuem estrutura suficiente para a deposição de resíduos, sejam eles urbanos ou industriais não-inertes, pois apresentam várias substâncias químicas tóxicas que podem ser prejudiciais ao meio ambiente.

3.2.3. Aterros Sanitários

Fazer uso de aterros sanitários torna-se a maneira mais plausível em grandes centros urbanos, pois resulta em uma ampla proteção através da camada de cobertura por meio de camadas inertes, além de se ter um controle ambiental e maior proteção a saúde pública (CASEIRO & QUITHO, 2004). Para uma boa execução de um aterro sanitário é necessário seguir alguns critérios técnicos que são estabelecidos pelas normas da ABNT (NBR 10.157/1987; NBR 8.419/1992; NBR 13.896/1997) e pelas legislações federal, estadual e municipal (quando presente), para melhor cuidar do meio ambiente (MONTEIRO, 2001). Além dessas exigências técnicas estruturais e construtivas, é importante avaliar as probabilidades de impacto local e sobre a área de influência do empreendimento, e se buscar medidas para mitigá-los (LANZA, 2006).

O bom funcionamento de um aterro é resultante da aplicação de princípios de engenharia durante todas as fases de sua vida útil, que vai da seleção da área até seu uso posterior à fase de exploração do aterro. Esse aspecto é notável devido à compreensão de processos físicos, químicos e biológicos presentes (MONTEIRO, 2003).

3.3. Resíduos Sólidos

De acordo com a norma brasileira NBR 10004 de 2004, os resíduos sólidos podem ser definidos como:

Resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles instalados em equipamentos e instalação de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. (ABNT, 2004, p. 1)

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos por uma mistura de substâncias que segue períodos de degradação diferentes com uma composição que varia de acordo com fatores sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos do ambiente o qual resulta (MORAVIA, 2007). Tal heterogeneidade presente nos resíduos é resultante das diferentes origens que irá lhe conferir características específicas (PEREIRA & CURI, 2013). Com isso é possível através da norma brasileira NBR 10004, de 2004 (Quadro 1) estabelecer uma classificação sobre os riscos potenciais que os resíduos sólidos podem apresentar que são diferenciadas da seguinte forma:

Quadro 1 - Classificação dos resíduos sólidos de acordo com os riscos que oferecem.

Classificação		Especificidade
Classe I Perigosos		São os resíduos que apresentam riscos à saúde pública e ao meio ambiente, devido à presença de características como: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II Não perigosos	II A Não inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Os resíduos classe II A apresentam propriedades como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água, mas que possivelmente podem ocasionar riscos a saúde e ao meio ambiente.
	II B Inertes	São quaisquer resíduos que, quando mostrados segundo a NBR 10.007, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, de acordo com os testes de solubilização, determinados pela NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da

		<p>água, com exceção dos padrões de turbidez, cor, dureza e sabor (ABNT, 2004). Isso significa, portanto, que nenhum dos seus constituintes serão alterados por um longo período de tempo.</p>
--	--	--

Fonte: NBR-10004/2004 (ABNT, 2004).

Os riscos que esses resíduos oferecem, é resultante da má administração a que são acometidos que muitas vezes são dispostos sem a presença de tratamento adequado causando impactos ambientais graves principalmente no que diz respeito a contaminação do solo e recursos hídricos devido a presença de metais pesados, solventes orgânicos halogenados e resíduos de defensivos agrícolas (SCHALCH, 2002).

3.4. Lixiviados

O líquido resultante da biodegradação dos resíduos sólidos juntamente com os que resultam da chuva que percola através desses resíduos dentro de uma célula de aterro sanitário é denominado lixiviado (GANIGUÉ et al., 2007). Esse líquido tem cor escura e turva e exala odores desagradáveis devido ao processo de emissão de gases (CH_4 , CO_2 , NH_3 , H_2S) resultantes da decomposição dos resíduos orgânicos (CANTO et al., 2013). Embora a ABNT (NBR 8419/1992) defina tal líquido como chorume ou sumeiro, alguns autores utilizam o termo lixiviado por ser o mais apropriado para esta definição, devido as características que ele apresenta como os processos físicos e químicos no que se refere a junção da infiltração da água da chuva que percorre através do escoamento superficial com o líquido resultante da degradação dos resíduos (MORAVIA, 2007; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; REICHERT, 1999).

O processo de digestão da matéria orgânica sólida por meio das exoenzimas, que são produzidas por microorganismos presentes da degradação biológica quando combinados a água infiltrada e a umidade natural dos resíduos, também, dão origem ao lixiviado (MORAVIA, 2007). O lixiviado também pode variar em termos de qualidade que está relacionada com a composição e a profundidade dos resíduos, a disponibilidade de umidade e oxigênio, projeto e operação do aterro sanitário e a idade dos resíduos (REINHART E GROSH, 1998).

Vale ressaltar que a composição química nos lixiviados pode variar conforme a idade do aterro. De acordo com Contrera (2008), durante a fase ácida há presença de altos valores de DQO e DBO₅, nutrientes e metais pesados, e baixos valores de pH, enquanto que na fase de fermentação metanogênica os valores de pH tendem a estar na faixa de 6,5 e 7,5 e valores de DQO e DBO₅, e nutrientes diminuem.

Por possuir um alto grau de contaminantes, o lixiviado representa um risco para as águas superficiais e subterrâneas, resultando em uma preocupação ambiental associada à disposição de resíduos em aterros (KJELDSEN; CHRISTOPHERSEN, 2001). Inclusive no que diz respeito a metais pesados, quando a capacidade de retenção que o solo possui é ultrapassada, esses metais podem penetrar na cadeia alimentar dos organismos vivos e colocar em risco a qualidade de sistemas aquíferos (SOARES, 2006).

3.5. Toxicidade em Aterros

Segundo a ABNT (NBR 10.004/2004) toxicidade é a propriedade potencial que o agente tóxico possui de provocar, em maior ou menor grau, um efeito adverso em consequência de sua interação com o organismo.

Para obtenção de respostas sobre como estes efluentes têm influenciado os organismos vivos é realizado testes que determinam o potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa (SILVA, 2002). Assim como também são realizados testes para se ter uma melhor avaliação da qualidade desses efluentes gerados em aterros sanitários (CANTO, et al., 2013). Os lixiviados, além de serem nocivos para os organismos naturais dos ecossistemas, a sua toxicidade também pode prejudicar as bactérias utilizadas na degradação e estabilização de substratos (RODRIGUES, 2004; REICHERT, 1999). Ainda, presença de toxicidade no efluente pode restringir e/ou impossibilitar tanto seu lançamento nos corpos d'água quanto seu reuso, e essa inconformidade é indesejada (REIS, 2014).

A toxicidade é um parâmetro importante na avaliação da eficiência de processos de tratamento, uma vez que nem sempre acompanha o padrão de remoção dos parâmetros físico-químicos tradicionais (REIS, 2014). Dessa forma, grau da toxicidade pode ser avaliado através do efeito que a dose ou concentração de certa substância causará a determinado organismo num dado intervalo de tempo (SILVA, 2002), podendo ser classificados em agudos e crônicos de acordo com o tempo de exposição dos organismos.

Silva (2002) descreve a toxicidade aguda como uma resposta severa e rápida dos organismos aquáticos a um estímulo, que se manifesta, em geral, num intervalo de 0 a 96

horas. Enquanto que a toxicidade crônica é avaliada a partir da resposta que um organismo apresenta através de um estímulo prolongado ou contínuo, por um longo período de tempo, podendo abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo (REGINATO, 1998).

Já em a toxicidade presente em aterros está relacionada à concentração de substâncias tóxicas, à forma de aplicação do agente, ao tempo de exposição, a fatores ambientais como pH e temperatura e a possíveis efeitos antagônicos e sinérgicos, no qual todos esses aspectos em conjunto podem inibir o crescimento microbiano e impedir a boa degradação dos resíduos (GARCEZ, 2009). Dessa forma, a degradação dos resíduos irá resultar na produção de líquidos, tais como o lixiviado que pode apresentar como características altas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos, matéria orgânica, compostos orgânicos de difícil degradação, como por exemplo, as substâncias húmicas e eventualmente metais (KAWAHIGASHI, 2012).

3.5.1. Componentes tóxicos presentes no lixiviado

Os principais agentes tóxicos que podem ser encontrados em processos anaeróbios presentes no aterro sanitário são cátions alcalinos, alcalinos terrosos, amônia, sulfetos, metais pesados, compostos orgânicos (ácidos voláteis), oxigênio e outras substâncias como detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos dispostos no lixo (GARCEZ, 2009). Esses aspectos vão influenciar na qualidade do líquido lixiviado.

3.5.1.1. Nitrogênio amoniacal

No que se diz respeito aos lixiviados de aterros sanitários, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do nitrogênio amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre (CAMPOS et al., 2010). Quando em conjunto, as duas formas de amônia: ionizada (NH_4^+) ou não-ionizada (NH_3), constitui a amônia total ou nitrogênio amoniacal total (REIS & MENDONÇA, 2009).

O nitrogênio no lixiviado é proveniente de proteínas vegetais e animais e suas concentrações estão diretamente relacionadas aos níveis de matéria orgânica presente nos resíduos. Também são fontes de nitrogênio no lixiviado os fertilizantes, os produtos de limpeza, a carne preservada com amônia e os produtos para preservação de madeira (FLECK, 2003).

Embora seja essencial para a vida, concentrações de nitrogênio amoniacal em doses elevadas pode ocasionar danos em sistemas aquíferos causando eutrofização, toxicidade em peixes, além de doenças de origem hídrica (metahemoglobina) (DINIZ, 2011).

3.5.1.2. Metais pesados

Os metais pesados podem causar distúrbios nos processos metabólicos e danos aos sistemas biológicos de todos os seres vivos ao reagir com ligantes difusores e com macromoléculas, o que lhes confere propriedades de bioacumulação, de biomagnificação na cadeia alimentar e persistência no ambiente (RIGUETTI et al., 2015). Esses distúrbios podem ser causados principalmente em peixes, por serem considerados importante recurso alimentício e ser a principal via de contaminação para o homem, tornando-se um bioindicador de contaminação nos ambientes aquáticos (SILVA, 2002). Um exemplo de como os metais pesados pode contaminar corpos hídricos é o que acontece quando baterias de celular são descartadas em aterros sanitários, pois ela irá se deteriorar e durante essa deterioração os metais podem ser liberados no solo e nas águas subterrâneas causando contaminação (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

A acidez presente em aterros jovens confere uma concentração maior de metais como o ferro, zinco, cobre, chumbo e cádmio, que permite a sua solubilização, porém com o passar do tempo o pH tende a aumentar, fazendo com que as concentrações de metais decresçam (SANTOS FILHO, 2013).

3.5.2. Fitotoxicidade

O lixiviado traz consigo uma gama de poluentes que podem causar sérios impactos ambientais. Dessa forma, avaliar o impacto potencial dos componentes de lixiviado em estações de tratamento e a escolha de um esquema de redução apropriado requer a identificação das classes de compostos responsáveis pela toxicidade observada (ISIDORI et al., 2003). Para isso, testes de fitotoxicidade e determinação de metais são utilizados para avaliar os efeitos tóxicos causados em resíduos sólidos urbanos, antes que ele seja reutilizado e cause acidentes ambientais (MELO et al., 2002), bem como no lixiviado gerado e acondicionado nas estações de tratamento de lixiviado (ETL).

Os testes de toxicidade em plantas mostram-se eficientes principalmente no que diz respeito a metais pesados, tornando-se um bom biomarcador para a detecção de baixos níveis

de metais (FATIMA & AHMAD, 2005), sendo possível observar no crescimento das raízes e no ganho de massa os efeitos fitotóxicos associados a presença de contaminantes no lixiviado, o quais seriam capazes de provocar o comprometimento dos mecanismos de proteção da planta, por exemplo (CANTO, et al., 2013).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área de estudo para a realização desta pesquisa foi a Célula 4 (C4) do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB). O Aterro está localizado no Distrito de Catolé de Boa Vista, Campina Grande (PB) com coordenadas $7^{\circ}16'41.2''S$ $36^{\circ}00'43.8''W$ (Figura 1). O início da operação deste aterro foi no dia 07 de agosto de 2015 através da empresa privada ECOSOLO GESTÃO AMBIENTAL DE RESÍDUOS LTDA, com vida útil projetada para 25 anos, recepcionando resíduos de Classes II A e IIB de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004).

Figura 1: Localização do Aterro Sanitário de Campina Grande – PB.



Fonte: Adaptado do *Google Earth* (2017).

As dimensões da base da C4 são de 100x100 m de largura e comprimento, respectivamente, com uma altura total de 20 metros e, ainda, constitui-se de 3 taludes, sendo cada um com uma inclinação de 1:2 (vertical: horizontal), com platôes escalonados de 5m de altura e bermas de 6 m. São depositados entre 500 e 600 Toneladas de RSU/dia para preenchimento dessa célula, onde além de serem provenientes da cidade de Campina Grande, cidades vizinhas como Lagoa Seca, Montadas, Boa Vista, Puxinanã, Areal, Barra de Santana,

Gado Bravo, Itatuba, Santa Cecília e Alcantil, todas no estado da Paraíba, também depositam seus resíduos no aterro. Com relação ao início do depósito de RSU na C4, por sua vez, foi iniciado no dia 01 de Janeiro de 2017.

4.2. Monitoramento do lixiviado gerado pela Célula 4

O lixiviado *in natura* caracterizado nesta pesquisa, foi coletado em um poço de visita de concreto pré-moldado (Poço 4), que recebia todo o líquido efluente resultante da biodegradação dos RSU aterrados na C4 do Aterro Sanitário em Campina Grande (PB). Cabe ressaltar, que as coletas de lixiviado foram realizadas com uma periodicidade mensal, durante os meses de julho de 2017 a maio do ano de 2018. Os procedimentos de coleta, preservação e transporte das amostras, foram realizados de acordo com as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Feita a coleta, as amostras de lixiviado *in natura* foram transportadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), localizado na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, para a realização de sua caracterização, que consistiu na execução dos seguintes ensaios toxicológicos e físico-químicos seguindo as metodologias APHA (2012) e Tiquia, Tam & Hodgkiss (1996).

4.2.1. Testes de Fitotoxicidade

Para os testes de fitotoxicidade foram realizados ensaios de acordo com a metodologia descrita por Tiquia, Tam & Hodgkiss (1996). Neste ensaio as sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) foram previamente lavadas e desinfetadas, usando hipoclorito de sódio a 1% e água destilada. Em seguida, foram adicionadas em placas de Petri com o papel filtro duplo, as sementes dos vegetais estudados além de uma diluição decimal de 10^{-2} de 10 ml da amostra de lixiviado. Vale ressaltar que foram testadas várias diluições, e a amostra decimal de 10^{-2} do lixiviado foi a que representou melhores resultados para os testes de fitotoxicidade.

Para cada ensaio foram realizadas triplicatas, contendo em cada placa 20 sementes de apenas uma espécie vegetal. Também foi preparada uma amostra controle (com água destilada) em triplicata para fins de comparação dos resultados. Logo depois, as placas foram incubadas em estufa de BOD a 20°C, durante um período de 120 h (5 dias).

Após o período de incubação, foram observados a quantidade de sementes germinadas e o comprimento das raízes e, a partir dessa observação, foram, então, determinados os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e Crescimento Relativo das Raízes (CRR) conforme as equações (1) e (2):

Equação (1):

$$GRS (\%) = \frac{NSG}{NSGC} * 100$$

Onde:

NSG = Número de sementes germinadas

NSGC = Número de sementes germinadas no controle

Equação (2):

$$CRR (\%) = \frac{MCR}{MCRC\sqrt{CRC}} * 100$$

Onde:

MCR = Média do comprimento da raiz

MCRC = Média do comprimento da raiz no controle

CRC = Crescimento da raiz no controle

Para os experimentos utilizados, as metodologias estão descritas no Quadro 2:

Quadro 2 – Parâmetros e metodologias utilizadas.

Parâmetro	Método
pH, Alcalinidade, Metais Pesados e Nitrogênio Amoniacal	APHA, (2012)
Fitotoxicidade	TIQUIA, TAM & HODGKISS, (1996)
Estatística	MICROSOFT EXCEL 2010, <i>software</i> STATISTICA (Versão 8.0)

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

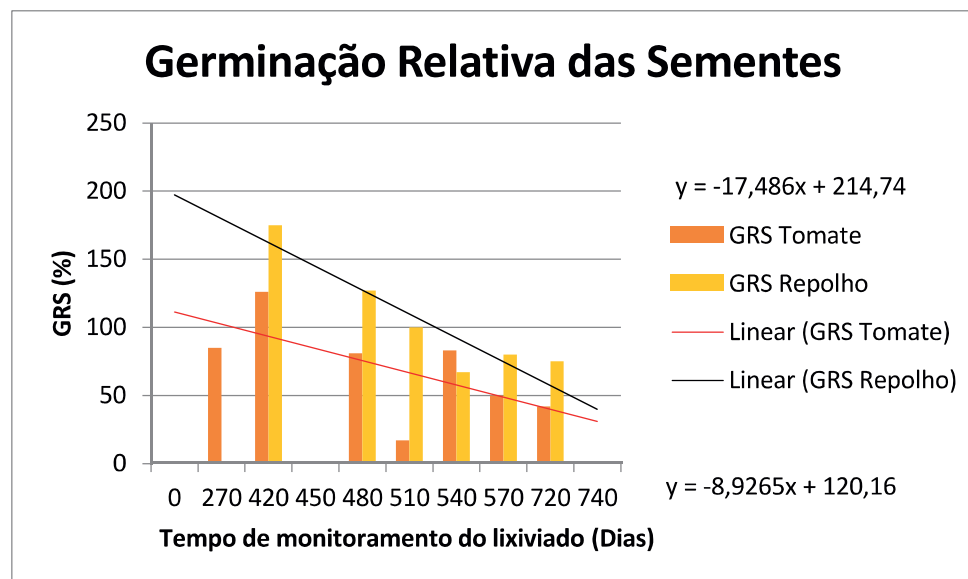
Nos gráficos analisados observa-se uma diferença entre o primeiro (270) e o segundo (420) período de 150 dias, visto que o primeiro dado foi do primeiro lixiviado gerado e o segundo foi do início do monitoramento da célula 4 (C4). A seguir segue a discussão dos parâmetros analisados.

5.1. Fitotoxicidade

Nas Figuras 2 e 3 são apresentados testes de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo das Raízes (CRR) presente no lixiviado gerado pela Célula 4 (C4).

De maneira geral, ao comparar o GRS (Figura 2) e o CRR (Figura 3) pode-se observar que os índices de GRS são maiores que CRR, chegando a 175% de germinação, enquanto que os índices de CRR não passam de 102%.

Figura 2: GRS (%) para as sementes de Tomate e Repolho.



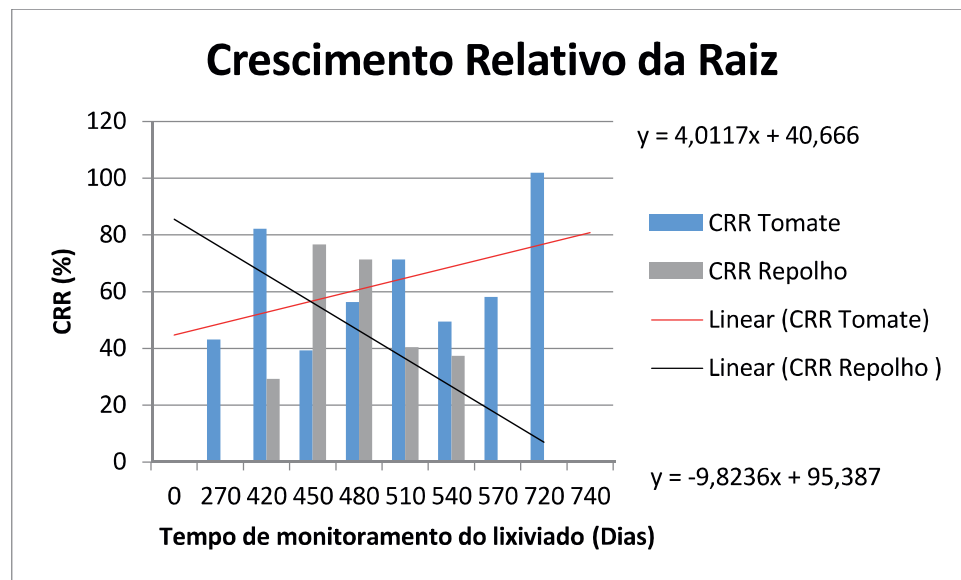
Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Ao analisar o GRS, verifica-se que ele tem valores mais elevados que o CRR. Este fato ocorre pelo GRS não depender de fatores externos para germinar, pois a semente tem reservas de nutrientes necessários para a sua germinação. Resultados similares foram observados também no trabalho de Silva (2012), ao analisar os mesmos tipos de sementes. No

entanto, as linhas de tendência para o GRS tanto de tomate quanto de repolho foram semelhantes e diminuíram com o tempo. Essa diminuição na germinação, principalmente para as sementes de repolho se dá devido à sensibilidade ao ambiente tóxico. A presença da amônia que se apresenta na sua forma tóxica, por causa do elevado pH durante a fase de monitoramento, faz com que ocorra uma diminuição na GRS (SILVA, 2012). Se por um lado a germinação depende de fontes internas, ambientes tóxicos como presença de amônia e até mesmo pH fora de uma faixa ótima de germinação e crescimento podem retardar o desenvolvimento da planta.

Quanto ao CRR entre Tomate e Repolho, verificou-se que para este parâmetro o repolho é mais sensível às alterações do meio, resultando em um crescimento mais discreto em relação ao tomate (SILVA, 2012).

Figura 3: CRR (%) para as sementes de Tomate e Repolho.



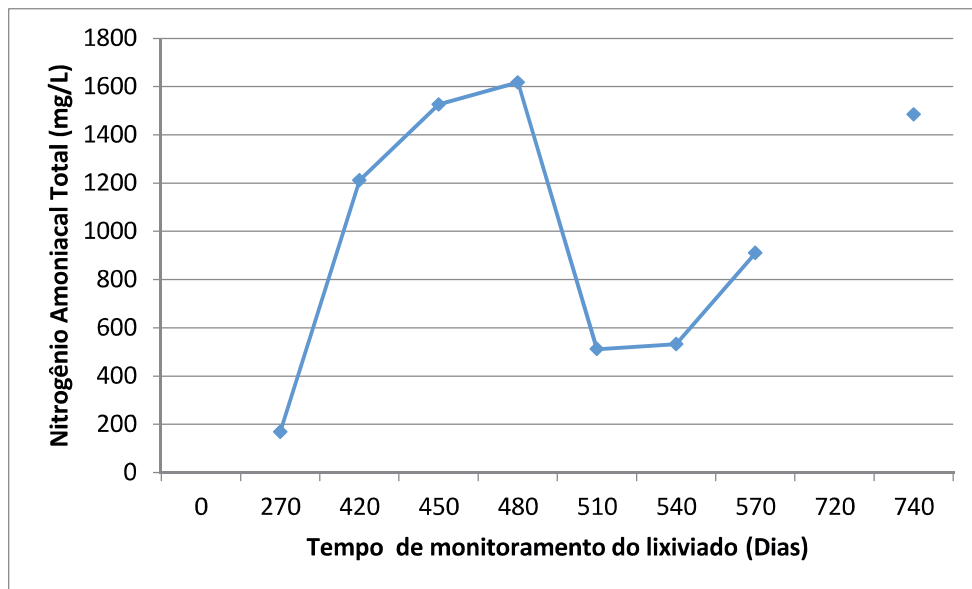
Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

As linhas de tendência para o CRR mostram uma relação entre o tempo e o crescimento das raízes de tomate e repolho. Pelos gráficos mostrados e pelas linhas de tendência observadas percebe-se que para o repolho esta relação teve uma diminuição, ou seja, conforme os dias foram passando o crescimento relativo da raiz foi diminuindo e para o tomate ocorreu justamente o contrário conforme os dias foram passando o crescimento relativo da raiz foi aumentando.

5.2. Nitrogênio amoniacal total (NAT)

O nitrogênio amoniacal total é resultante da união de duas formas da amônia, que quimicamente são representadas pela amônia livre (NH_3) que é tóxica e pelo íon amônio (NH_4^+) não tóxica. O pH tem forte influência nas concentrações da amônia. Desta forma, de acordo com Campos et al. (2010), o pH de 8,8 presente no lixiviado durante a fase metanogênica, indica que a presença do NH_3 foi predominante, visto que o pH básico influencia na presença da amônia tóxica. O comportamento do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo está representado na Figura 4.

Figura 4: Concentração de Nitrogênio Amoniacal Total ao longo do tempo.



Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Ao longo dos dias de monitoramento as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram uma elevação, com valores variando de 168 mg/L^{-1} a 1617 mg/L^{-1} . Na fase acidogênica de decomposição dos resíduos, esta elevada concentração de nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros novos é comum, isto ocorre devido aos altos índices de matéria orgânica dissolvida. Conseqüentemente na fase metanogênica o conteúdo de matéria orgânica diminui significativamente ao longo do tempo, no entanto mesmo com uma queda de Nitrogênio Amoniacal aos 540 dias, as concentrações de nitrogênio voltaram a subir, tornando-se um dos principais poluentes no lixiviado do aterro (KJELDSEN, et al., 2002).E de acordo com a Resolução n. 430 (CONAMA, 2011) estes valores também são tóxicos para o meio ambiente, sendo que os valores máximos permissíveis são de 20 mg/L .

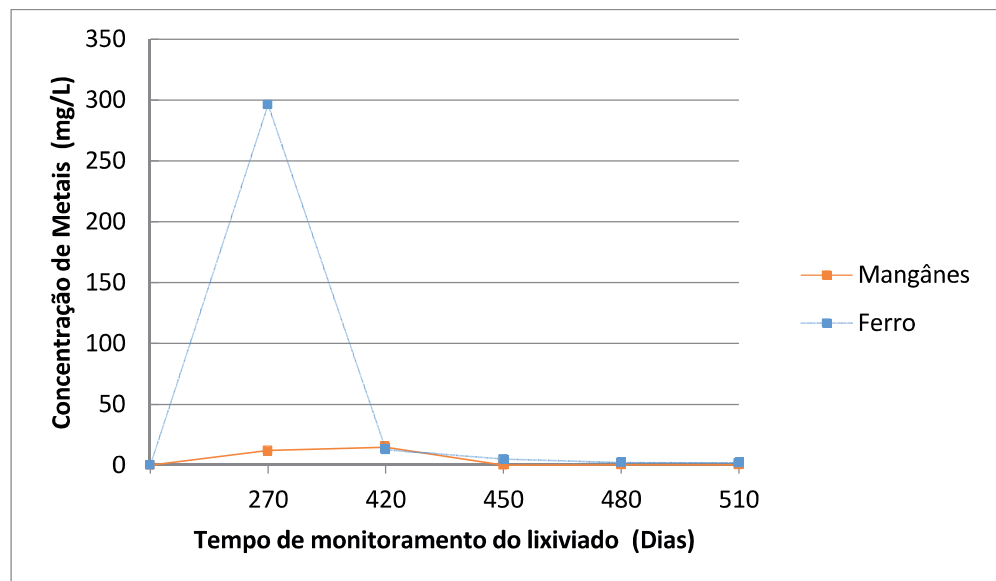
A queda nos valores de Nitrogênio em 480 dias, pode ter ocorrido por diversos fatores, entre eles a entrada de oxigênio na Célula, precipitações pluviométricas entre outros. Destaca-se que por várias vezes ocorreu a reintrodução de lixiviados na Célula estudada, o que pode ocasionar a entrada de oxigênio e dióxido de Carbono, o que por sua vez diminui o pH, e afeta as concentrações de Nitrogênio.

5.3. Metais pesados

De acordo com a Figura 5 observa-se que os metais ferro (Fe) e manganês (Mn) apresentaram maiores concentrações quando comparados aos outros elementos analisados no estudo. Onde ao longo do tempo de monitoramento as concentrações de Fe variaram entre $1,93 \text{ mg.L}^{-1}$ e 296 mg.L^{-1} , enquanto que as concentrações de Mn variaram de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ a $12,2 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando-se de forma decrescente, sendo o Fe o metal mais abundante.

De maneira geral, quando o lixiviado encontra-se com altas concentrações de metais, ele fica tóxico provocando a mortalidade tanto de animais como de plantas aquáticas, favorecendo a bioacumulação, causando também toxicidade em humanos. Além da toxicidade, a exposição a efluentes líquidos contaminados por lixiviados pode causar danos no DNA de animais (MACHADO, 2005).

Figura 5: Análise da concentração de Ferro e Manganês.

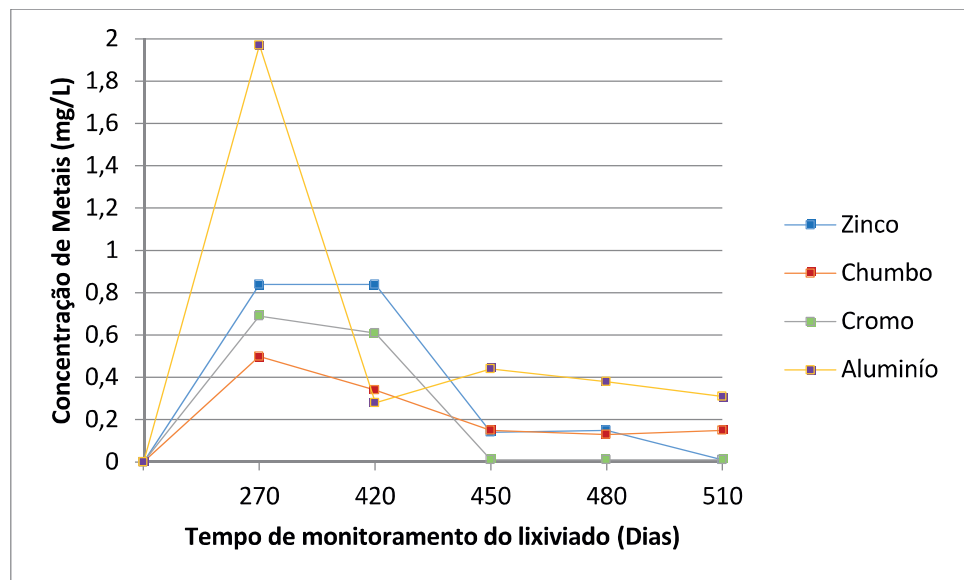


Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Os valores máximos permissíveis para o Fe e o Mn são de 15,0 mg.L⁻¹ e 1,0 mg.L⁻¹, respectivamente, conforme a resolução n° 430 do CONAMA (2011). Para o Fe, somente a partir dos 420 dias apresentou os melhores valores que não causariam danos ao ambiente. No caso do Mn apenas a partir dos 450 dias que atingiu resultados permissíveis de acordo com a resolução n° 430 (CONAMA, 2011).

Observa-se que há uma queda nas concentrações dos metais ao longo do tempo (Figuras 5 e 6), isto provavelmente se dá pelo fato de o pH da massa de resíduos ficar básico (Figura 7), o que resulta na precipitação destes metais na massa de resíduos e na camada de base de solo compactado do aterro sanitário. Desta maneira, o ambiente interno à massa de resíduos se torna mais tóxico, porém os lixiviados menos tóxicos, uma vez que, esses metais ficam complexados à matéria orgânica e inorgânica dos resíduos.

Figura 6: Análise da concentração de Alumínio, Cromo, Chumbo e Zinco.



Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Os metais Pb e Zn têm valores máximos permissíveis para lançamento no ambiente de 0,5 mg.L⁻¹ e 5,0 mg.L⁻¹, respectivamente, e de acordo com as análises ambos estiveram dentro dos valores permitidos. Já o Cr pode ser dividido em dois tipos: Cromo hexavalente com valores máximos permitidos para emissão de 0,1 mg.L⁻¹ e trivalente com valores de 1,0 mg.L⁻¹ (CONAMA, 2011).

Para o Alumínio não há uma norma federal que indique os valores máximos permissíveis, no entanto de acordo com a resolução n° 2 do COEMA (2017) e n° 355 do

CONSEMA (2017) os padrões para lançamentos são de até 10 mg/L em ambas. E de acordo com os dados analisados o alumínio esteve dentro desses limites.

De acordo com Santos Filho (2013), estas concentrações de metais elevadas são comuns em aterros jovens. Além disso, Ezaki & Hypolito (2004) ao estudar dois aterros sanitários na região metropolitana de São Paulo avaliando a presença de íons de metais pesados (Pb, Cu, Cr e Ni), também constatou a diminuição destes elementos no lixiviado associado ao aumento do pH.

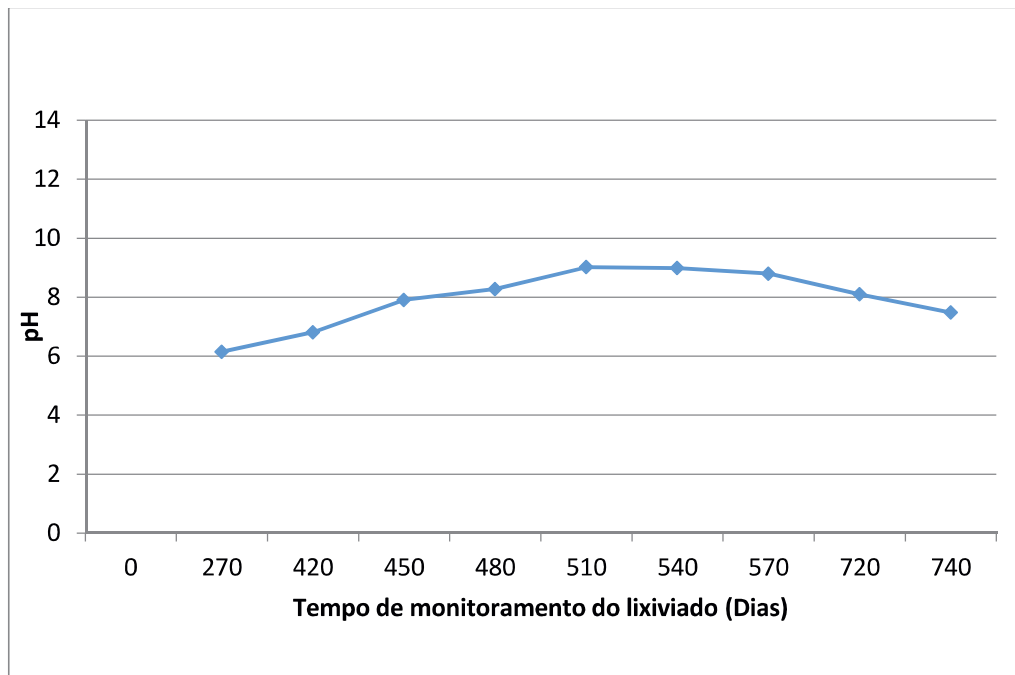
Vale ressaltar que em condições de pH baixo os íons catiônicos (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} e Cd^{2+}) apresentam maior mobilidade, principalmente em solos intemperizados devido a maioria dos componentes coloidais ser pH-dependentes. Enquanto que o pH acima de seis favorece a dissociação de H^+ diminuindo a mobilidade dos íons catiônicos, pois há um aumento de sua adsorção ou precipitação (REZENDE, 2018). Sendo assim, os metais podem estar sendo retidos no solo, pois os solos de cobertura desempenham importante papel na retenção de metais pesados provenientes dos resíduos. Isso se deve a fenômenos de adsorção/precipitação, que resulta do contato lixiviado/solo/resíduo (EZAKI & HYPOLITO, 2004). Deste modo, vale salientar que o aterro de resíduos sólidos em Campina Grande – PB apresenta uma camada de solo compactado tanto na camada de cobertura como na de base que apresentam argila e minerais e, portanto, com grande potencial de retenção de metais, o que favorece com que estes metais não se diluam no lixiviado em pH elevado.

5.4. Potencial hidrogeniônico (pH)

O comportamento do pH ao longo dos dias para o lixiviado na Célula 4 (C4) é representado na Figura 7. Ao analisar essa figura observa-se que o pH dos resíduos se apresenta de modo que com o passar dos dias aumente de 6 até 9 e depois decai levemente.

O dado inicial do pH do lixiviado encontra-se ácido, com um valor próximo a 6. Valores similares geralmente são observados em aterros que estão em fase ácida, devido a presença de bactérias fermentadoras e dos resíduos orgânicos (GOMES, 2017). Ao longo dos dias estes valores começam a aumentar tendendo a neutralidade e basicidade (6,15 – 9,0). Porém a partir de 540 dias o pH teve uma leve queda, mas não o suficiente para diminuir as concentrações de nitrogênio amoniacal (Figura 4) na sua forma não ionizada (NH_3).

Figura 7: Monitoramento do pH do lixiviado ao longo do tempo.



Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Esta queda do pH também pode estar relacionada com dias chuvosos, pois na água de chuvas há concentrações de CO_2 e O_2 dissolvidos, o que pode ter influenciado no resultado. Contudo, o pH permaneceu de neutro a básico com valores variando de 7,5 a 9 entre 540 a 740 dias, o que sugere uma fase metanogênica. Resultados semelhantes foram encontrados por Melo (2003), estudando uma Célula em escala real no Aterro da Muribeca em Recife-PB.

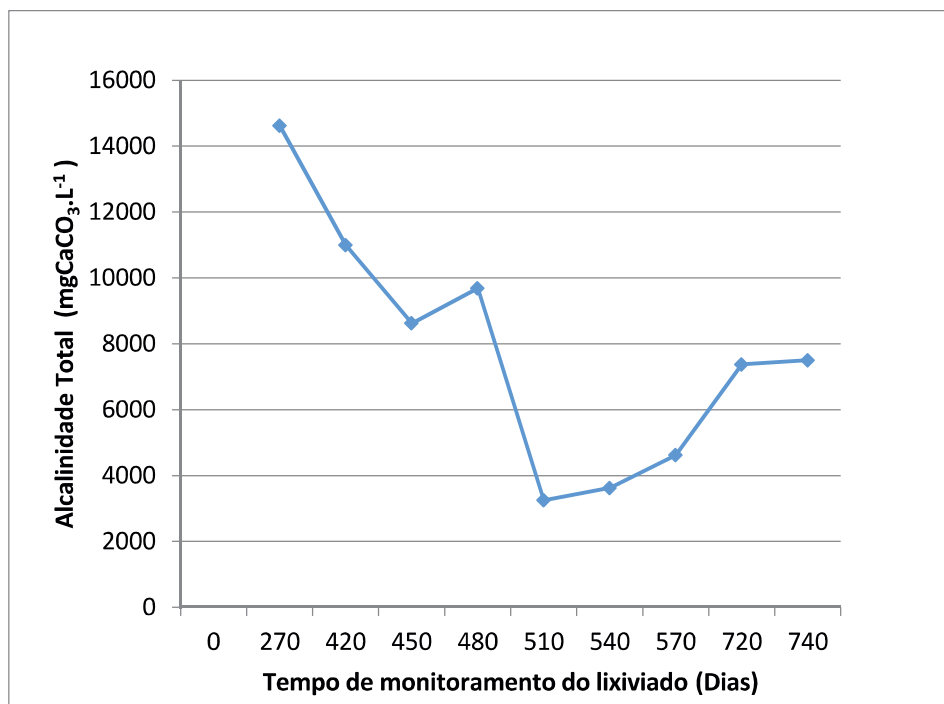
5.5. Alcalinidade

As concentrações da alcalinidade total (AT) ao longo do tempo podem ser verificadas na Figura 8. As variações das concentrações da AT variaram entre $3250 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ a $14625 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ao longo dos dias. Essa faixa de valores também foi encontrada por Gomes (2017) em estudos de uma célula de aterro na cidade em Campina Grande – PB.

Observa-se também que os valores da AT tiveram um comportamento parecido com os valores de NAT a partir dos 510 dias. Nos resíduos líquidos de lixiviados de aterros, a amônia surge na forma de bicarbonato de amônio, conseqüentemente estes valores da AT estão diretamente ligados às concentrações de nitrogênio amoniacal total (CONTRERA, 2008). Dessa forma o potencial tóxico ao lixiviado devido as altas concentrações da AT,

também é resultante do aumento do NAT (CLÉMENT & MERLIN, 1995). Deve-se destacar que a alcalinidade teve um comportamento contrário ao do pH, ou seja, teve uma queda, isso não é comum, entretanto devido a fatores intrínsecos, como a heterogeneidade dos resíduos, fissuras na camada de cobertura de solo compactado e condições meteorológicas podem ter influenciado nesses valores.

Figura 8: Variação da Alcalinidade Total ao longo do tempo.



Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

5.6. Correlações estatísticas

Para verificar a existência de correlações estatísticas, alguns parâmetros foram avaliados através de matrizes de correlação. Dessa forma, de acordo com Dancey & Reidy (2006) correlações fracas variam de 0,10 a 0,30, moderadas de 0,40 a 0,60 e fortes são representadas com valores entre 0,70 a 1,0 (em módulo), pois mostra o grau de dependência estatística linear entre as variáveis analisadas. Enquanto que uma relação fraca é representada em módulo com valores próximos de zero.

Na Tabela 1 é apresentada a Matriz de correlação entre todos os parâmetros abordados neste estudo. Verificando-se essa Tabela, observa-se que os dias exerceram correlações de moderadas (0,40 a 0,60) a fortes (de 0,70 a 1) entre a maioria dos parâmetros.

Nota-se que dias, pH e alcalinidade, influenciaram na germinação relativa das sementes de repolho, concentrações de ferro, zinco, manganês, chumbo, cromo e alumínio e, especificamente, dias influenciou no do CRRR. Dessa forma conforme dias e pH foram aumentando o GRSR e os metais foram diminuindo. No caso específico de pH e germinação de repolho é possível que concentrações de pH mais elevadas façam com que enzimas associadas a germinação de sementes sejam ativadas, o que, provavelmente, aconteceu com repolho (SILVA, 2012). E isso também aconteceu com o tomate, porém de uma forma menos evidente.

Tabela 1 – Matriz de correlação para todos os parâmetros estudados ao longo do tempo.

	<i>Dias</i>	<i>pH</i>	<i>AT</i>	<i>NAT</i>	<i>CRRT</i>	<i>GRST</i>	<i>CRRR</i>	<i>GRSR</i>	<i>Fe</i>	<i>Zn</i>	<i>Mn</i>	<i>Pb</i>	<i>Cr</i>	<i>Al</i>
Dias	1													
pH	0,46	1												
AT	-0,58	-0,93	1											
NAT	0,43	0,03	0,06	1										
CRRT	0,63	0,06	-0,15	0,07	1									
GRST	-0,53	-0,63	0,62	0,32	-0,20	1								
CRRR	-0,70	-0,09	0,33	0,59	-0,65	0,27	1							
GRSR	-0,75	-0,82	0,79	0,64	0,16	0,67	0,39	1						
Fe	-0,94	-0,74	0,72	-0,73	-0,45	0,14	-0,57	0,94	1					
Zn	-0,81	-0,95	0,82	-0,36	0,14	0,79	-0,60	0,98	0,63	1				
Mn	-0,71	-0,88	0,69	-0,38	0,31	0,77	-0,73	0,93	0,53	0,98	1			
Pb	-0,94	-0,92	0,79	-0,64	-0,07	0,50	-0,75	0,90	0,87	0,92	0,88	1		
Cr	-0,83	-0,93	0,77	-0,50	0,15	0,69	-0,73	0,93	0,70	0,99	0,98	0,96	1	
Al	-0,93	-0,71	0,71	-0,69	-0,54	0,10	0,97	-0,44	0,99	0,57	0,45	0,82	0,63	1

Legenda: Alcalinidade Total (AT); Crescimento Relativo das Raízes de Repolho (CRRR); Crescimento Relativo das Raízes de Tomate (CRRT); Germinação Relativa das Sementes de Repolho (GRST); Germinação Relativa das Sementes de Tomate (GRST); Nitrogênio Amoniacal Total (NAT);

Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Com relação a pH e alcalinidade a correlação foi forte negativa, ou seja, conforme o pH foi aumentando a alcalinidade foi diminuindo. Isto não é o esperado, mas devido aos outros fatores já citados, e também, com a presença de nitrogênio na sua forma ionizada, provavelmente, diminuiu a alcalinidade, e fez com que esses valores fossem inversos.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados obtidos para avaliar a relação entre os metais pesados e o pH. As variáveis analisadas para obter correlações estatísticas foram tempo, pH e os metais Ferro (Fe), Zinco (Zn), Manganês (Mn), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Alumínio (Al).

Tabela 2 – Matriz de correlação dos metais e pH ao longo do tempo.

	<i>Dias</i>	<i>Fe</i>	<i>Zn</i>	<i>Mn</i>	<i>Pb</i>	<i>Cr</i>	<i>Al</i>	<i>pH</i>
Dias	1							
Fe	-0,94	1						
Zn	-0,80	0,63	1					
Mn	-0,70	0,53	0,98	1				
Pb	-0,93	0,86	0,92	0,88	1			
Cr	-0,83	0,69	0,98	0,97	0,96	1		
Al	-0,92	0,99	0,56	0,45	0,81	0,62	1	
pH	0,91	-0,74	-0,94	-0,87	-0,92	-0,92	-0,70	1

Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

De acordo com a Tabela 2, verifica-se que conforme os dias vão passando o pH vai aumentando (correlação forte positiva), já com relação ao pH e metais no lixiviado ocorre uma relação inversa, ou seja, o aumento do pH influencia na precipitação dos metais e, conseqüentemente, sua diminuição nos líquidos lixiviados. Dessa forma a correlação existente entre o pH e metais é negativa. Os resultados mostram que o pH tem influência muito forte na toxicidade de uma célula, pois há uma relação inversa entre toxicidade e pH no lixiviado, assim uma vez que o pH aumenta, a diminui a toxicidade no lixiviado. Por outro lado, há uma relação direta entre pH e toxicidade nos resíduos sólidos dispostos na Célula, pois a medida que o pH aumenta há um aumento na toxicidade no interior da célula.

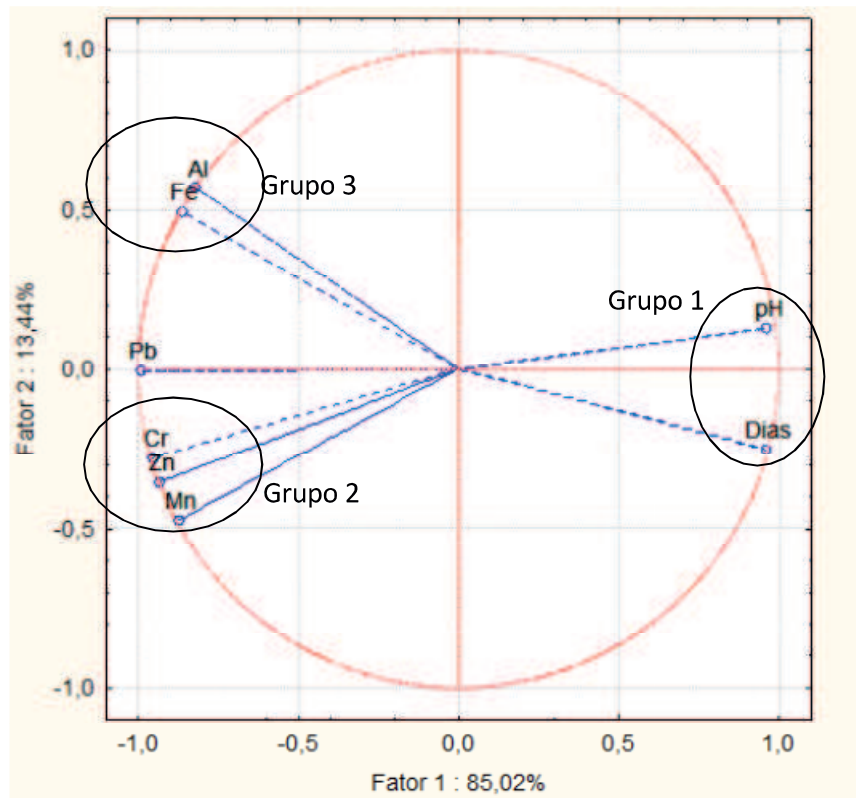
Verifica-se na Tabela 2 que houve fortes correlações entre dias e metais, ou seja, conforme os dias foram passando as concentrações de metais no lixiviado foram diminuindo. O tipo de correlação existente é forte positiva para o pH, enquanto que forte negativa para os metais.

No que diz respeito à Análise dos Componentes Principais (ACP), as figuras 9, 10 e 11 apresentam a relação e a semelhança entre os parâmetros estudados através da formação de grupos. Deve se observar que as figuras 9 (dias, pH e metais) e 10 (dias, CRR e GRS de tomate e repolho) são formadas por alguns parâmetros separados, e na Figura 11 todos os parâmetros juntos.

Ao analisar a Figura 9, percebe-se que a variabilidade do processo foi explicada por quase 99% (Fator 1 + Fator 2), de acordo com a projeção de variação dos dados dos dois eixos principais. Também é possível observar a formação de 3 grupos [Grupo 1 (dias, pH), Grupo 2 (Mn, Zc e Cr) e Grupo 3 (Fe e Al)], com parâmetros que se correlacionam intimamente e com a formação de elementos que apresentam dispersão semelhante.

No Grupo 1 (pH e dias), é mostrado que há uma correlação positiva, ou seja, conforme os dias aumentam o pH aumenta, e esse grupo conforme mostrado na Figura 9 apresentou comportamento distinto aos grupos 2 (Cr, Zn e Mn) e 3 (Fe e Al) e ainda ao Pb. Esse comportamento já era esperado, pois conforme os dias e pH aumentam os metais vão precipitando nos resíduos e camada de base de solo compactado do aterro, e, portanto, sua diminuição nos líquidos lixiviados. E os dias apresentam uma relação concisa e direta, mostrando que o comportamento entre eles segue na mesma direção. Já nos grupos 2 e 3 observa-se que os teores de metais têm uma relação oposta ao Grupo 1, ou seja, conforme os dias aumentam o pH também segue o mesmo processo, com isso os metais pesados se precipitam na massa de resíduos e no solo diminuindo seus teores no lixiviado.

Figura 9: Análise dos Componentes Principais entre o pH e os metais ao longo do tempo.



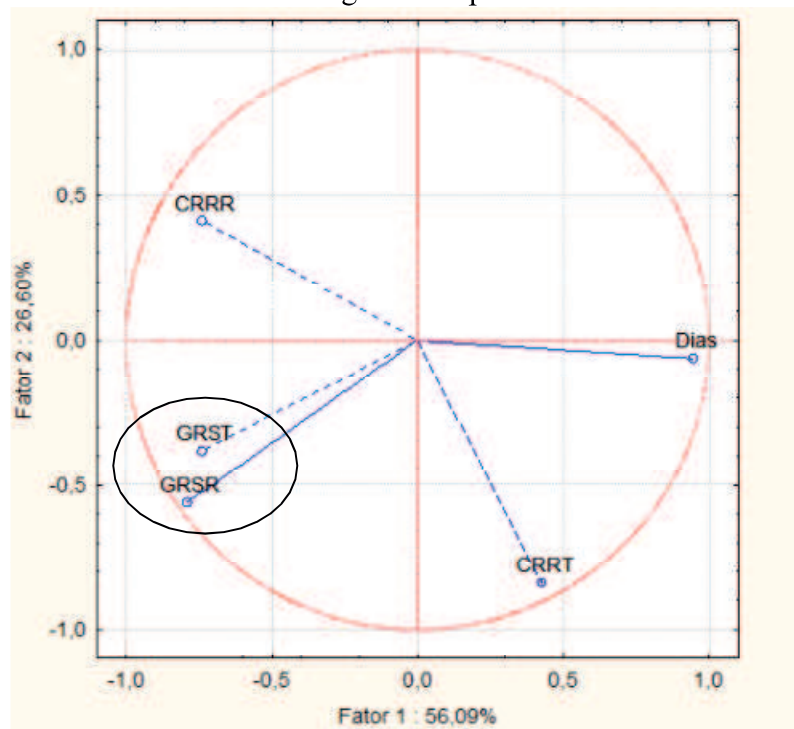
Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Na Figura 10, verifica-se que a projeção da variação dos dados foi explicada por 82,69%. Ao analisar a Figura 10, apenas um grupo foi formado pelo GRS do tomate e do repolho e as outras variáveis se apresentaram de maneira isolada. Contudo é observado que com o aumento dos dias a GRS diminui, porém, o CRR aumenta, embora que de maneiras

opostas para o tomate e o repolho, significando desta forma que eles crescem de forma independente um do outro e em tempos diferentes.

Verifica-se ainda na Figura 10, que o grupo de dias tem comportamento oposto a germinação da semente de tomate e repolho, mostrando que com o passar dos dias, a germinação das sementes diminuíam, e esse mesmo comportamento acontece com o crescimento relativo da raiz de repolho. Ou seja, com o passar dos dias o ambiente foi ficando mais tóxico. Estes resultados mostram que os metais presentes no lixiviado, mesmo que sua concentração vá diminuindo com o tempo afetam, tanto na germinação quanto no crescimento da raiz do repolho. Com relação a CRR do tomate, esse comportamento contrário ao CRR do repolho que se aproximou mais ao grupo de dias. Dessa forma, conforme os dias vão passando o CRR do tomate foi menos sensível as concentrações de compostos tóxicos no lixiviado.

Figura 10: Análise dos Componentes Principais entre o CRR e GRS de Tomate e Repolho ao longo do tempo.



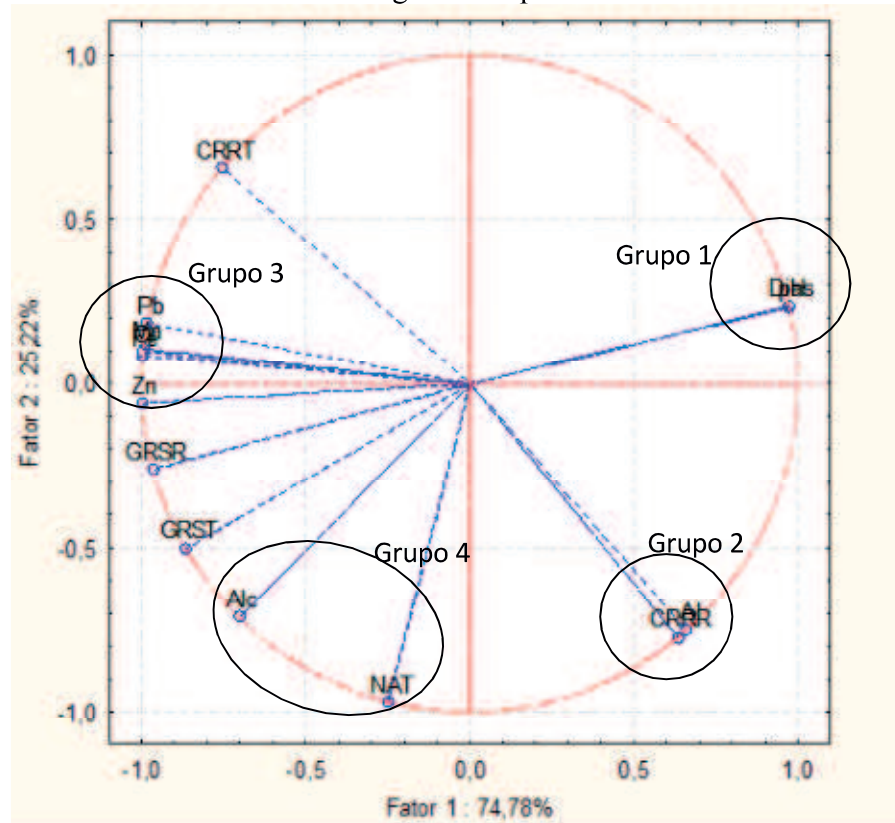
Legenda: Crescimento Relativo das Raízes de Repolho (CRRR); Crescimento Relativo das Raízes de Tomate (CRRT); Germinação Relativa das Sementes de Repolho (GRST); Germinação Relativa das Sementes de Tomate (GRSR).

Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Na Figura 11, embora apresente todos os parâmetros estudados na C4, será focado basicamente em Nitrogênio Amônia Total (NAT), Alcalinidade, pH e dias, pois alguns parâmetros já foram analisados nas Figuras 9 e 10.

Nota-se, na Figura 11, que a variabilidade do processo foi explicada por 100% de acordo com a projeção de variação dos dados dos dois eixos principais, representando uma boa correlação entre eles. Essa ACP é formada por 4 grupos principais [(pH e dias), (Alcalinidade e NAT), (alumínio e o CRR do repolho) e (Fe, Zn, Mn, Pb, e Cr)].

Figura 11: Análise dos Componentes Principais entre todos os parâmetros estudados ao longo do tempo.



Legenda: Alcalinidade Total (Alc); Crescimento Relativo das Raízes de Repolho (CRRR); Crescimento Relativo das Raízes de Tomate (CRRT); Germinação Relativa das Sementes de Repolho (GRSR); Germinação Relativa das Sementes de Tomate (GRST); Nitrogênio Amoniacal Total (NAT);

Fonte: Dados de pesquisa (2017/2018).

Observa-se na Figura 11 que o Grupo 1 (pH e dias) teve um comportamento inverso ao Grupo 4 (Alcalinidade e NAT). Com relação ao pH e alcalinidade esses valores inversos não deveriam ocorrer, pois a alcalinidade é um indicativo direto de pH, ou seja, conforme um aumenta o outro também aumenta. Mas, esse comportamento contrário entre esses parâmetros é provável devido à presença de nitrogênio, heterogeneidade dos resíduos e condições meteorológicas locais, especialmente em certos dias de coleta de amostras de lixiviados.

No Grupo 1 como já observado também na Figura 9, o pH e os dias mantêm uma estreita relação. Já no Grupo 2 observa-se uma correlação entre o (alumínio e o CRR do repolho). A toxicidade de alumínio (Al_3) é um dos principais fatores que limitam a

produtividade das culturas em solos ácidos. O alumínio pode diminuir o crescimento da parte aérea e das raízes de plantas, pois reduz os teores de P (Potássio) nas folhas e de Ca (Cálcio) e Mg (Magnésio) nas folhas e raízes, reportando o efeito do Al na absorção, transporte e utilização destes nutrientes pelas plantas. Mas neste estudo, verificou-se o contrário, isso ocorreu, provavelmente, devido a diminuição desse metal presente no lixiviado, especialmente, devido ao pH básico, embora essa relação seja muito menor quando comparada com outros metais e pH.

O Grupo 3 como já observado na Figura 9, os metais, apresentaram-se de maneira oposta aos dias e ao pH, exceto o alumínio que teve uma relação mais próxima e levemente positiva e direta ao pH.

6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os testes de fitotoxicidade mostraram que as raízes de repolho são mais sensíveis às alterações que ocorrem no meio, apresentando crescimento mais discreto em relação às raízes de tomate.
- A germinação das sementes de tomate e repolho diminuíram com o passar dos dias, devido ao aumento do pH e da presença da amônia em sua forma tóxica.
- O nitrogênio foi tóxico nos períodos em que o pH esteve elevado, apresentando-se na forma livre (NH_3).
- A alcalinidade influenciou na toxicidade do Nitrogênio Amoniacal.
- De acordo com a matriz de correlação verificou-se que a elevação do pH no lixiviado ao longo do tempo influenciou na diminuição dos metais pesados que por sua vez ficaram precipitados na massa de resíduos e na camada de solo compactado do aterro causando toxicidade.
- A formação de grupos por meio da ACP indicou que o grupo formado entre pH e dias, apresentaram comportamento oposto aos metais e à germinação das sementes de tomate e repolho, assim como aos parâmetros em grupos isolados de alcalinidade e nitrogênio amoniacal.
- Este trabalho é importante por mostrar as relações entre diferentes áreas de estudo, como a biologia e engenharia.
- Deve-se deixar claro que compreender o comportamento de aterros sanitários com relação à toxicidade de lixiviado e os resíduos deve ser compreendido numa ótica multi e interdisciplinar e, por isso, engenheiros de uma maneira geral e biólogos, especialmente, devem trabalhar de maneira a se chegar a denominadores comuns.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: 25 de abr. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1985). **NBR 8849**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Rio de Janeiro, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS – ABNT (1992). **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterro sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, ABNT. 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS – ABNT (2004). **NBR 10.004**: resíduos sólidos: classificação: Rio de Janeiro, 2004.

BAPTISTA, S. J.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. D. C. Production of CO₂ in crude oil bioremediation in clay soil. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 48, n. SPE, p. 249-255, 2005.

BRASIL. Resolução COEMA n° 2, 2017. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>> Acesso em: 08 de Ago. 2018.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 430, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 28 de Jun. 2018.

BRASIL. Resolução CONSEMA n° 355, 2017. Disponível em: <http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf_gerais/Consema_355-2017.pdf> Acesso em: 08 de Ago. 2018.

CAMPOS, D. C.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **TECNO-LÓGICA**, v. 14, n. 2, 2010, p. 52-60.

CAMPOS, V. R.; CAZARINI, E. W. Estudo dos critérios de decisão para localização de aterros sanitários para auxiliar na avaliação de impactos ambientais. **3º Simpósio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos e 2º Seminário da Região Nordeste sobre Resíduos Sólidos**. João Pessoa, Setembro, 2010.

CANTO, T.; PICH, C. T.; GEREMIAS, R. Bioensaio de toxicidade em percolados no aterro sanitário do município de Araranguá (Santa Catarina, Brasil). **Revista Biociências**, v. 19, n. 2, 2013.

CASEIRO, A. H.; QUITHO, L. Utilização de aterro sanitário para destinação final de resíduos sólidos gerados nos grandes centros urbanos: Aterro Bandeirantes. **Exacta**, n. 2, 2004.

CASTILHOS Jr, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 385-392, 2010.

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.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: Ed. CETESB, 2011, 327 p.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2008.

COSTA E SILVA, C. A. M. **Avaliação comparativa dos potenciais poluidores de lixiviados de resíduos sólidos domiciliares e de resíduos sólidos de serviço de saúde**

dispostos em células experimentais. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2014.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia.** 5 ed. Porto Alegre: Penso, 2013, 608 p.

DINIZ, D. T. L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita.** 2011.

EZAKI, S.; HYPOLITO, R. Comportamento geoquímico de íons de metais pesados (Pb, Cu, Cr e Ni) em aterros sanitários-simulações de células de lixo em colunas experimentais. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 36, n. 1, p. 5-12, 2016.

FATIMA, R. A.; AHMAD, M. Certain antioxidant enzymes of *Allium cepa* as biomarkers for the detection of toxic heavy metals in wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 346, n. 1-3, p. 256-273, 2005.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2003.213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2003.

GANIGUÉ, R. et al. Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates. **Water Research**, v. 41, n. 15, p. 3317-3326, 2007.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB.** Universidade Federal de Campina Grande—Campina Grande, 2009.

GOMES, N. A. **Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do aterro sanitário em campina grande – PB.** Dissertação de mestrado. UFCG. Campina Grande. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**: Rio de Janeiro, 2008.

ISIDORI, M. et al. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. **Chemosphere**, v. 52, n. 1, p. 85-94, 2003.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos avançados**. vol. 25, n.71, p. 135-158. 2011.

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica**. Tese de Doutorado. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2012.

KJELDTSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. Composition of leachate from old landfills in Denmark. **Waste Management & Research**, v. 19, n. 3, p.249-256. 2001.

KJELDTSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

LANZA, Vera Cristina Vaz; CARVALHO, AL de. Orientações Básicas para a operação de aterro sanitário. **Fundação Estadual do Meio Ambiente–Belo Horizonte, FEAM**, 2006.

MACHADO, V. G. **Determinação do Potencial Tóxico e Genotóxico de Líquido Percolado gerado em Aterramento Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos**. Florianópolis. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 2005.

MAIA, I. S. et al. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 20, n. 4, p. 665-675, 2015.

MELO, M. C. et. al. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista Biotecnologia**. Ano V, Nº 28, Setembro/Outubro, pp. 48-52. 2002.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. Dissertação mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, 2003.

MELO, Márcio C. et al. Settlement behavior of municipal solid waste due to internal and external environmental factors in a lysimeter. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 51, n. 14, p. 1205-1215, 2016. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10934529.2016.1212556?scroll=top&needAccess=true>>.

MONTEIRO, J. H. P. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: **IBAM**, 2001.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises física, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. 232 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado) apresentado ao Programa de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG. 2007.

MUTECA, F. L. L. **Biorremediação de solo contaminado com óleo cru proveniente de Angola**. 2012. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química, Ufrj, Rio de Janeiro, 2012.

PEREIRA, S. S.; CURI, R. C. Modelos de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos: a importância dos catadores de materiais recicláveis no processo de gestão ambiental. **Revista Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 9, n. 4, p. 118-138, 2012.

REDE DE CAPACITAÇÃO E EXTENSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO - ReCESA. Resíduos Sólidos: Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários: guia do profissional em treinamento: nível 2 / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Belo Horizonte: **ReCESA**, 2008. 112 p.

REGINATTO, V. et al. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmus subspicatus* para o estudo de efluentes industriais.** Campinas – SP. Tese (Doutorado em Química), UNICAMP. 1998.

REICHERT, G. A. **A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação (Mestrado). UFRGS. 1999.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. In: **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality.** University of Central Florida/CEED, 1998.

REIS, B. G. **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário.** Tese de Doutorado. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2014.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Eng. Sanit. Ambient**, v.14, n.3, p. 353-362, 2009.

REZENDE, D. A. **Qualidade do solo em local de disposição inadequada de resíduos sólidos em um município de pequeno porte.** Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia. 2018. Disponível em <http://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/21507/1/QualidadeSoloLocal.pdf>

RIGUETTI, P. F. et al. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, 2015, p. 153-163.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-Tratamento de Chorume com os Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico.** Tese de mestrado. Rio de Janeiro, 2004.

SANTOS FILHO, D. A. **Avaliação temporal do lixiviado da muribeca.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. UFPE. Recife, Brasil. 103 p. 2013.

SCHALCH, V. et al. Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos. **São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo**, 2002.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. Dissertação de Mestrado, 126p, 2002.

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016.129 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SISINNO, C.L.S., Non-inert industrial solid waste disposal in landfill dumps: evaluation of toxicity and implications for the environment and human health. **Cad. Saúde Pública**. 19 (2), 369-374. 2003.

SOARES, R. P. **CARACTERIZAÇÃO GEOQUÍMICA DOS SOLOS LATERÍTICOS DA ÁREA DO SÍTIO DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE LONDRINA, PR**. Tese de Doutorado. Dissertação de M. Sc.. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, PR, 155p.+ anexos. 2006.

SOUTO, G. D. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2009.

WATANABE, K. Microorganisms relevant to bioremediation. **Current opinion in biotechnology**, v. 12, n. 3, p. 237-241, 2001.