



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG  
CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS - CTRN  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ANÁLISE DO POTENCIAL TÓXICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS  
ORGÂNICOS DE UMA ESCOLA PÚBLICA EM CAMPINA GRANDE- PB

ELISÂNGELA MARIA DA SILVA

CAMPINA GRANDE - PB  
FEVEREIRO - 2015

ELISÂNGELA MARIA DA SILVA

ANÁLISE DO POTENCIAL TÓXICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS  
ORGÂNICOS DE UMA ESCOLA PÚBLICA EM CAMPINA GRANDE- PB

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO, Dr<sup>a</sup>.  
Orientadora

MÁRCIO CAMARGO DE MELO, Dr.  
Co-orientador

CAMPINA GRANDE - PB  
FEVEREIRO - 2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

- S546a Silva, Elisângela Maria da.  
Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande - PB/ Elisângela Maria da Silva. – Campina Grande, 2015.  
81 f. : il. Color.
- Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2015.
- “Orientação: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo”  
Referências.
1. Resíduos Sólidos. 2. Toxicidade. 3. Biorreatores. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Melo, Márcio Camargo. III. Título.

CDU 624.4(043)

# ANÁLISE DO POTENCIAL TÓXICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS DE UMA ESCOLA PÚBLICA EM CAMPINA GRANDE - PB

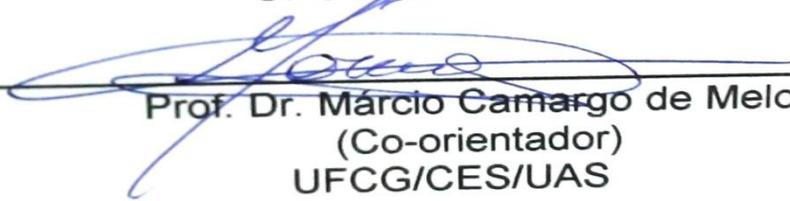
Elisângela Maria da Silva

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

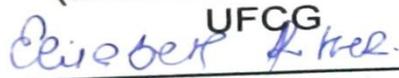
Aprovado em 24 de fevereiro de 2015

## BANCA EXAMINADORA

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr<sup>a</sup>. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro  
(Orientadora)  
UFCG/CTRN/UAEC

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo  
(Co-orientador)  
UFCG/CES/UAS

\_\_\_\_\_  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Andrea Carla Lima Rodrigues  
(Examinadora interna)  
UFCG

  
\_\_\_\_\_  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Elisabeth Ritter  
(Examinadora externa)  
UERJ

CAMPINA GRANDE - PB  
FEVEREIRO - 2015

*A minha querida MÃE, exemplo de amor, fé e dignidade.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a DEUS, em primeiro lugar, pela proteção em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais, pelo exemplo de vida e por não desistirem em nenhuma dificuldade.

A José Cleidimário, pelos ensinamentos, incentivo e paciência durante a realização do mestrado e, sobretudo pelo amor.

Aos meus irmãos, Edicleison e Edson e que estiveram ao meu lado durante toda esta caminhada.

Aos meus orientadores Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo e a Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Veruschka Escarião Dessoles Monteiro por terem me recebido de braços abertos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil e Ambiental, pelos conhecimentos compartilhados.

A professora Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Luiza Cirne, do departamento de engenharia agrícola, pela oportunidade de orientação no estágio à docência.

Ao professor Willian pela disposição a me ajudar quando precisei.

Aos alunos bolsistas e voluntários do grupo de pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA) que foram fundamentais para a realização desta pesquisa.

A Alessandra, porque mesmo a tantas ocupações não mediu esforços para contribuir e compartilhar o conhecimento durante o andamento deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, professora Dr<sup>a</sup>. Andréa Carla Lima Rodrigues Prof<sup>a</sup>. Dra. Elisabeth Ritter, pela disponibilidade e valiosas contribuições prestadas a este trabalho

Aos técnicos do laboratório de saneamento da UFCG, Antônio Gadelha, Francisco (Tikinho), Valmare e Samanta pelo apoio.

Ao professor Diassis e aos doutorandos, em especial, Juliana e Bruno Adelino, do Laboratório de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas (LAPPA), pela contribuição e generosidade em todos os momentos em que precisávamos.

A secretária do PPGECA, Josete, por ter sempre nos ajudado com a parte burocrática da universidade e à Maria José do departamento de Engenharia Civil que me ajudou quando precisei.

A CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, que financiou a bolsa de estudos.

Ao CNPq/VALE, pelo financiamento do projeto que inspirou este trabalho.

Aos que contribuíram direta e indiretamente para que essa pesquisa fosse realiza.

A todos, muito obrigada!

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor,  
mas lutei para que o melhor fosse feito. Não  
sou o que deveria ser, mas graças a Deus,  
não sou o que eu era antes.”

Marthin Luther King

SILVA, E. M. **ANÁLISE DO POTENCIAL TÓXICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS DE UMA ESCOLA PÚBLICA EM CAMPINA GRANDE - PB.** 2015. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande - UFCG.

## RESUMO

Os resíduos sólidos urbanos apresentam em sua composição elevadas quantidades de materiais tóxicos ao meio ambiente e à saúde pública. No que se refere aos resíduos sólidos orgânicos, estes são materiais de fácil degradação e podem ser classificados como resíduos não perigosos. No entanto, quando não são segregados na fonte geradora, podem agregar partículas tóxicas, passando assim da condição de não tóxico para tóxico. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande - PB. Para realização deste estudo foi construído um biorreator de bancada, em tubo de PVC, circular, com volume de 0,028 m<sup>3</sup> e dimensões de 0,90m e 0,20m de altura e diâmetro interno, respectivamente. O biorreator foi preenchido com resíduos sólidos orgânicos provenientes do restaurante da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral. O monitoramento foi realizado de dezembro de 2013 a novembro de 2014. As amostras utilizadas foram coletadas quinzenalmente para realização das análises de pH, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal, fitotoxicidade e testes de lixiviação e solubilização. Os resultados obtidos indicaram que os resíduos sólidos orgânicos foram classificados como resíduos perigosos (Classe I), por conter concentrações de metais como, Al, Fe e Mn acima do estabelecido pela ABNT/NBR 10.004/2004. No entanto, apesar de elevadas, essas concentrações de metais não influenciaram nos índices de germinação e de crescimento das sementes de tomate (*Lycopersiconly copersicum*) e de repolho (*Brassica oleraceae*) ao longo do tempo de monitoramento dos resíduos no biorreator. Observou-se ainda, em relação à toxicidade do nitrogênio amoniacal, que, devido aos baixos valores de pH dos resíduos, a forma de amônia que prevaleceu no biorreator foi a forma ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), ou seja, não tóxica. A Análise dos Componentes Principais indicou a formação de grupos, relação e semelhança entre os parâmetros analisados durante o processo de biodegradação dos resíduos. A identificação de metais pesados acima dos limites da legislação confirmou a toxicidade dos resíduos da escola.

Palavras-chave: Toxicidade; Biorreatores; Resíduos Sólidos.

SILVA, E. M. **ANALYSIS OF THE TOXIC POTENTIAL IN SOLID ORGANIC WASTE OF A PUBLIC SCHOOL IN CAMPINA GRANDE – PB.** 2015. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande - UFCG.

### ABSTRACT

Municipal solid waste are composed of large amounts of toxic materials to the environment and public health. Regarding the organic solid waste, they are easily degradable and may be classified as non-hazardous waste. However, when these waste are not segregated at the source, they can aggregate toxic particles and to change from nontoxic to toxic condition. In this context, this study aims to evaluate the toxic potential of organic solid waste in a public school of *Campina Grande-PB*. To perform the experiment the author did the construction and instrumentation of a benchtop bioreactor, made of PVC pipe, with a volume of 0.028 m<sup>3</sup> and dimensions of 0.90m and 0.20m in height and inner diameter, respectively. The bioreactor was filled with organic solid waste from the restaurant at the State School of Middle Teaching *Severino Cabral*. The monitoring was carried out from December 2013 to November 2014. The samples were collected every two weeks to carry out the pH, total alkalinity, ammonia nitrogen, phytotoxicity and leaching and solubilization tests. The results indicated that the organic solid waste was classified as hazardous waste (Class I) because they contain concentrations of metals such as Al, Fe and Mn above the established by *ABNT/NBR 10,004/2004*. However, these metal high concentrations did not influence the rate of germination and growth of tomato (*Lycopersicon lycopersicum*) and cabbage (*Brassica oleracea*) seeds along the time tracking of waste in bioreactor. It was also observed in relation to the toxicity of nitrogen ammoniacal which due to the low pH levels of the waste in the form of ammoniacal, it prevailed in the bioreactor the ionized form (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) that is non-toxic. Principal Component Analysis indicated the formation of groups, relationship and similarity between the parameters measured during the waste biodegradation process. The identification of heavy metals above the legislation limits confirmed the toxicity in the waste of the school.

Keywords: Toxicity; bioreactors; Solid Waste

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema ilustrativo das classes dos resíduos sólidos .....	23
Figura 2 - Esquema ilustrativo da classificação dos biorreatores .....	28
Figura 3 - Classificação dos microrganismos em função do pH .....	37
Figura 4 - Etapas do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos.....	44

### Artigo 1

Figura 1 - Desenho esquemático do biorreator de bancada.....	47
Figura 2 - Teste de fitotoxicidade.....	48
Figura 3 - Comportamento do pH ao longo do tempo de monitoramento.	49
Figura 4 - GRS para as sementes de tomate no biorreator.....	52
Figura 5 - GRS para as sementes de repolho no biorreator.....	52
Figura 6 - CRR para as sementes de tomate no biorreator.....	52
Figura 7 - CRR para as sementes de repolho no biorreator.....	52
Figura 8 - Análise dos Componentes Principais.....	54

### Artigo 2

Figura 1 - Desenho esquemático do reator de bancada.....	60
Figura 2 - Comportamento do pH dos resíduos sólidos orgânicos.....	62
Figura 3 - Comportamento do nitrogênio amoniacal dos resíduos sólidos orgânicos.....	63
Figura 4 - Análise dos Componentes Principais.....	67

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Limite máximo permitido no extrato do lixiviado .....	26
Quadro 2 - Limite máximo permitido no extrato do solubilizado .....	26
Quadro 3 - Classificação dos elementos químicos em função da toxicidade...	33
Quadro 4 - Faixa de temperatura para crescimento de bactérias .....	40

### **Artigo 2**

Quadro 1 - Parâmetros e metodologias utilizadas nesta pesquisa.....	61
---	----

## LISTA DE TABELAS

### Artigo 1

Tabela 1 - Concentrações de metais e LMP para lixiviação .....	49
Tabela 2 - Concentrações de metais e LMP para solubilização .....	51
Tabela 3 – Matriz de Correlações dos parâmetros estatísticos .....	53

### Artigo 2

Tabela1- Matriz de correlações dos parâmetros.....	66
--	----

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E NOMEMCLATURAS

ABNT- Associação Brasileira de Normas e Técnicas

ABRELPE- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos

As - arsênio

Ca - cálcio

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Co - cobalto

Cu - cobre

Cd - cádmio

Cr - cromo

CRRT - Crescimento Relativo da Raiz de Tomate

CRRR - Crescimento Relativo da Raiz de Repolho

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETA - Estação de Tratamento de Água

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

Fe - ferro

GGA - Grupo de Geotecnia Ambiental

GEE - Gases do Efeito Estufa

GRST - Germinação Relativa da Semente de Tomate

GRSR - Germinação Relativa da Semente de Repolho

Hg - mercúrio

LMP - Limite Máximo Permissível

kgf/cm<sup>2</sup> - Quilograma força por centímetro quadrado

K - potássio

Mo - molibdênio

Mg - magnésio

Mn - manganês

Na - Sódio

N - Normalidade

NBR - Norma Brasileira

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Amônia ionizável

NH<sub>3</sub> - Amônia livre

Se - selênio

OMS - Organização Mundial de Saúde

PET - Politereftalato de etileno

Pb - chumbo

PMGIRS - Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos

PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PVC - Policloreto de Vinila

PCPR - Programa de Combate à Pobreza Rural

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

RSO - Resíduos Sólidos Orgânicos

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

Zn - zinco

## SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 .....	18
1 INTRODUÇÃO .....	18
1.2 OBJETIVOS .....	20
1.2.1 Geral .....	20
1.2.2 Específicos.....	20
CAPÍTULO 2 .....	21
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	21
2.1 Resíduos sólidos: Aspectos gerais .....	21
2.1.2 Classificação .....	22
2.2 Análise da classificação dos resíduos sólidos .....	24
2.2.1 Lixiviação e Solubilização .....	24
2.3 Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO).....	27
2.4 Biorreatores .....	28
2.5 Toxicidade dos Resíduos Sólidos .....	29
2.5.1 Fitotoxicidade .....	30
2.5.2 Componentes Tóxicos dos Resíduos .....	31
2.6 Fatores Intervenientes na Toxicidade dos Resíduos .....	36
2.6.1 Potencial Hidrogeniônico.....	36
2.6.2 Alcalinidade.....	38
2.6.3 Temperatura .....	39
2.6.4 Teor de umidade .....	40
2.6.5 Sólidos voláteis .....	41
2.6.6 Ácidos Voláteis.....	41
2.7 Degradação dos resíduos sólidos.....	42
2.7.1 Degradação Aeróbia .....	42
2.7.2 Degradação Anaeróbia .....	43
CAPÍTULO 3 - ARTIGOS.....	46
ARTIGO 1 .....	46
1 INTRODUÇÃO .....	47
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	47
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	48
3.2 Metais.....	49
3.3 Fitotoxicidade .....	52
3.4 Análise das Correlações Estatísticas .....	53
4 CONCLUSÕES .....	54
REFERÊNCIAS .....	55
ARTIGO 2 .....	57
1 INTRODUÇÃO .....	58
2 METODOLOGIA .....	59
2.1 Sistema experimental .....	59
2.2 Procedimento experimental .....	60
2.3 Análise estatística.....	61
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	61
3.1 Potencial Hidrogeniônico .....	61
3.2 Nitrogênio Amoniacal.....	63
3.3 Estatística.....	66
4 CONCLUSÕES .....	68

REFERÊNCIAS .....	68
CAPÍTULO 4 - CONCLUSÕES GERAIS.....	72
REFERÊNCIAS .....	73

## CAPÍTULO 1

### 1 INTRODUÇÃO

A problemática dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) não se refere apenas à questão ambiental, trata-se também de um problema econômico e social. O crescimento desordenado da população, associado à falta de planejamento das cidades permite que práticas inadequadas de destinação final dos RSU sejam cada vez mais frequentes, a exemplo do lançamento de resíduos em corpos de água ou diretamente sobre o solo, em lixões ou vazadouros a céu aberto. Tais ações potencializam a geração de impactos negativos ao meio ambiente.

De acordo com dados fornecidos pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), em 2008, o Brasil coletou e encaminhou para destinação final cerca de 188.815 toneladas de resíduos domiciliares e/ou públicos. Sendo que, desse total, cerca de 95 toneladas são de origem orgânica, correspondendo a 51,2% de todo o resíduo gerado no país. Esta matéria orgânica constitui os Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO), sendo assim chamados, os resíduos de origem animal ou vegetal, a exemplo de: restos de pescados, de frutas, de hortaliças, de carnes, folhas, sementes, cascas de ovos, entre outros.

Os RSO são materiais de fácil degradação e quando misturados com outras frações de resíduos sólidos, sua separação e classificação torna-se mais difícil, ocasionando problemas de disposição final, uma vez que o encaminhamento desses resíduos para aterros sanitários potencializa a geração e emissão de contaminantes e poluentes, tanto para atmosfera quanto para o solo (De GIOANNIS et al.,2008).

A composição e a quantidade dos RSO presentes nos RSU variam de acordo com fatores culturais, sociais, econômicos, sazonais e climáticos. Dentre estes, o fator econômico constitui-se um dos mais importantes, uma vez que a geração de resíduos sólidos está associada ao estágio de desenvolvimento da região, representando com isso preocupação ambiental e consequentemente problemas de saúde pública.

Embora os resíduos sólidos orgânicos sejam considerados resíduos isentos de contaminação, por serem provenientes, principalmente, das atividades de cocção de alimentos, a ausência de segregação destes resíduos na fonte geradora potencializa sua toxicidade, uma vez que, quando não dispostos separadamente, os RSO entram em contato com as demais frações de resíduos proporcionando a sua contaminação. De acordo Egreja Filho et al. (1999), a contaminação da matéria orgânica presente nos RSU pode ser ocasionada por adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas à massa orgânica úmida. Este tipo de contaminação se dá por fatores associados a aspectos físico-químicos como temperatura e pH.

Assim, em função da quantidade de resíduos gerados e da ausência de ações de gerenciamento adequado, o estudo do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos originados nas instituições de ensino é uma atividade oportuna, uma vez que pode servir como diretriz para o desenvolvimento de ações de gestão e gerenciamento nestes ambientes. Essa atividade torna-se ainda mais plausível naquelas instituições que funcionam em tempo integral, visto que nestes locais, a quantidade de resíduos gerados é bastante significativa e variada, sendo provenientes das diversas atividades desenvolvidas em sala de aula, além das cantinas e restaurantes.

## 1.2 OBJETIVOS

### **1.2.1 Geral**

Avaliar o potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos gerados em uma escola pública da cidade de Campina Grande - PB

### **1.2.2 Específicos**

- Verificar a toxicidade dos resíduos sólidos orgânicos por meio dos testes de fitotoxicidade em sementes de tomate e de repolho;
- Classificar os resíduos sólidos orgânicos em relação a sua toxicidade;
- Analisar a influência do pH, do nitrogênio amoniacal e dos metais na toxicidade dos resíduos sólidos orgânicos;
- Correlacionar estatisticamente os dados de fitotoxicidade dos resíduos com parâmetros físico-químicos.

## CAPÍTULO 2

### 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 2.1 Resíduos sólidos: Aspectos gerais

O avanço quantitativo dos resíduos sólidos tem sido atribuído ao constante crescimento populacional, aliado à forte industrialização e à melhoria no poder aquisitivo da sociedade, principalmente nas grandes cidades (Bidone e Povinelli, 1999). Com o objetivo de enfrentar as consequências sociais, econômicas e ambientais do manejo inadequado dos resíduos sólidos, a Política Nacional dos Resíduos Sólidos propõe a prática de sustentável, bem como a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos.

De acordo a Lei Federal nº 12.305 de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, os resíduos sólidos são:

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

Esses resíduos podem ainda serem definidos como matérias resultantes das atividades naturais e, principalmente, das atividades do homem em sociedade. Os fatores que regem sua origem e produção são basicamente: o aumento populacional e a intensidade da industrialização (LIMA, 2004).

De acordo com a NBR 10.004/04, são chamados resíduos sólidos, resíduos nos estado sólido e semisólido, sendo estes resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. De acordo com a classificação estabelecida por essa norma, os RSO podem ser classificados como resíduos classe II A – não inertes, por apresentarem características que podem oferecer riscos à saúde pública e ao meio ambiente, quando gerenciados de forma inadequada.

### **2.1.2 Classificação**

O método de classificação dos resíduos de acordo com a NBR 10.004/04 (Resíduos sólidos – Classificação) envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, e de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido. Existem várias formas de classificação dos resíduos sólidos, no entanto, as mais comuns são quanto à natureza e origem e quanto aos riscos de contaminação do ambiente.

#### *2.1.2.1 Quanto à natureza ou origem*

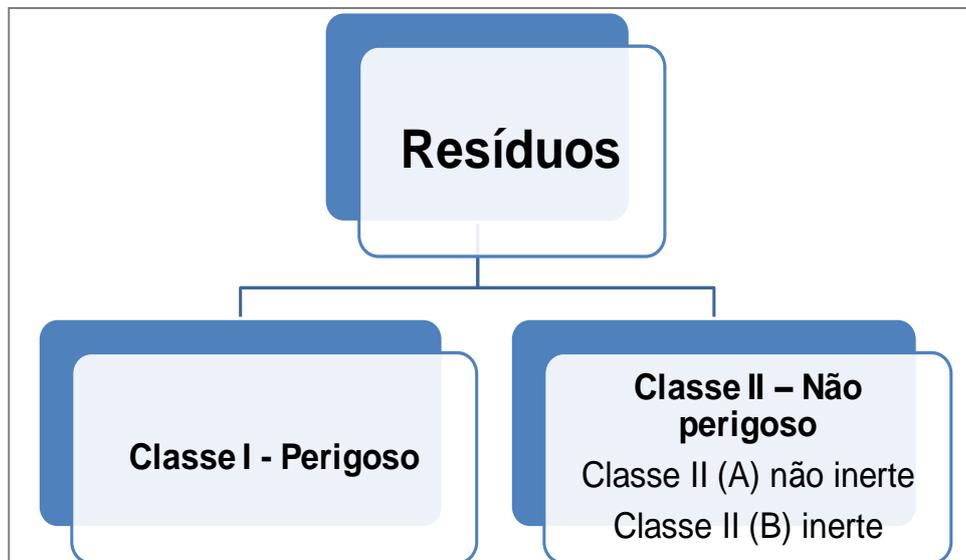
- a) Doméstico ou residencial:** são os resíduos gerados nas residências compostos por restos de alimentos, material potencialmente reciclável, como por exemplo, metal, plástico, vidro, papéis, papelão, entre outros. Além desses resíduos, encontra-se também o resíduo sanitário e matérias que em sua composição possuem substâncias potencialmente tóxicas.
- b) Comercial:** resíduos advindos das atividades comerciais e de serviços, tais como supermercados, lojas, bares, restaurantes, hotéis, dentre outros.
- c) Público:** são resíduos provenientes dos serviços de varrição e de limpeza pública urbana.
- d) Resíduos de fontes especiais:** são os resíduos originados dos serviços hospitalares, agrícolas, radioativo, industrial, portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários.

#### *2.1.2.2 Quanto ao risco de contaminação do meio ambiente*

Os resíduos sólidos podem ser classificados conforme a NBR 10.004/04 quanto aos riscos potenciais de contaminação que podem provocar ao meio

ambiente, em diferentes classes em função da periculosidade oferecida conforme apresenta-se na Figura 1.

Figura 1- Esquema ilustrativo das classes dos resíduos sólidos



Fonte: Adaptado da NBR 10.004/04.

Conforme apresentado na Figura 1, os resíduos sólidos são enquadrados em diferentes classes:

a) Classe I (Perigosos)

São aqueles que, apresentam riscos à saúde pública em função da sua inflamabilidade, corrosividade, patogenicidade, reatividade ou toxicidade, e ainda provocar riscos à saúde pública por meio do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou até provocar efeitos adversos ao meio ambiente quando são manuseados de forma inadequada.

b) Classe II-A (não inertes)

Não se enquadram nas classificações de resíduos Classe I ou perigosos. Esses resíduos apresentam características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade com possibilidade de acarretar riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

### c) Classe II-B (inertes)

Esta classe de resíduos não apresentam característica que ofereçam riscos à saúde humana ou do meio ambiente.

## 2.2 Análise da classificação dos resíduos sólidos

O processo de classificação dos resíduos sólidos não se dá de forma igual em todos os países. Isso ocorre, em função das peculiaridades existentes entre os diferentes resíduos produzidos nesses locais. Assim, a realização de correlações entre os resultados obtidos em estudos científicos, tem sido dificultada. Com o intuito de tentar uniformizar os critérios de classificação, a União Européia (EU) publicou o Catálogo Europeu de Resíduos onde surge a primeira sistematização de classificação dos resíduos sólidos para a comunidade (RUSSO, 2003).

No Brasil, a classificação dos resíduos sólidos é feita com base nos anexos da NBR 10.004/04. No entanto, quando não é possível a classificação por este meio, faz-se o enquadramento através da análise físico-química do extrato do lixiviado ou solubilizado obtido a partir da amostra bruta dos resíduos sólidos mediante a realização de testes de lixiviação e de solubilização (SILVA, 2012).

### **2.2.1 Lixiviação e Solubilização**

A classificação dos resíduos sólidos baseia-se normalmente na avaliação do comportamento destes quando em contato com um solvente. Sendo assim, a lixiviação é o procedimento mais utilizado para avaliar o potencial de transferência de matéria para o meio natural (CAUDURO e ROBERTO, 2002).

Segundo Baptista (2001), o processo de lixiviação é essencial para classificar os resíduos de acordo com a sua periculosidade. Esse processo consiste no arraste das substâncias presentes nos componentes sólidos, por meio da dissolução em um líquido extrator. Assim, analisa o potencial que os resíduos possuem de liberar substâncias químicas, quando expostos a um ambiente adverso.

Esses testes são empregados na avaliação da estabilidade química dos resíduos quando estes entram em contato com soluções aquosas, permitindo verificar o grau de mobilização ou de disponibilidade dos constituintes. Dessa forma, podem servir para modelar a migração de um contaminante de uma matriz sólida para o meio ambiente em condições reais. Sendo assim, estas informações, podem ser empregadas em análises de risco em relação à destinação final, bem como para alternativas de transporte dos resíduos (NEDER,1998).

Em nível mundial, existem diversas metodologias para realização dos testes de lixiviação, sendo a escolha metodológica feita entre o órgão ambiental responsável e o gerador. Os testes mais utilizados são os americanos e franceses: “Environmental Protection Agency’s Extraction Procedure (EP), Toxicity Test”, o “Toxic CharacterisitcsLeaching Procedure” (TCLP) e “Essai de lixiviation - AFNOR X-31-210/92”(CHAMIE, 1994). No Brasil, o teste utilizado é especificado pela NBR 10.005/04 (Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos). De acordo com esta norma, a lixiviação consiste na determinação da capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, através da dissolução em um meio extrator.

A NBR 10.005/2004 fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, objetivando diferenciar os resíduos de classe I (perigosos) e os de classe II (não perigosos), bem como a determinação dos Limites Máximos Permissíveis (LMP) para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes.

No Quadro 1 mostra-se os LMP estabelecidos para o extrato do lixiviado dos resíduos sólidos, segundo o anexo F da NBR 10.004/04. É importante ressaltar que esta norma não especifica Limites Máximos Permitidos(LMP) para os metais Cobre, Ferro, Manganês, Níquel e Zinco. Sendo assim, para esses metais, utilizam-se os LMP estabelecidos na Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

Quadro 1 - Limite máximo permitido no extrato do lixiviado

Parâmetro	VMP (mg.L <sup>-1</sup> )
Cádmio	0,5*
Chumbo	1,0*
Cromo Total	5,0*
Ferro	0,3**
Zinco	5,0**
Níquel	0,07**
Manganês	0,1**
Cobre	2,0**

\*LMP estabelecidos pela NBR 10.004/2004;

\*\*LMP estabelecidos pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

A solubilização é o processo no qual uma ou mais substâncias se misturam de forma homogênea com outra substância. O termo solubilidade é utilizado tanto para designar o fenômeno qualitativo do processo (dissolução) como para expressar quantitativamente a concentração das soluções.

Os testes de solubilização de resíduos são realizados objetivando diferenciar os resíduos da classe II A e II B. Assim, busca-se demonstrar que, uma vez em contato com água, o resíduo não modificaria a qualidade dos padrões de potabilidade da água (ABNT, 2004). No Quadro 2 apresentam-se os LMP estabelecidos para o extrato do solubilizado dos resíduos sólidos, segundo o anexo G da NBR/10.004/04.

A utilização dos testes de lixiviação e de solubilização é de fundamental importância na avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos. A partir disto, verificar qual é a melhor alternativa de destinação e de disposição final desses resíduos.

Quadro 2- Limite máximo permitido no extrato do solubilizado

Parâmetro	VMP (mg.L <sup>-1</sup> )
Cádmio	0,005*
Chumbo	0,01*
Cromo Total	0,05*
Ferro	0,3*
Zinco	5,0*
Níquel	0,07**
Manganês	0,1*
Cobre	2,0*
Alumínio	0,2*

\*LMP estabelecidos pela NBR 10.00/2004.

\*\*LMP estabelecidos pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

### 2.3 Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO)

Do percentual dos RSU gerados no Brasil em 2012, cerca de 50% constituíam-se de matéria orgânica (ABRELPE, 2012). Essa matéria orgânica compõe os RSO, sendo assim chamados, todos os resíduos de origem animal ou vegetal. Em alguns municípios, a exemplo de Campina Grande – PB, cerca de 43% do total de resíduos sólidos domiciliares constitui-se de resíduos sólidos orgânicos, de acordo com dados do Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de Campina Grande em 2014 (PMGIRS, 2014).

Os RSO representam a parte putrescível e não putrescível dos resíduos sólidos urbanos, rurais e de alguns tipos de resíduos indústrias. Enquadram-se também nesta categoria os resíduos oriundos de Estações de Tratamento de Água (ETAs), Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico (ETEs) e da coleta e processamento de resíduos coletados nas áreas urbanas, tais como restos de alimentos, papéis, papelão, podas de árvores, resíduos das indústrias de alimentos e de atividades agrícolas, como ração, adubos, restos de colheita, entre outros (SILVA, 2009).

Desta forma, os RSO podem ser definidos como materiais de fácil degradação pelos microrganismos, sendo seu processo de decomposição iniciado logo após a sua geração. Quando manejados de forma inadequada, tornam-se a principal fonte de poluição e contaminação do solo e, dos corpos hídricos, pois gera lixiviados, com elevada concentração de DQO e, em muitos casos, dependendo do tipo de resíduo, a presença de metais pesados (Okumu e Nyenje, 2011). Além disso, os resíduos orgânicos são também responsáveis pela poluição do ar, por meio da geração de gases tóxicos provenientes da degradação no processo da digestão anaeróbia (HARTMANN e AHRING, 2005; HUI et al., 2006).

Pesquisadores, na área de resíduos sólidos, têm desenvolvido estudos relacionados aos RSO. Cita-se com exemplo, o estudo desenvolvido por Araújo et al. (2013), que avaliaram o comportamento de bactérias aeróbias em biorreatores de bancada preenchidos com resíduos sólidos orgânicos e verificaram que estas bactérias são microrganismos importantes para a biodegradação dos resíduos, uma vez que podem transformar os resíduos em

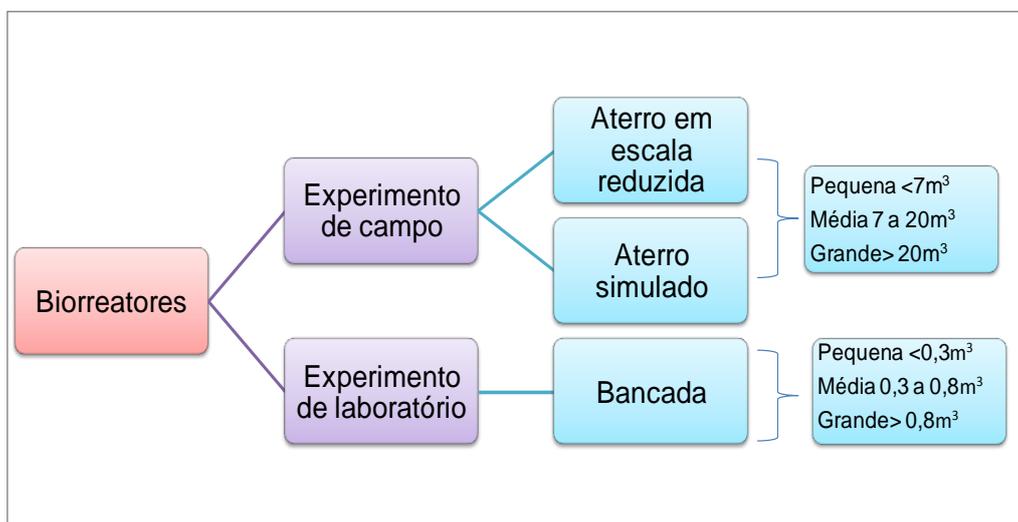
compostos mais simples que podem ser assimilados ou reaproveitados por outros microrganismos.

## 2.4 Biorreatores

Os biorreatores são equipamentos que podem ser utilizados em escala laboratorial ou campo, os quais podem ser empregados para estudar o comportamento da massa de resíduos quanto aos aspectos físicos, químicos e microbiológicos, contribuindo para a compreensão das rotas metabólicas da degradação de produtos orgânicos (BARLAZ et al., 1989; LEVINE et al., 2005).

Conforme apresentado na Figura 2, os biorreatores podem apresentar diversas configurações e arranjos, podendo estes ser classificados de diferentes formas.

Figura 2 - Esquema ilustrativo da classificação dos biorreatores



Fonte: Adaptado de ALCÂNTARA, 2007.

Observa-se por meio da Figura 2, que os biorreatores em nível de experimento de campo apresentam-se como biorreatores em escala reduzida ou ainda simulado. Estes possuem três escalas diferentes, sendo essas, pequena, quando possuem volume menor que  $7\text{m}^3$ , média quando apresentam volumes entre 7 e  $20\text{m}^3$  e grande quando seu volume é superior a  $20\text{m}^3$ . Os biorreatores em escala de laboratório possuem escalas menores. Sendo que, os de pequena escala, apresenta volume inferior a  $0,3\text{m}^3$ , os de tamanho

médio, de 0,3 a 0,8 m<sup>3</sup> e os de escala grande, possuem volume acima de 0,8m<sup>3</sup>.

O uso de biorreatores têm sido cada vez mais frequentes em estudos de resíduos sólidos urbanos, simulando aterros sanitários de RSU. Tais estudos, envolvem diversos tipos de biorreatores, sendo esses apresentados em experimento de campo e de laboratório, entre os quais citam-se os estudados por: JONH, (2004); LEVINE et al., (2005); MONTEIRO, (2006); RIBEIRO, (2012); FEISTHER, (2013).

De acordo com Alcântara (2007), os biorreatores em escala laboratorial podem ser montados com custos relativamente baixos, e as principais variáveis intervenientes no processo de biodegradação dos resíduos, como temperatura, pH e umidade, podem ser facilmente controladas, permitindo a simulação de condições adversas, podendo assim obter-se uma melhor compreensão dos fenômenos envolvidos.

Dentre as vantagens de se realizar estudos em biorreatores pode-se citar, por exemplo, a redução no tempo de tratamento, devido a maiores contatos entre os microrganismos, nutrientes e compostos tóxicos. Além disso, todos os parâmetros do processo podem ser controlados e otimizados, reduzindo ou eliminando as limitações de transferência de massa (MINATTI, 2009).

## 2.5 Toxicidade dos Resíduos Sólidos

A toxicidade, de acordo com Soares (2001), refere-se ao efeito específico de certos íons, especialmente cloreto, sódio e boro, sobre as plantas, afetando o seu desenvolvimento, independente do efeito osmótico da salinidade. Assim, a toxicidade é uma propriedade inerente à substância a qual gera efeitos nocivos aos organismos que são expostos a tal, por um período de tempo determinado e a uma concentração específica (NBR/10.004, 2004).

Em aterros sanitários, por exemplo, a toxicidade está relacionada à concentração da substância tóxica, à forma de aplicação do agente, ao tempo de exposição, a fatores ambientais como pH e temperatura e a possíveis efeitos antagônicos e sinérgicos. Os principais agentes tóxicos verificados em processos anaeróbios, como é o caso dos aterros sanitários, 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).

A identificação dos contaminantes responsáveis pela toxidez é muito difícil, em função do número restrito de componentes químicos detectados por análise de rotina, da complexidade dos resíduos e da incerteza de sua biodisponibilidade. Deste modo, avaliar a toxidez é uma ferramenta importante uma vez que possibilita a identificação dos agentes tóxicos dos resíduos (LINS, 2005).

### **2.5.1 Fitotoxicidade**

A apreciação do potencial tóxico dos resíduos sólidos sobre o meio ambiente pode ser identificada de maneira simples, rápida e a baixo custo por meio de testes de fitotoxicidade, que avaliam o efeito das substâncias tóxicas sobre as plantas, indicando sua influência no desenvolvimento destas.

De acordo com Morel e Guillemain (2004), a fitotoxicidade indica o efeito tóxico que substâncias químicas ou uma mistura complexa tem sobre as espécies de plantas, avaliando os efeitos dos poluentes sobre o crescimento e a germinação. Esta última compreende uma sequência ordenada de eventos metabólicos, que resulta no reinício do desenvolvimento do embrião, originando uma plântula normal (MARCOS FILHO, 1986).

Para a realização dos testes de fitotoxicidade podem ser utilizadas diversas sementes, tais como tomate (*Lycopersicon lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), cebola (*Allium cepa*), pepino (*Cucumissativus*), cevada (*Hordeum vulgare L.*), alface (*Lactuca sativa*), cenoura (*Daucuscarota*), entre outras. Dentre estas, as de tomate e repolho, são as espécies olerícolas mais recomendadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), por serem espécies que possuem alta taxa de germinação e elevada sensibilidade a toxicidade (WANG e KETURE, 1990).

Os ensaios de fitotoxicidade e análise de metais são realizados para avaliar o nível de toxicidade, bem como seus efeitos na biota microbiana. Além disso, os testes de fitotoxicidade podem ser utilizados a fim de evitar desastres ambientais se os resíduos forem reutilizados (MELO, 2003).

Desse modo, os testes de fitotoxicidade têm sido utilizados em diferentes estudos. Trabalhos desenvolvidos por Tíquia e Hodgkiss (1996), por exemplo, analisaram a fitotoxicidade em resíduo sólidos de compostos orgânicos em pilhas de compostagem. Os autores observaram que o aumento nos valores dos índices de germinação e de crescimento de plantas ocorreu com a redução das concentrações de nitrogênio.

Estudos realizados por Rodrigues et al. (2013) verificaram a influência espacial e temporal da fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e de extrato aquoso de sedimentos de um córrego urbano quanto às características germinativas e de crescimento inicial das sementes de alface (*Lactuca sativa*). Os autores constataram que água e o sedimento apresentaram efeito fitotóxico sobre germinação. Evidenciou-se, também, variação temporal significativa relacionada com o regime pluviométrico para o teste de fitotoxicidade.

## **2.5.2 Componentes Tóxicos dos Resíduos**

### **2.5.2.1 Metais**

De acordo com Tan (2000), conceitualmente, metais pesados são elementos que possuem número atômico maior que 20 e peso específico maior que 5 g/cm<sup>3</sup>. Existem também outras formas para denominar os metais pesados que são: metais tóxicos; elementos potencialmente tóxicos ou elementos traço. Porém, o termo elemento traço, segundo Malavolta (1994), na química analítica quantitativa é reservado para designar concentrações de elementos que não podem ser quantificado pelo método empregado em sua determinação por apresentarem concentrações muito baixas.

Apesar de o termo “metais pesados” ser adotado normalmente quando se refere a metais associados à poluição e toxidade, alguns destes elementos atende aos critérios de essencialidade as plantas, animais e aos homens. O Sódio (Na), magnésio (Mg), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), cobre (Cu), zinco (Zn) e molibdênio (Mo), são elementos essenciais a fisiologia humana. Outros como o mercúrio (Hg), o chumbo (Pb), o cádmio (Cd), e o arsênio (As), são muito tóxicos ao homem mesmo que presentes em pequenas concentrações. Estes metais são

responsáveis pela maioria dos problemas de saúde devido à poluição do meio ambiente (SCHROEDER, 1996; WHO, 1996).

Os metais são essenciais aos organismos de origem animal e vegetal quando se apresentam em pequenas quantidades. No entanto, quando encontrados em excesso, desencadeiam vários problemas ambientais e de saúde pública, devendo ser vistos com preocupação, especialmente por serem elementos não-degradáveis os quais permanecem por um longo tempo no ambiente, atingindo a cadeia trófica (MANAHAN, 1992).

Entre os metais pesados mais estudados, encontram-se elementos não essenciais para os vegetais, como Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Cromo (Cr) e Mercúrio (Hg); e os micronutrientes Cobre (Cu), Zinco (Zn), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Molibdênio (Mo) (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

Conforme Alloway e Ayres (1997), os metais pesados ocorrem naturalmente, constituindo menos de 1% das rochas da crosta terrestre. E, quanto à origem, podem ser litogênicos, quando provenientes de fontes geológicas, como resíduos de rocha ou liberados pelo intemperismo, ou antropogênicos, quando adicionados ao solo pela atividade humana, por meio das atividades de mineração e da aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes (CAMARGO et al., 2001).

O Manganês, por exemplo, é um elemento essencial para os microrganismos do solo e plantas. No entanto, concentrações acima dos limites ideais podem acarretar problemas de toxicidade aos seres vivos, sendo a redução do pH um dos fatores que mais contribuem para o aumento da sua biodisponibilidade (ALLOY, 1995).

Alguns metais podem ter a mobilidade aumentada quando encontram-se em competição com outros metais. A mobilidade dos metais está inversamente relacionada à sua adsorção. O pH influencia na adsorção de metais pesados, já que, em conjunto com o potencial redox, determina o equilíbrio entre as forma iônicas e hidrolisadas dos metais (NASCENTES, 2006).

De acordo com Förstner e Wittmann (1983), os elementos químicos podem ser divididos nas seguintes classes: Classe 1- não-crítico; Classe 2 - tóxico, mas muito insolúvel ou muito raro e; Classe 3 - muito tóxico e relativamente disponível. No Quadro 3, apresenta-se a classificação de alguns elementos químicos em função da sua toxicidade.

Quadro 3 - Classificação dos elementos químicos em função da toxicidade

NÃO CRÍTICO	TÓXICO	MUITO TÓXICO
Na - Sódio	Ti – Titânio	Be - Berílio
K - Potássio	Hf – Háfnio	As - Arsênio
Mg - Magnésio	Zr – Zircônio	Au - Ouro
Ca - Cálcio	Ba – Bário	Ni - Níquel
Fe - Ferro	Os – Ósmio	Zn - Zinco
Al - Alumínio	Ir – Irídio	Cd - Cádmio
Rb - Rubídio	Nb – Nióbio	Ag - Prata
Sr - Estrôncio	Ta – Tântalo	Hg - Mercúrio
Cl - Cloro	Re – Rênio	Pb - Chumbo

Fonte: Adaptado de FÖRSTNER e WITTMANN, 1983.

De acordo com Monteiro (2003), os metais pesados são tóxicos a digestão anaeróbia, mesmo em pequenas concentrações. Isso ocorre porque durante as primeiras fases da digestão, hidrólise e a acidogênese, os metais tendem a se solubilizar quando são desprendidos da fração sólida e aderidos ao lixiviado. No decorrer do processo, fase acetogênese, as concentrações tendem a aumentar acarretando maior toxicidade ao meio em função da lixiviação dos microrganismos e da acidez. E, por fim, durante a fase metanogênica, as concentrações de metais reduzem em função da precipitação resultante do tamponamento do meio, daí então, inicia-se o processo de formação dos hidróxidos, deixando os metais menos solúveis e menos perigosos.

Em relação à toxicidade para as plantas, o Cd, Pb, e Hg não são considerados nutrientes vegetais, mas estes metais podem ser absorvidos pelas plantas junto ao Fe, Cu, Mn, Zn e Ni (Tan, 2000). E, por não serem metabolizados, os metais tendem a se acumular em todos os organismos vivos. A capacidade da biomassa das plantas em acumular altas concentrações de metais sem efeitos prejudiciais ao seu crescimento enfatiza seu potencial em retirar metais de solos e da água (Raskin e Ensley, 2000). No entanto, a absorção de metais pesados varia de acordo com a espécie vegetal

e entre as diferentes partes da planta, absorvendo pelas raízes, íons tóxicos de metais pesados, particularmente Cd, Pb, Cu, Hg, Zn e Ni, que se acumulam em suas células (MOHR e SCHOPFER, 1995).

#### *2.5.2.2 Nitrogênio Amoniacal*

O nitrogênio amoniacal apresenta-se em duas em duas formas distintas, sendo elas: a amônia livre ou não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) e amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ). A soma de suas concentrações igual a amônia total ou nitrogênio amoniacal, ou ainda, nitrogênio amoniacal total (REIS e MENDONÇA, 2009).

A amônia é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e que em concentração baixa, não causa dano fisiológico aos animais (Piedras, et al., 2006). No entanto, de acordo com Moura, (2008) quando esta apresenta-se em concentrações elevadas são potencialmente tóxicas aos microrganismos, podendo interferir no processo de biodegradação dos resíduos sólidos em aterros sanitários, por exemplo.

Conforme Silva (2012), os efeitos tóxicos da amônia podem ser observados quando esta apresenta-se em elevadas concentrações no meio, provocando impactos ambientais, entre esses a morte de animais, pássaros, peixes e morte ou baixa taxa de crescimento nas plantas. Em longo prazo, esses efeitos, são variados, tais como aparecimento de problemas relacionados à reprodução, baixa fertilidade, e mudanças na aparência ou no comportamento de organismos. Estas alterações podem ser consideradas muito tempo depois da primeira exposição à amônia. Sob condições normais de temperatura e de pH, a amônia pode apresentar toxicidade moderada em ambientes aquáticos.

A formação da amônia, de acordo com Esteves (1998), ocorre por meio dos processos de decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica. A oxidação biológica desses compostos a nitrato é denominada nitrificação. Sendo a nitrificação caracterizada pela utilização de compostos inorgânicos reduzidos, a íon amônio, por exemplo, como doadores de hidrogênio, sendo que, através de sua oxidação, os microrganismos obtêm os equivalentes de redução para o processo de síntese.

No ambiente aquático, o nitrogênio pode ser encontrado sob diferentes formas, tais como na forma de amônia, óxido nitroso, amoníaco, nitrito, nitrato,

entre outras. A amônia quando dissolvida na água encontra-se em equilíbrio entre a forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), denominada íon amônio, ou simplesmente amônio e a não ionizada, ou livre ( $\text{NH}_3$ ), conhecida como amônia. O equilíbrio deste é influenciado pelo pH, temperatura e salinidade (SILVA, 2012). Quando ocorre algum tipo de alteração desses parâmetros, conseqüentemente tem-se a variação da concentração das diversas formas de nitrogênio, podendo atingir níveis tóxicos para os peixes. A amônia estende-se facilmente através das membranas respiratórias dificultando as trocas gasosas entre o animal e a água, desestabilizando o sistema de osmorregulação (ARANA, 1997).

A amônia, em ambiente aquoso forma o Hidróxido de Amônio ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ), substância altamente tóxica que em grandes concentrações tem o efeito de uma base corrosiva. Podendo ser nociva para o homem, quando ingerido, inalado e absorvido pela pele, e ao meio ambiente, por meio da contaminação dos corpos de água. Quanto mais ácido for o pH, mais  $\text{NH}_4\text{OH}$  é neutralizado reduzindo a toxicidade da amônia. Ao contrário, quanto mais alcalino for o pH do meio, maior a capacidade de contaminação da Amônia (AVILA et al., 2011).

Como pode-se observar, o pH é uma variável importante que influencia em vários processos biológicos e químicos. Constitui-se também, em um dos parâmetros mais importantes na análise da toxicidade da amônia, visto que este influencia diretamente no seu potencial tóxico. Além disso, o valor do pH afeta de maneira significativa em outras variáveis, a exemplo do aumento da solubilidade de metais pesados. Desse modo, o monitoramento do pH é de suma importância na avaliação e controle da poluição ambiental.

### 2.5.2.3 Biogás

O biogás é resultante do processo de decomposição da matéria orgânica, como alimentos, plantas, esterco de animais, lodo de esgoto, porções biodegradável dos resíduos sólidos urbanos, etc. O gás gerado em um processo fermentativo de aterro é uma mistura gasosa composta que pode variar de 40 a 70% de metano ( $\text{CH}_4$ ), sendo o restante constituído principalmente o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) com traços de outros gases, em diferentes proporções. Devido ao alto poder calorífico do metano, entre 5.000 a 6.000 Kcal/m<sup>3</sup> este pode substituir, por exemplo, o gás liquefeito do petróleo

(GLP), que embora possua maior poder calorífico ( $11.000 \text{ Kcal.m}^{-3}$ ) é mais tóxico (TEIXEIRA, 2003; ABBASI, et al., 2012).

A emissão do biogás para a atmosfera potencializa os problemas de poluição em nível local e global necessitando, portanto, que essas emissões sejam mitigadas e controladas. Os gases liberados em nível local, como por exemplo, em áreas circunvizinha a aterros ou lixões possuem efeitos que variam do mau odor até possíveis patologias a comunidade local (MACIEL, 2003).

Em relação à poluição atmosférica global, o principal efeito da liberação do biogás é a intensificação do aquecimento da atmosfera terrestre que vem gerando grandes discussões nos últimos anos. Uma vez que, o  $\text{CH}_4$  é o segundo maior contribuinte para o aquecimento global, seguido apenas do  $\text{CO}_2$ , entre as emissões antrópicas de gases do efeito estufa (GEE). Estima-se que o  $\text{CH}_4$  seja 21 vezes mais prejudicial que o  $\text{CO}_2$  no aprisionamento de calor na atmosfera (BORSARI, 2009).

Os poluentes atmosféricos podem afetar propriedades atmosféricas, como a redução de visibilidade, alteração na radiação solar, ou a distribuição de temperatura e ventos (Schlesinger, 1991; Miguel, 1992). Além disso, conforme Dorn et al. (1998); Dorne Salanitro, (2000) os hidrocarbonetos podem comprometer o desenvolvimento de animais e plantas. A inibição da germinação e a diminuição do crescimento vegetal, bem como a morte das plantas são indicadores da toxicidade dos hidrocarbonetos (Rivera-Cruz e Trujillo-Narcía, 2004).

## 2.6 Fatores Intervenientes na Toxicidade dos Resíduos

### **2.6.1 Potencial Hidrogeniônico**

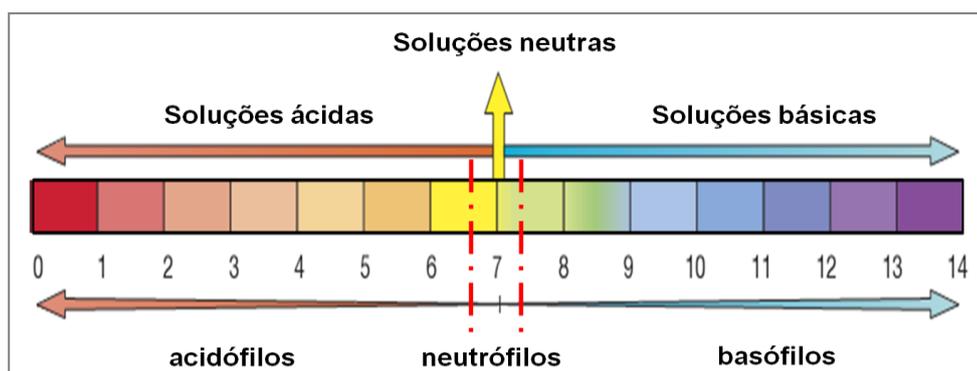
O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio  $\text{H}^+$  em escala anti-logarítmica, indicando condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma solução aquosa. Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

Conforme Kiehl (1998), no início do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, o pH encontra-se normalmente mais baixo uma vez que,

nesse período, desenvolvem-se traços de diversos ácidos minerais, a exemplo, do ácido acético e toxinas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade germinação e crescimento de plantas.

Assim, o pH representa um dos parâmetros mais importantes para o entendimento das reações ocorridas em aterros sanitários uma vez que, a maioria dos microrganismos se desenvolvem em um pH ótimo (6,5 e 7,5) próximo da neutralidade (TCHOBANOGLIOUS et al.,1993). Em função desse parâmetro, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos, conforme pode ser verificado na Figura 3.

Figura 3 - Classificação dos microrganismos em função do pH



Fonte: Adaptado de GODINHO, 2012.

O pH pode variar a medida em que irá ocorrendo o processo de degradação dos resíduos em que, no início do processo degradativo, o pH é mais baixo em virtude da produção de ácidos pelas bactérias hidrolíticas e fermentativas e quando o processo de degradação biológica da matéria orgânica se intensifica, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de gases (POHLAND e HARPER, 1985).

De acordo com Castilhos Jr. (2003), nos processos anaeróbios, há grande produção de substâncias de caráter ácido, em decorrência das reações de hidrólise, isso faz com que, devido a capacidade de tamponação do meio, os valores do pH tendam a baixar no início do processo. Desse modo, a capacidade tamponante é consequência da ação dos íons bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos e compostos nitrogenados responsáveis pela alcalinidade. O processo de biodigestão anaeróbia pode ser comprometido pelo

pH de forma direta, quando afeta as atividades enzimáticas, ou de forma indireta, quando influencia a toxicidade de algum composto, alterando o potencial de oxirredução do meio.

Além disso, este parâmetro influencia na solubilidade das substâncias (sais metálicos), na predominância de espécies mais ou menos tóxicas, bem como nos processos de adsorção/sedimentação dos metais e outras substâncias no meio aquoso. Pode-se citar, por exemplo, a concentração do íon amônio e da amônia é relacionada pela Equação 01 de equilíbrio:



Para valores de pH crescentes e temperaturas elevadas, o equilíbrio favorece a formação da amônia ( $\text{NH}_3$ ), a qual é fortemente tóxica para os peixes.

### **2.6.2 Alcalinidade**

De acordo com Silva e Oliveira (2001) a alcalinidade de um líquido é a capacidade de neutralização de ácidos e equivale à soma de todas as bases tituladas. Esse parâmetro é a medida de uma propriedade do líquido associada à sua capacidade de tamponamento e só pode ser interpretada em função de substâncias específicas, quando a composição química da amostra analisada é conhecida. O valor determinado pode variar significativamente, dependendo do valor do pH final usado como referência.

Este parâmetro é a medida da capacidade tampão do processo, ou seja, relaciona-se a sua estabilidade, que possibilita determinar a tolerância em ácidos graxos voláteis para que o valor do pH se mantenha na gama pretendida. Uma alcalinidade entre 2500 e 5000  $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  é suficiente para se obter um adequado poder tampão no sistema (ANASTÁCIO, 2010).

A alcalinidade é devida principalmente a presença de hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) e elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia. Além desses, existem outros elementos que contribuem para a alcalinidade, a exemplo dos silicatos, boratos e fosfatos. A

alcalinidade total é a soma da alcalinidade produzida por todos esses íons (METCALF e EDDY, 2003).

Segundo Contrera (2008), no caso específico de resíduos de aterros sanitários, a alcalinidade total está intimamente ligada às concentrações de N-amoniaco, pois nos lixiviados, a amônia aparece predominantemente na forma de bicarbonato de amônio.

Em relação à toxicidade, a alcalinidade é um parâmetro importante a ser considerado. Conforme Araújo et al. (2002), a alcalinidade contribui para a precipitação de muitos metais, pois a elevada alcalinidade conduz a maior agregação de metais pesados, pela precipitação.

### **2.6.3 Temperatura**

De acordo com Alcântara (2007), a temperatura é um parâmetro de fundamental importância nos processos biodegradativos, pois afeta diretamente o metabolismo dos microrganismos. Em geral, dentro de determinados limites, menor temperatura, significa menor taxa de conversão do material orgânico presente nos resíduos por meio da ação bioquímica de microrganismos.

A temperatura influencia diretamente na atividade dos microrganismos responsáveis pela degradação dos resíduos sólidos. Os microrganismos presentes nos resíduos não são capazes de controlar a própria temperatura, ficando então vulneráveis a temperatura do meio, favorecendo com isto que apareçam diferentes tipos de microrganismos para as variadas faixas de temperatura (JUNQUEIRA, 2000).

De acordo com Monteiro (2003), a comunidade microbiana possui uma faixa de temperatura ótima para se desenvolver, ou seja, a uma determinada temperatura a taxa de desenvolvimento dos microrganismos aumenta. No Quadro 4, pode-se observar que cada tipo de microrganismo possui uma faixa ótima de temperatura para se desenvolver.

Quadro 4 - Faixa de temperatura para crescimento de bactérias

<b>Classificação</b>	<b>Faixa (°C)</b>	<b>Ótima (°C)</b>
Termófilos	25 - 80	50 – 60
Mesófilos	10 - 45	20 – 40
Psicrófilos	5 - 30	10 – 20

Fonte:TORTORA et al., 2000.

Assim como o pH, a temperatura também pode influenciar na toxicidade de alguns parâmetros, como por exemplo, na toxicidade da amônia. Conforme Reis e Medonça (2009), a temperatura desloca o equilíbrio químico no sentido da amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ), que é a forma tóxica da amônia.

#### **2.6.4 Teor de umidade**

O teor de umidade é a quantidade de água presente na massa de resíduos sólidos. De acordo com Melo (2011), este parâmetro é a relação entre o peso de água e o peso dos sólidos contidos em determinado volume de material. Sua determinação é de fundamental importância uma vez que, este pode ser fator limitante no desenvolvimento dos microrganismos que decompõem a matéria orgânica existente nos resíduos sólidos.

Conforme Lange et al. (2002), o conhecimento desse parâmetro é importante pois esse fornece um dado preliminar para a estimativa do tempo para geração de lixiviado, visto que este se forma quando a massa de resíduos atinge a capacidade de campo, ou seja, quando atinge a saturação de umidade pela soma de sua umidade natural e da água percolada oriunda de precipitações e demais infiltrações.

Este parâmetro é influenciado por três fatores: a composição dos resíduos, as condições climáticas e as práticas de coleta de líquidos. Para os processos de decomposição, estima-se que os valores de umidade considerados adequados deve está na faixa entre 40% e 60%. Se estes, apresentam-se fora dessa faixa podem prejudicar a atividade metabólica dos microrganismos, desestabilizando célula de resíduos (OLIVEIRA, 2001).

Em aterros sanitários, por exemplo, a umidade em excesso ocasionada pela infiltração das águas das chuvas, pode acarretar em uma carga extra de oxigênio que entraria nas células, aumentando o número de bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando uma desestabilização do meio, pois o ambiente interno passaria por variações de temperatura, alterando as condições iniciais estabelecidas no interior da massa de resíduos (MONTEIRO, 2003).

### **2.6.5 Sólidos voláteis**

Os sólidos voláteis, de acordo com Reichert (2005), representam o resultado da subtração dos sólidos totais e das cinzas obtidas após combustão completa dos resíduos. O conhecimento da fração de sólidos voláteis é importante, uma vez que, por meio desse é possível avaliar o grau de degradabilidade dos resíduos ao longo do tempo.

A determinação deste parâmetro também é de grande importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de resíduos (Knochenmus et al.1998). De acordo com Monteiro (2003), os teores dos sólidos voláteis presentes na fração líquida resultante do processo de decomposição representam a parcela facilmente degradável, ou seja, os primeiros resultados da atividade microbiana. Altos teores de sólidos voláteis indicam a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que a matéria orgânica já passou por um processo acentuado de degradação.

### **2.6.6 Ácidos Voláteis**

A análise dos ácidos orgânicos voláteis é de fundamental importância em processos de degradação de resíduos, tendo em vista que, estes se apresentam com indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios dos resíduos sólidos. Estes ácidos são gerados e consumidos nas fases acidogênica e metanogênica, respectivamente (METCALF e EDDY, 1993).

Este parâmetro está entre os compostos mais importantes para a digestão anaeróbia e o seu estudo é de fundamental importância para

compreender o processo da digestão dos resíduos uma vez que, os ácidos voláteis advêm da solubilização do material particulado e passam a ser substratos ou material tóxico para algumas espécies bacterianas responsáveis pela bioestabilização da matéria orgânica. Estes ácidos podem ser destilados sob pressão atmosférica por isso são chamados de voláteis. Quando acumulados, estes ácidos podem influenciar negativamente na digestão anaeróbia se a capacidade de tamponamento extrapolar e o pH baixar (DILLENBURG, 2006; LEITE, 2008).

## 2.7 Degradação dos resíduos sólidos

A velocidade de degradação é determinada por fatores intrínsecos e extrínsecos tais como: tipos de organismos em decomposição e a capacidade enzimática da comunidade microbiana. Além desses, o ambiente abiótico como, por exemplo, a temperatura, disponibilidade de oxigênio dissolvido, pH, bem como a qualidade da matéria orgânica constituem-se em fatores que contribuem na degradação dos resíduos sólidos (BIANCHINI Jr. et al., 2014).

A degradação dos resíduos sólidos urbanos, de acordo com Cunha (2009), é constituída por meio dos mecanismos físico-químicos e biológicos os quais ocorrem na presença de água, bem como na presença ou ausência de oxigênio. Assim, a água contida na massa de resíduos é de suma importância, pois contribui no processo de degradação e funciona como catalisador das reações. Os microrganismos envolvidos no processo são principalmente os heterótrofos, esses utilizam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas.

Os metabolismos predominantes são os aeróbios e anaeróbios. Sendo assim, o processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos ocorre em duas fases distintas: fase aeróbia e fase anaeróbia.

### **2.7.1 Degradação Aeróbia**

Nesta fase, os microrganismos se desenvolvem em presença de oxigênio molecular. Portanto, sua duração é curta, ocorrendo logo após a cobertura dos resíduos, aproximadamente um mês, quando ainda há presença de oxigênio no interior da massa de resíduos. A decomposição aeróbia dos

resíduos representa a menor parte do tempo de vida do aterro sendo, em relação à decomposição anaeróbia, menos significativa (ZACHAROF, 2004).

São vários os microrganismos que atuam no processo de degradação aeróbia, no entanto destacam-se os principais, sendo esses, as bactérias fotossintéticas, as leveduras e os fungos. A degradação da fração orgânica por aerobiose ocorre rapidamente gerando como subprodutos, principalmente, gás carbônico e água, além dos sais minerais (BIDONE e POVINELLI, 1999; CASTILHOS Jr., 2003).

### **2.7.2 Degradação Anaeróbia**

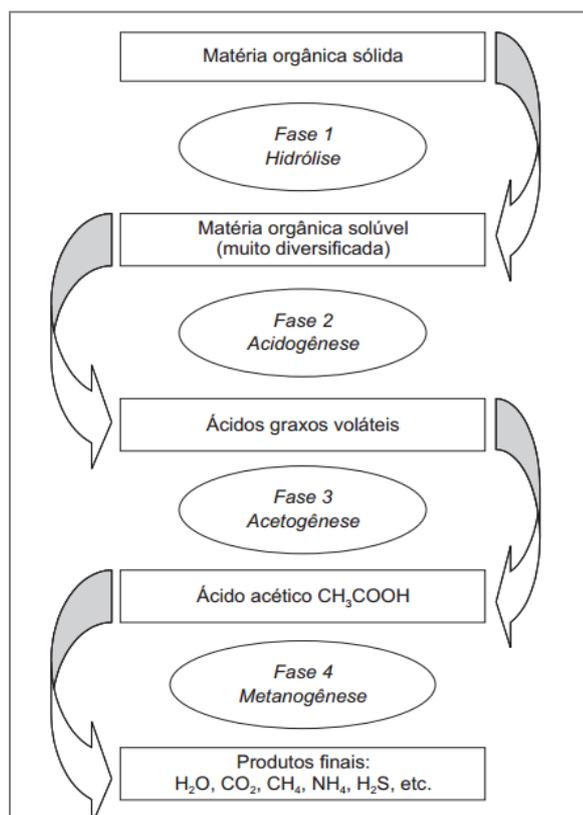
A degradação anaeróbia, diferentemente da aeróbia, ocorre em dois estágios: primeiro ocorre à conversão de orgânicos complexos em materiais como ácidos voláteis. No segundo estágio atuam bactérias estritamente anaeróbias, as quais convertem os ácidos orgânicos em produtos finais gasosos, tais como metano e gás carbônico (REICHERT, 2005).

De acordo com Simões (2000), existem basicamente três tipos de grupos de bactérias que participam do processo de decomposição anaeróbia. Os principais microrganismos são as bactérias fermentativas, as acetogênicas e as metanogênicas.

#### **2.7.2.1 Etapas da degradação anaeróbica**

Conforme Pohlen de Harper (1986), são conhecidas nove etapas do processo de degradação anaeróbia, no entanto, vários autores como ZEHNDER, 1978; REES, 1980; GUJER e ZEHNDER, 1983; ZINDER, 1993; PALMISANO et al., 1993; BARLAZ, 1996; SPEECE, 1996; NOPHARATANA et al., 2007) costumam subdividi-las em quatro etapas, sendo estas: a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme a Figura 4.

Figura 4 - Etapas do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos



Fonte: CASTILHOS Jr. et., 2003.

**Etapa I – Hidrólise:** nesta etapa as bactérias fermentativas convertem os compostos orgânicos complexos em compostos mais simples e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 1997).

**Etapa II – Acidogênica:** os produtos gerados na hidrólise, de acordo com Monteiro (2003), são metabolizados no interior das bactérias fermentativas, em ácidos graxos voláteis, ácido láctico, cetonas, álcoois, amônia, gás carbônico, hidrogênio e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

**Etapa III – Acetogênica:** as bactérias acetogênicas ou produtoras de hidrogênio oxidam os produtos gerados na fase acidogênica em substratos

apropriados, tais como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono para as bactérias metanogênicas (CUNHA, 2009).

**Etapa IV – Metanogênica:** última fase do processo de degradação anaeróbia para a conversão de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  é realizada pelas bactérias metanogênicas também conhecidas como *archeas* ou arqueobactérias, que utilizam os substratos produzidos pelas bactérias acetogênicas, convertendo-os em metano e dióxido de carbono. Sendo esta a fase mais longa do processo, nesta a presença de ácidos decresce com o decaimento da população de bactérias acidogênicas e o pH tende a neutralidade, há ainda a participação de dois grupos de bactérias chamadas: acetoclásticas, pois produzem metano a partir do acetato e produzem 60% a 70% deste gás e as hidrogenotróficas que produzem gases a partir do hidrogênio (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

## CAPÍTULO 3 - ARTIGOS

### ARTIGO 1

#### **Avaliação da Toxicidade de Resíduos Sólidos Orgânicos em Biorreatores de Bancada<sup>1</sup>**

##### **Resumo**

Os resíduos sólidos, em geral, apresentam elevadas quantidades de materiais que indicam toxicidade. Já os resíduos orgânicos, são classificados como não inertes e não perigosos, e seu potencial tóxico pode estar associado à possibilidade de sua contaminação quando descartados sem adequada segregação. Assim, o objetivo desse trabalho é avaliar a toxicidade dos resíduos sólidos orgânicos gerados em uma instituição de ensino localizada na cidade de Campina Grande-PB. O experimento consistiu na construção e instrumentação de um biorreator de bancada, em tubo de PVC, com volume de 0,028 m<sup>3</sup> e dimensões de 0,90 e 0,20 m de altura e diâmetro interno, respectivamente. Este reator foi preenchido com resíduos sólidos orgânicos provenientes do restaurante da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral. O monitoramento foi realizado de dezembro de 2013 a novembro de 2014. As amostras utilizadas foram coletadas quinzenalmente para realização das análises de pH, metais pesados e teste de fitotoxicidade. Os resultados indicaram que os resíduos foram classificados como perigosos (Classe I), por conter concentrações de metais pesados (Al, Fe e Mn) acima do estabelecido pela ABNT/NBR 10.004/2004. Observaram-se ainda que estes resíduos, quando dispostos inadequadamente, sem segregação, podem ser contaminados, ocasionando problemas à saúde pública e ao meio ambiente.

Palavras-chave: Fitotoxicidade, Biodegradação, Metais pesados.

#### **Toxicity Assessment of Organic Solid Waste in Bioreactor of Workbench**

##### **Abstract**

Solid wastes generally have high amounts of materials that indicate toxicity. Ever organic waste are classified as non-inert and nondangerous, and their toxic potential may be associated with the possibility of contamination when discarded without adequate segregation. Then, in this study aims to assess the toxicity of organic solid waste generated in an educational institution located in the city of *Campina Grande-PB*. The experiment consisted of the construction and instrumentation of a workbench bioreactor, made of PVC pipe, with a volume of 0.028 m<sup>3</sup> and dimensions of 0.90 and 0.20 m in height and inner diameter, respectively. This reactor was filled with organic solid waste from the restaurant at the State School of Middle Teaching *Severino Cabral*. The monitoring was carried out from December 2013 to November 2014. The samples were collected every two weeks to carry out analyses of pH, heavy metals and phytotoxicity test. The results indicated that the waste were classified as hazardous (Class I), because they contain concentrations of heavy metals (Al, Fe and Mn) above the established by ABNT/NBR 10.004/2004. It was also observed that these wastes when disposed improperly, without segregation, can be contaminated, causing problems to public health and the environment.

Keywords: Phytotoxicity, Biodegradation, Heavy metals.

---

<sup>1</sup>Artigo padronizado nas normas da Revista Ciência e Engenharia

## 1 INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são considerados importantes agentes causadores de degradação ambiental. Dessa forma, o seu manejo inadequado resulta no desenvolvimento e na proliferação de vetores transmissores de doenças infecciosas ao homem (PRADO FILHO, 2007).

Das frações de RSU, os Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) representam uma das principais parcelas, por estarem presentes em elevadas quantidades. Estudos realizados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2012), indicam que, no Brasil, estes resíduos perfazem cerca de 50% da massa total de resíduos sólidos. No município de Campina Grande-PB, por exemplo, esses índices são em torno de 43% do total dos RSU (PMGIRS, 2014).

Em se tratando de instituições de ensino, a quantidade de resíduos orgânicos gerados nestes ambientes, principalmente aqueles que funcionam em período integral, têm aumentado substancialmente, em comparação a outras frações de resíduos sólidos, fato que está associado ao número de refeições servidas diariamente, nos restaurantes e cantinas desses estabelecimentos.

A ausência de ações em educação ambiental, associada à deficiência da coleta seletiva nas instituições de ensino, são fatores que podem contribuir para a toxicidade dos RSO. Isso porque, quando não segregada, a fração orgânica dos RSU, antes isenta de substâncias tóxicas, entra em contato com a massa total de resíduos sólidos podendo agregar partículas potencialmente contaminantes e assim causar de sérios impactos ambientais.

Quando disposta diretamente no solo, a fração orgânica dos resíduos sólidos, em condições propícias de degradação, gera subprodutos como líquidos e gases, responsáveis pela contaminação de corpos aquáticos, do solo e do ar (HARTMANN e AHRING, 2005; HUI et al. 2006). Em muitos casos, dependendo do tipo e origem do resíduo sólido, esse potencial torna-se mais acentuado em virtude da presença de metais pesados no meio (OKUMU e NYENJE, 2011).

Assim, o desenvolvimento de estudos com o intuito de analisar o potencial tóxico que os RSO apresentam, bem como os problemas que eles podem causar ao meio ambiente e à saúde pública, é de grande importância. Tais estudos podem ser realizados por meio de testes de fitotoxicidade, que avaliam a influência que agentes tóxicos exercem sobre o desenvolvimento de plantas. De acordo com Wilke et al. (2008), esses testes complementarizam as análises físico-químicas e

microbiológicas, sendo empregados para avaliar a qualidade do meio ambiente onde estão inseridos. Além dos testes de fitotoxicidade, a análise de metais pesados é de suma importância para o conhecimento dos componentes químicos existentes na massa de resíduos sólidos.

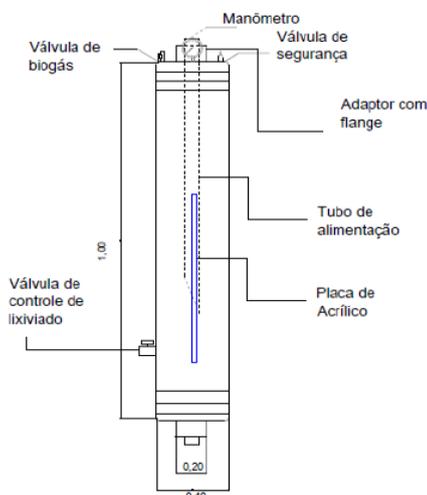
Diante desse contexto, o objetivo desse trabalho é avaliar a toxicidade dos resíduos sólidos orgânicos gerados em uma instituição de ensino, localizada na cidade de Campina Grande-PB.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido no departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) em parceria com a escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, localizada no bairro de Bodocongó, da cidade de Campina Grande - PB. A cidade está situada na mesorregião do agreste paraibano, a uma distância de 130 km da capital do Estado, João Pessoa (OLIVEIRA et al., 2004).

O sistema experimental consistiu na construção de um biorreator de bancada, conforme apresentado na Figura 1. Sua concepção se deu a partir da utilização de um tubo de Policloreto de Vinila (PVC), possuindo volume de aproximadamente  $0,028m^3$  e dimensões de 0,90 e 0,20m de altura e diâmetro interno, respectivamente, sendo dotado de tubo de alimentação, manômetro, válvula de segurança, válvula de biogás e válvula de controle do lixiviado, o que permite realizar o monitoramento dos RSO ao longo do tempo.

Figura 1 - Desenho esquemático do biorreator de bancada



Fonte: GGA, 2014.

Para o preenchimento do biorreator foram utilizadas amostras de RSO provenientes do restaurante da escola. A matéria orgânica utilizada para preenchimento do biorreator foi acondicionada em baldes plásticos fechados, por um período de uma semana. Isso permitiu que fosse utilizada uma amostra de resíduo que representasse todo o cardápio semanal da escola.

No preparo da amostra foram adicionados 25 kg de resíduos, 14 L de água, e ainda 3,750 kg de esterco bovino (inóculo) o que correspondeu a 15% da massa total de resíduos, esta proporção é considerada, conforme Lopes et al. (2003), ideal para o bom desempenho do reator. Além disso, foi adicionado também 1,282 kg de Bicarbonato de Sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) que contribuiu para o tamponamento do meio, favorecendo um ambiente alcalino. Após o preparo inicial da amostra de resíduos orgânicos, já com a adição do inóculo e bicarbonato, foram retirados 15 L para o preenchimento do biorreator.

O monitoramento consistiu na coleta quinzenal de amostras de resíduos, cerca de 500 mL, durante o período de onze meses, distribuídos de dezembro de 2013 a novembro de 2014. Para coleta dos RSO, inicialmente promovia-se a agitação manual dos resíduos e, em seguida, retirava-se a amostra por meio da abertura, localizada na parte inferior do biorreator (válvula de controle do lixiviado).

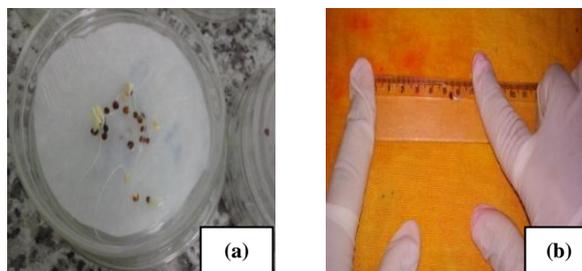
Após coleta dos RSO, foram analisadas as concentrações de metais pesados e pH, de acordo com metodologia descrita no APHA (2012) e realizados os testes de fitotoxicidade, seguindo procedimentos de Tíquia e Hodgkiss (1996) adaptado por Melo (2003). Antes da realização das análises de metais, foram feitos testes de lixiviação e solubilização dos RSO para a obtenção do extrato, de acordo com as normas NBR 10.005/04 e NBR 10.006/04, respectivamente. Após a realização dos testes, as amostras passaram por leitura no espectrofotômetro de Absorção Atômica. Os metais analisados foram: Alumínio (Al), Cálcio (Ca), Zinco (Zn), Chumbo (Pb), Cobalto (Co), Ferro (Fe), Magnésio (Mn) e Manganês (Mg).

O procedimento para a realização dos testes de fitotoxicidade consistiu em cultivar sementes de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e de repolho (*Brassica oleraceae*) em amostras de resíduos orgânicos coletadas do biorreator. Inicialmente, pesava-se 10g da amostra de resíduos sólidos orgânicos os quais eram diluídos em 90 mL de água destilada para a obtenção do extrato a ser utilizado na incubação das sementes. Foram testadas várias diluições  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$  e  $10^{-5}$ , sendo a diluição utilizada neste a  $10^{-3}$  por melhor representar os resultados estudados.

As sementes foram inicialmente lavadas e desinfetadas em solução de hipoclorito de sódio ( $\text{NaClO}$ ) e posteriormente, colocadas em placas de Petri contendo papéis de filtro, onde foram adicionados 8 mL do extrato obtido dos resíduos e, em seguida, feita a incubação em estufa de BOD por um período de 5 dias à temperatura de  $20^\circ\text{C}$ .

As amostras foram analisadas em triplicata, em que se utilizou na placa de Petri, água destilada para a amostra em branco (controle). Após o período de 5 dias, as sementes foram analisadas e observados os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo da Raiz (CRR) (Figura 2 - a e b). As Equações (1) e (2) foram utilizadas para calcular o GRS e o CRR das sementes, respectivamente.

Figura 2 - Teste de fitotoxicidade. (a) Germinação e Crescimento das sementes. (b) Medição do crescimento da raiz



#### a) Germinação Relativa da Semente (GRS%)

$$GRS = \frac{n^\circ \text{ desementes germinadas}}{n^\circ \text{ desementes germinadas no controle}} * 100 \quad (01)$$

#### b) Crescimento Relativo da Raiz (CRR%)

$$CRR = \frac{\text{média do comp. da raiz}}{\text{média do comp. da raiz do controle} \sqrt{\text{cres. da raiz do controle}}} * 100 \quad (02)$$

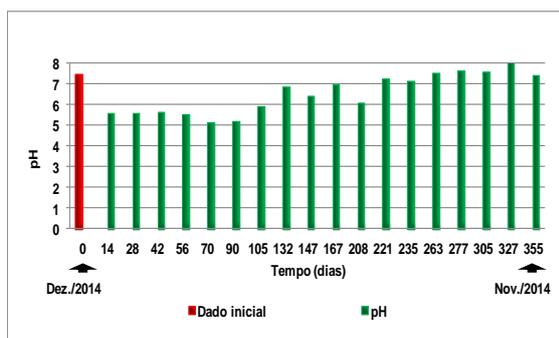
Para a análise estatística dos dados de metais, pH e fitotoxicidade das sementes de tomate e de repolho com relação ao tempo, fez-se uma matriz de correlação. Foi realizada ainda, Análise dos Componentes Principais (ACP) para redução no número de variáveis a serem estudadas. Para estas análises foram utilizados o programa Excel 2010 e STATISTICA 7.0.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Na Figura 3 apresenta-se o comportamento do pH ao longo do tempo de monitoramento do biorreator.

Figura 3 - Comportamento do pH ao longo do tempo de monitoramento



Conforme a Figura 3, observa-se que houve variações do pH ao longo do tempo de monitoramento do biorreator. No período inicial ( $t=0$ ), os RSO deveriam apresentar características ácidas em virtude da presença das bactérias produtoras de ácidos na massa inicial dos resíduos. No entanto, em função a adição proposital de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) no meio, realizada com o intuito de acelerar o desenvolvimento das fases de degradação dos resíduos, verificou-se que no  $t=0$  do monitoramento, o pH dos RSO foi levemente alcalino, em torno de 7,5.

Verifica-se na Figura 3 que, após quinze dias de monitoramento, o pH dos resíduos reduziu no biorreator, apresentando valores em torno de 5,5. Isso já era esperado, pois nesse período de degradação as bactérias decompositoras do meio produzem diversos tipos de ácidos.

Como o aumento do pH, para valores em torno de 8, após os 90 dias de monitoramento, sugere-se o estabelecimento das fases posteriores de degradação, no entanto, não se pode defini-las com exatidão, uma vez que pode ocorrer simultaneamente mais de uma fase de degradação.

O pH no interior do biorreator estudado após 90 dias de monitoramento evidência que a fase pela qual os resíduos está passando é a fase metanogênica. O que está de acordo com Tchobanoglous et al. (1993), onde os autores apresentam que a fase metanogênica ocorre em valores de pH variando entre 6,8 e 8,0.

De acordo com Kiehl (1998), no período inicial do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, o pH encontra-se normalmente mais baixo já que, nesse período, desenvolvem-se traços de diversos ácidos minerais, a exemplo, do ácido acético.

Melo (2003), afirma que na fase inicial de degradação os resíduos sólidos apresentam características ácidas, ocasionadas pela queda brusca dos valores do pH em função da presença dos ácidos orgânicos e do efeito das elevadas concentrações de  $\text{CO}_2$ . Com o avanço do processo biológico dos resíduos, os valores

de pH elevam-se em função do consumo desses ácidos voláteis pelas *Arqueas*.

O pH de acordo com Tchobanoglous et al. (1993) representa um dos parâmetros mais importantes para o entendimento das reações ocorridas em aterros sanitários, por exemplo. Conforme Silva (2012), este parâmetro é importante para entendimento das variáveis tóxicas existentes na massa de resíduos, tendo em vista que pequenas variações deste parâmetro podem causar mudanças significativas no potencial tóxico de algumas substâncias. Sendo assim, o pH pode influenciar na toxicidade dos metais pesados, uma vez que, quando mais ácido for o meio, mais solúveis se tornam os metais, portanto, apresentando maior toxicidade para o meio ambiente e para a saúde pública.

### 3.2 Metais

Na Tabela 1 estão descritas as concentrações de metais para os testes de lixiviação dos resíduos sólidos orgânicos da escola e os seus Limites Máximos Permissíveis (LMP).

Tabela 1 - Concentrações de metais e LMP para lixiviação

Elementos	DEZ	JAN	FEV	LMP
	2013	2014	2014	
	Concentrações (mg/L)			
Al	0,70	0,36	0,41	0,2*
Ca	483	696	750	NE
Pb	0,13	0,14	0,20	1,0*
Fe	1,92	2,08	2,45	0,3*
Mg	97,5	155	153	NE
Mn	1,60	2,18	0,98	0,1**
Zn	1,50	2,15	2,31	5,0**
Co	0,08	0,10	0,11	NE

\*LMP estabelecidos pela NBR 10.00/2004.

\*\*LMP estabelecidos pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

NE: não especificado.

Em análise da Tabela 1, verifica-se que houve variações nas concentrações de metais dos resíduos sólidos no biorreator ao longo do tempo de monitoramento. Observa-se que, para os metais Pb, Zn e Co, as concentrações encontradas estiveram abaixo dos limites máximos permissíveis pela legislação em vigor, para os testes de lixiviação. Esse fato já era esperado, uma vez que, esses metais são considerados tóxicos ou muito tóxicos e que não é comum encontrá-los em concentrações elevadas em resíduos orgânicos constituído de restos de alimentos humano.

As concentrações elevadas de Ca e Mg nos resíduos (Tabela 1) devem estar associados à adição do bicarbonato de sódio à massa de

resíduos durante o preenchimento do biorreator. Além disso, as características da água utilizada para a preparação dos alimentos pode ser também um fator que contribuiu para a presença das elevadas concentrações de Ca e de Mg nos resíduos sólidos orgânicos da escola. De acordo com Magalhães et al. (2002), no Nordeste brasileiro, onde os terrenos são ricos em calcário, as águas possuem elevadas concentrações de ambos os íons, principalmente na forma de bicarbonatos, ocasionando a dureza da água.

Essa dureza pode ter contribuído para a redução da toxicidade dos metais pesados sobre os índices de germinação e de crescimento das sementes de tomate e de repolho dos resíduos sólidos orgânicos da escola.

Vale salientar que o Cálcio não é um metal pesado, este é um macronutriente indispensável para a manutenção da estrutura e o funcionamento normal das membranas celulares das plantas (FAQUIN, 2005).

Em relação às concentrações de alumínio e de ferro (Tabela 1), observa-se que, ao longo do tempo de monitoramento, estas se encontravam variadas. Conforme a classificação da NBR 10.004/2004, observa-se que as concentrações de alumínio e de ferro estiveram acima dos limites máximos permissíveis que é de 0,2 e 0,3 mg/L, respectivamente.

Essas concentrações de metais podem estar relacionadas ao fato de os resíduos sólidos não passarem por processo de segregação na fonte geradora, permitindo, assim, que as partículas sejam aderidas à matéria orgânica. De acordo com Egreja Filho et al. (1999), a contaminação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos pode ocorrer por meio da adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas à massa orgânica úmida. Este tipo de contaminação pode estar associado a parâmetros físico-químicos, como temperatura e pH.

Além disso, outro fator que pode estar relacionado a concentrações de metais nos resíduos sólidos orgânicos é o tipo de utensílio utilizado na cocção dos alimentos, no caso da escola estudada, o tipo de material é o alumínio. Este, tem potencial de liberar substâncias as quais podem ficar aderidas as partículas. Segundo Quintaes (2000), os utensílios para alimentos fornecem uma importante contribuição na quantidade do metal consumido pelo homem. Da mesma forma, o tipo de tubulação do sistema de distribuição da água de abastecimento é um fator contribuinte para as concentrações de metais na água, os quais podem ter duas origens: o próprio sistema de distribuição, capaz de fornecer o metal, principalmente originário da corrosão química ou microbiológica; e o processo de tratamento de água que pode

liberar os íons de alumínio e de ferro no momento do tratamento.

O Al é um elemento importante a ser conhecido, levando-se em consideração sua capacidade de contaminação. Alguns tipos de doenças provocadas ao homem, como *Alzheimer*, esclerose e doença de *Parkinson* têm sido associadas ao acúmulo de alumínio no homem. Deve-se destacar que não há indicação de carcinogenicidade para o Al (CETESB, 2001).

Em relação à classificação dos resíduos conforme NBR 10.004/04, verifica-se que os limites máximos da concentração de alumínio estabelecidos por esta norma, para uma substância submetida ao processo de lixiviação, é de 0,2 mg/L. De acordo com esta norma, para que um resíduo seja classificado como perigoso, ele deve apresentar ao menos um metal com teores acima do estabelecido. Observa-se na Tabela 1, que os teores de alumínio, para os resíduos sólidos orgânicos da escola, encontram-se acima dos valores máximos estabelecidos pela NBR 10.004/04 (Anexo G). Sendo assim, esses resíduos são classificados com resíduos classe I, perigosos.

O Fe também apresenta características tóxicas quando está em elevadas concentrações. De acordo com a Tabela 1, verifica-se que as concentrações de Fe aumentaram ao longo do tempo de monitoramento dos resíduos.

Em estudos desenvolvidos por Silva (2012) em RSU da cidade Campina Grande, também foram encontrados elevados teores de Fe, os quais foram associados ao fato de que esse metal é largamente utilizado na fabricação de alimentos, e ainda devido à presença desse metal em vegetais. Para o caso da escola estudada, isso pode ser confirmado por meio da análise do cardápio semanal dos alimentos servidos na instituição, onde é possível perceber a presença de alimentos ricos em ferro, como por exemplo, feijão e carnes. No entanto, faz-se necessários estudos mais aprofundados acerca da relação das elevadas concentrações de ferro nos resíduos orgânicos e aos tipos de alimentos servidos diariamente no restaurante da escola.

Vários problemas de saúde humana podem estar relacionados ao excesso de ferro no organismo. De acordo com Siqueira et al. (2006), o fígado é um dos órgãos mais afetados pelos altos níveis de ferro no organismo, uma vez que as células hepáticas constituem o principal sítio de armazenamento desse elemento, desse modo, a ingestão em excesso induz a um acúmulo de ferro hepático.

Em relação às concentrações de Mn nos RSO (Tabela 1), verifica-se que estas foram superiores ao limite máximo permissível. A NBR 10.004/04 não estabelece limites máximos para esse elemento. Seu enquadramento é dado por meio dos LMP estabelecidos pela Portaria nº

2.914/11 do Ministério da Saúde. Para essa portaria, os limites máximos permissíveis para a lixiviação é de 0,1 mg/L. Valores superiores foram encontrados nos resíduos sólidos orgânicos ao longo do tempo de monitoramento do biorreator preenchido com RSO.

São vários os problemas de saúde relacionados à exposição de pessoas a aerossóis e poeiras contendo altas concentrações de Mn, dentre eles, tosse, náusea, cefaléia, fadiga, perda do apetite, insônia e inflamação nos pulmões que podem levar a pneumonia química. A exposição a níveis

muito elevados pode resultar em efeitos neurológicos e neuropsiquiátricos, tais como alucinações, instabilidade emocional, fraqueza, distúrbios de comportamento e da fala, que culminam em uma doença, semelhante ao Mal de Parkinson, denominada manganismo (CETESB, 2001).

Em se tratando dos testes de solubilização, na Tabela 2 apresentam-se as concentrações dos metais encontradas após a solubilização dos RSO da escola e os LMP.

Tabela 2 - Concentrações de metais e LMP para solubilização

	DEZ 2013	MAR 2014	ABR 2014	MAI 2014	JUL 2014	AGO 2014	SET 2014	OUT 2014	LMP
Elementos	Concentrações (mg/L)								
Al	0,56	1,27	0,81	0,26	1,54	1,50	1,78	0,53	0,2 <sup>*</sup>
Ca	1610	2011	1310	782	53,0	228	70,0	51,0	NE <sup>*</sup>
Pb	0,30	0,40	0,30	0,25	0,20	0,23	0,23	0,24	0,01 <sup>*</sup>
Fe	8,38	9,89	10,3	2,00	10,6	25,3	22,5	12,1	0,3 <sup>*</sup>
Mg	507	687	561	511	179	254	253	274	NE <sup>*</sup>
Mn	2,24	1,82	0,99	1,70	0,22	1,23	0,71	1,33	0,1 <sup>*</sup>
Zn	1,90	5,64	4,51	3,85	1,29	2,34	1,90	1,94	5,0 <sup>*</sup>
Co	0,22	0,32	0,30	0,18	0,16	0,23	0,19	0,19	NE

\*LMP estabelecidos pela NBR 10.00/2004.

<sup>\*</sup>LMP estabelecidos pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

NE: não especificado.

Para o Ca, Mg e Co, assim como para a lixiviação, a NBR 10.004/2004 não apresenta LMP para resíduos solubilizados. Quanto aos teores de alumínio, estes foram elevados chegando a concentrações de 1,78 mg/L para as amostras submetidas a solubilização. Essa concentração foi superior à estabelecida pela NBR 10.004/04, a qual designa valor máximo de 0,2mg/L, fato que poderia levar ao enquadramento desse elemento na Classe IIA, caso sua capacidade de lixiviação fosse reduzida. Um dos fatores que pode ter contribuído para esses valores de solubilização tenham sido elevados foi o pH dos resíduos, que no momento da solubilização apresentava-se ácido, já que, esse elemento possui maior potencial de solubilização nesse pH.

As concentrações de Zn estiveram abaixo dos LMP pela norma, com exceção do mês de março de 2014, que apresentou as concentrações um pouco acima do limites estabelecidos. Em relação ao Mn, também se encontraram superiores aos estabelecidos pela portaria, com concentrações de 2,24 mg/L, que é um valor bem acima do máximo permissível pela NBR 10.004/2004, que é de 0,1 mg/L. Quando presente em grandes quantidades, esse elemento possui potencial de contaminar o ambiente em função de sua toxicidade.

O Co é um micronutriente necessário às plantas e animais e possui toxicidade, em geral, considerada baixa, talvez por isso que na norma não tenha estabelecido limites máximos permissíveis para esse elemento. No entanto, doses excessivas deste elemento podem causar danos à saúde pública. De acordo com a CETESB (2012), a principal fonte de exposição da população em geral ao cobalto é o alimento, e essa exposição a altos níveis de cobalto no ar resulta em efeitos respiratórios, como diminuição da função ventilatória, congestão, edema e hemorragia dos pulmões.

Em relação às concentrações do Pb, para todos os meses monitorados, seus valores foram superiores aos limites máximos permissíveis na norma para testes de solubilização.

Em se tratando da toxicidade dos metais pesados, sabe-se que, em pequenas concentrações, os metais são essenciais ao ser humano e às plantas, no entanto, quando se apresentam em grandes concentrações, podem acarretar problemas ao meio ambiente e à saúde pública. Os metais devem ser vistos com preocupação, especialmente por serem elementos não-degradáveis, que permanecem por um longo tempo nesse ambiente, atingindo toda a cadeia trófica (MANAHAM, 1992).

Estudos desenvolvidos por Suay et. al (2002) avaliaram uma relação entre o alumínio e a doença de *Alzheimer*, envolvendo riscos relativos a populações expostas a concentrações de alumínio em água potável superiores a 0,1 mg/L. Existe uma grande preocupação associada a esse elemento pelo fato de que, tanto na NBR10.004/2004 quanto na Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, são estabelecidos como limites máximos o dobro do valor considerado de riscos para o *Alzheimer*.

### 3.3 Fitotoxicidade

As Figuras de 4 a 7 apresentam os resultados dos testes de fitotoxicidade.

Figura 4 - GRS para as sementes de tomate no biorreator

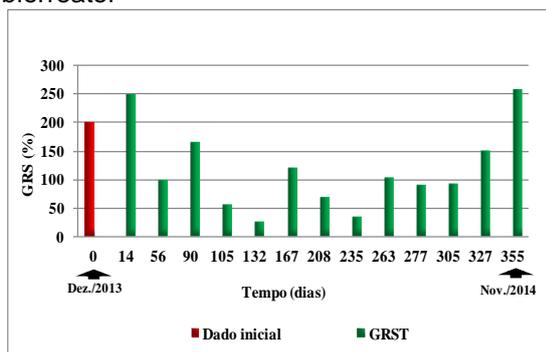


Figura 5 - GRS para as sementes de repolho no biorreator

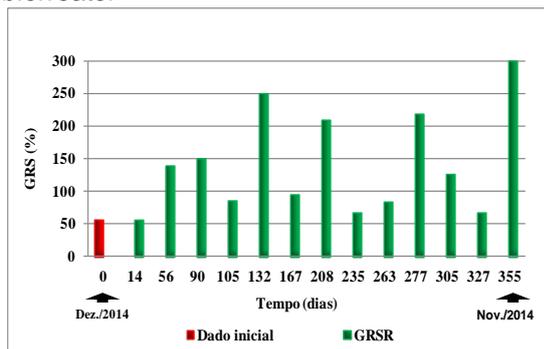


Figura 6 - CRR para as sementes de tomate no biorreator

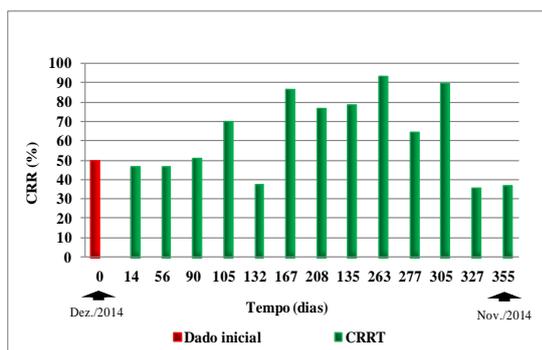
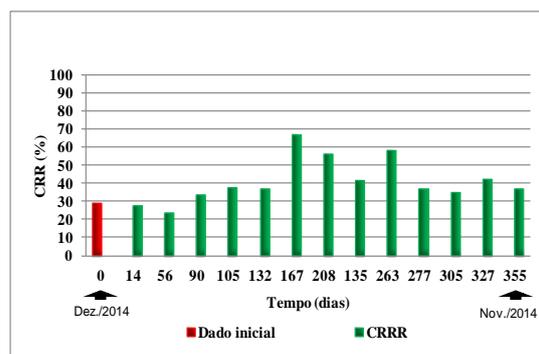


Figura 7 - CRR para as sementes de repolho no biorreator



Nas Figuras 4 e 5 verifica-se que, de maneira geral, as porcentagens dos índices de GRS são maiores que os índices de CRR (Figuras 6 e 7), apresentando germinações de até 250% para as sementes de tomate e de 355% para as sementes de repolho. Em relação aos índices de CRR, o percentual máximo verificado foi de 93,7% para as sementes de tomate e de 67,2%, para as sementes de repolho. Importante salientar que a germinação e o crescimento das sementes são considerados relativos, uma vez que os cálculos são feitos em relação aos dados obtidos na amostra em branco (controle).

Nota-se uma grande variação nos índices de germinações ao longo do tempo de monitoramento, para ambas as sementes. Isso ocorre porque, de acordo com Baskin e Baskin (1988); Ghera et al. (1992), as sementes respondem a combinações específicas de luz, substrato, temperatura, umidade e concentrações de gases que são mais favoráveis para o estabelecimento da plântula.

Os resultados obtidos, neste trabalho, foram semelhantes aos encontrados por Melo et al. (2005), em estudos realizados em aterros de RSU, onde os autores concluíram que os índices de germinação são maiores que os índices de crescimento, isso porque, nesta fase do processo, as sementes utilizam reservas próprias para nutrir-se e só após o esgotamento dessas reservas elas buscam nutrientes de fontes externas.

Em relação ao CRR (Figura 6 e 7), verifica-se que as sementes de tomate cresceram mais em relação as sementes de repolho. Esse resultado também foi observando em estudos desenvolvidos por Garcez (2009). Isso ocorreu em função de as sementes de tomate possuírem mais reservas internas de alimentos demandando mais tempo para se nutrir dos compostos presentes no biorreator.

Um fator importante que contribuiu para a germinação e o crescimento das sementes foi o tipo de substrato utilizado nos testes de fitotoxicidade. Sendo este constituído dos

resíduos sólidos orgânicos e incorporados a eles, o esterco animal que é rico em nutrientes.

Ainda em relação ao CRR, nota-se que nos primeiros dias de monitoramento, o crescimento das raízes, em ambas as sementes, foram menores, aumentando ao longo do tempo. Esse baixo crescimento na fase inicial pode estar associado à presença de ácidos no meio. De acordo com Kiehl (1998), no início do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, normalmente se desenvolvem traços de diversos ácidos minerais e, em maior quantidade, os orgânicos, principalmente o ácido acético e toxinas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade às sementes, fato que pode ser observado na Figura 3, onde se verifica que até os 132 dias de monitoramento o pH apresentou caráter ácido, corroborando com os dados de fitotoxicidade que apresentaram comportamento mais discreto, no crescimento das sementes, até esse período.

Analisando a influência da fitotoxicidade com os metais pesados é possível observar que alguns metais como: Co, Zn, Fe e o Mn, por exemplo, são elementos considerados essenciais a fisiologia vegetal. Sendo assim, a presença desses elementos contribuiu para o crescimento das raízes. Em relação aos metais considerados não essenciais às plantas, nota-se através dos resultados que a presença desses elementos, não interferiu na germinação e no crescimento das sementes de tomate e de repolho, mesmo para aqueles elementos (Fe e

Mn) que apresentaram acima dos LMP estabelecidos pela legislação brasileira para os testes de lixiviação.

Relacionando-se os teores de metais na fitotoxicidade dos RSO verifica-se que estes não apresentaram influência na germinação e no crescimento das sementes de tomate e de repolho. Observa-se que, as concentrações de metais não interferiram no desenvolvimento vegetal, não apresentando fitotoxicidade às plantas. Isso pode ter ocorrido em função de esses metais serem considerados essenciais ao crescimento e ao desenvolvimento das plantas e estarem em concentrações aceitáveis para o seu desenvolvimento (SILVA, 2012).

De acordo com Shroeder (1996), alguns destes elementos atendem aos critérios de essencialidade às plantas, a exemplo do Mg, Ca, Mn, Fe, Co e Zn são elementos essenciais à fisiologia humana.

No entanto, se esses resíduos forem dispostos no meio ambiente de forma inadequada poderão acarretar sérios problemas ambientais, sociais e de saúde pública, uma vez que estes possuem potencial de contaminação do solo, água e ar.

### 3.4 Análise das Correlações Estatísticas

Conforme na Tabela 3 apresenta-se a Matriz de correlação entre os parâmetros: pH, metais pesados e fitotoxicidade.

Tabela 3 – Matriz de Correlações dos parâmetros estatísticos

Tempo	pH	GRST	GRSR	CRRT	CRRR	Al	Ca	Pb	Fe	Mg	Mn	Zn	Co	
Tempo	1													
pH	0,751	1												
GRST	-0,230	-0,132	1											
GRSR	0,334	0,020	-0,131	1										
CRRT	0,229	0,096	-0,432	-0,339	1									
CRRR	0,389	0,257	-0,328	-0,036	0,637	1								
Al	0,334	-0,118	-0,258	0,351	0,236	-0,186	1							
Ca	-0,896	-0,748	0,296	0,135	-0,325	-0,442	-0,326	1						
Pb	-0,680	-0,800	0,305	0,178	-0,411	-0,513	-0,175	0,926	1					
Fe	0,537	0,311	-0,277	0,116	0,286	-0,026	0,754	-0,482	-0,321	1				
Mg	-0,771	-0,752	0,154	0,224	-0,285	-0,255	-0,454	0,946	0,904	-0,566	1			
Mn	-0,628	-0,262	0,818	-0,645	-0,030	-0,097	-0,628	0,693	0,626	-0,391	0,689	1		
Zn	-0,431	-0,838	-0,187	0,430	-0,121	-0,005	-0,215	0,735	0,814	-0,366	0,871	0,386	1	
Co	-0,488	-0,710	-0,173	0,496	-0,369	-0,436	0,017	0,775	0,864	-0,022	0,762	0,354	0,819	1

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

De maneira geral, analisando a Tabela 3, pode-se observar que existe pequena correlação entre os parâmetros analisados. Destaca-se uma correlação forte positiva entre o pH e o tempo, isso já era esperando uma vez que a medida em que passa o tempo os valores do pH tendem a aumentar. Observa-se ainda que, em relação ao tempo, as concentrações de

Ca, Pb, Mg e Zn apresentaram correlação forte negativa, indicando com isso que as concentrações desses elementos diminuem com o passar do tempo. Verifica-se também que ocorreram correlações fortes negativas entre esses metais e o pH, indicando que as concentrações desses elementos reduziram com o aumento do pH. De acordo com Monteiro

(2003), isso ocorre porque na fase de degradação metanogênica a concentração de metais pesados tende a reduzir devido à precipitação que ocorre por causa do tamponamento do meio e inicia-se a formação de hidróxidos, tornando os metais menos solúveis e menos perigosos.

O GRST apresentou correlação forte positiva com o Mn isso indica que o aumento nos teores de Mn leva ao aumento nos índices desse parâmetro. Assim, existe uma proporcionalidade nestes dois parâmetros.

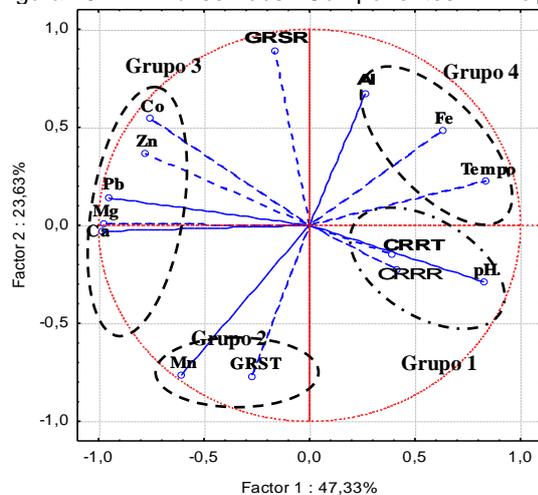
Elevadas concentrações de Mn produzem efeitos tóxicos às plantas. Ao contrário do que se observa para a GRST, o Mn apresentou correlação forte negativa com o GRSR, indicando que o aumento nas concentrações de Mn implica na redução da GRSR.

Foram observadas correlações fortes entre os parâmetros: Pb, Mg, Mn, Zn e Co com o cálcio. O Ca promove a redução da acidez que consequentemente reduz a toxicidade dos metais.

Não foram observadas correlações entre os parâmetros, CRRT e CRRR, e os metais pesados. Desse modo, a presença de metais não interferiu no processo de germinação e de crescimento das sementes de tomate e de repolho.

Em relação à ACP, conforme apresentado na Figura 8, observa-se que a projeção de variações dos dados nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 70% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade total do processo. De acordo com Paiva (2009), se este somatório for de 70% para cima, a ACP explica bem o processo.

Figura 8 - Análise dos Componentes Principais



Observa-se que (Figura 8), ocorreu a formação de quatro grupos, os quais pode-se verificar o comportamento semelhante entre os parâmetros, ou seja, eles se correlacionam. Os resultados obtidos corroboram com a matriz de

correlação, mostrando a formação de elementos com dispersão semelhante.

Verifica-se que no primeiro grupo há estreita correlação entre CRRT, CRRR e o pH. Nota-se com isso que à medida que o pH aumenta ocorre também um aumento no crescimento das sementes de tomate e de repolho, reduzindo o efeito fitotóxico do meio sobre as sementes. Sendo assim, o aumento de pH favorece a precipitação dos metais e portanto, facilita a sua absorção pelas plantas.

O grupo 2 correlaciona o Mn com a GRST indicando que estes dois parâmetros possuem forte correlação, como pôde ser observado na matriz de correlação (Tabela 3). A disponibilidade do Mn favoreceu a germinação das sementes de tomate. O Mn é um micronutriente indispensável ao desenvolvimento das plantas, pois constitui-se em um ativador de enzimas (PINTO,2003).

O grupo 3 apresenta-se de maneira oposta ao grupo 1, fato que era esperado, pois à medida que o pH aumenta, as concentrações de Co, Zn, Pb, Mg e Ca diminui, uma vez, o aumento do pH reduz e a solubilidade dos metais, tornando-os menos disponíveis, portanto, menos tóxicos.

No grupo 4 é possível observar a correlação existente entre o Al, Fe e o tempo. Verifica-se com isso que à medida que passa o tempo, com o aumento do pH, esses elementos tornam-se menos solúveis, consequentemente apresentando menor toxicidade.

Assim, a ACP (Figura 8) confirma os resultados obtidos na Tabela 3, mostrando as relações existentes entre os parâmetros estudados.

## 4 CONCLUSÕES

- Por meio dos testes de lixiviação foi possível observar que os metais Al, Fe, e Mn apresentaram teores elevados, com valores superiores aos limites máximos permissíveis pela legislação, fato que permite a classificação dos resíduos sólidos orgânicos da escola em resíduo Classe I – resíduo perigoso;
- Os elementos Al, Pb, Fe e Mn apresentaram valores acima do estabelecido pela NBR 10.004/04 para os testes de solubilização;
- A avaliação da toxicidade dos RSO, de acordo com a NBR 10.004/04, indicou que estes resíduos são perigosos, por apresentarem concentrações elevadas de metais, podendo ocasionar riscos ao meio ambiente e a saúde pública;

- A toxicidade dos resíduos sólidos está associada à influência do pH do meio;
- As concentrações de metais pesados nos resíduos não influenciaram de forma negativa na germinação e no crescimento das sementes de tomate e de repolho, porém se esses resíduos forem manejados de forma inadequada, podem provocar problemas ambientais e conseqüentemente problemas de saúde pública;
- As análises estatísticas confirmaram os estudos de toxicidade dos resíduos sólidos orgânicos, indicando que o pH é um dos parâmetros que mais influencia na fitotoxicidade e na toxicidade dos metais;
- A análise da toxicidade dos resíduos sólidos orgânicos mostrou que mesmo aqueles resíduos que não apresentam caráter tóxico, quando dispostos inadequadamente, sem segregação, podem contaminar-se, ocasionando problemas à saúde pública e ao meio ambiente após sua disposição final.

## REFERÊNCIAS

- ABRELPE, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos Sólidos no Brasil – 2012**. São Paulo – SP, 2012. 202p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 10.004-2004**; Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.77p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 10.005-2004**; Resíduos Sólidos - procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 16p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 10.006-2004**; Resíduos Sólidos- procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.7p.
- APHA-AWWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. USA. 2012.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region**. American Journal of Botany , v. 75, n.2, p. 286-305, 1988.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.
- CETESB. **Relatório de Estabelecimentos de Valores Orientadores para Solo e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. (Série relatório). São Paulo, Cetesb, p.247, 2001.
- CETESB 2012. **Ficha de Informações Toxicológica**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cobalto.pdf>>. Acessado em: 25 de dez. de 2014.
- EGREJA FILHO, F. B.; REIS, E. L.; JORDÃO, C. P.; PEREIRA NETO, J. T. **Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar**. São Paulo. Química Nova, v. 22, p.324-328, 1999.
- FAQUIN, V. **NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Disponível em:<[http://www.dcs.ufla.br/site/\\_adm/upload/file/pdf/Prof\\_Faquin/Nutricao%20mineral%20de%20plantas.pdf](http://www.dcs.ufla.br/site/_adm/upload/file/pdf/Prof_Faquin/Nutricao%20mineral%20de%20plantas.pdf)>. Acessado em: 31 de jan. 2015.
- GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de campina grande – PB**. 2009. 114 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, 2009.
- GHERSA, C.M.; BENECH-ARNOLD, R.L.; MARTINEZ-GHERSA, M.A. **The role of fluctuating temperatures in germination and establishment of Sorghum Hapelense: Regulation of germination at increasing depths**. Functional Ecology, v. 6, p. 460-468, 1992.
- HARTMANN, H.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure**. Water Research. v. 39, p. 1543–1552, 2005.
- HUI, Y.; LI'AO, W; FENWEI, S; HU, G. **Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities**. Waste Management. v. 26, p. 1052–1062, 2006.
- KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: Maturação e qualidade do composto**. São Paulo: Piracicaba, 1998.

- LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G.B. **Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22.,2003. Joinville, SC.
- MANAHAM, S.E. **Toxicological Chemistry.** 2ª. ed. New York, Lewis Publisher, p 249-251, 1992.
- MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca.** 2003. f. Dissertação de Mestrado, UFPE.
- MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D.; ARAÚJO, J.M.; ANDRADE, M. A.G. **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. 2005, Campo Grande, MS.
- MONTEIRO, V. E. D. **ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS NO ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE ATERRO DA MURIBECA.** 2003. 245 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco -UFPE.
- OLIVEIRA, S. A.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; RIBEIRO, M. D. **Estudo da produção per capita de resíduos sólidos domiciliares da cidade de Campina Grande – PB.** 2004. Revista Saúde e Ambiente/Health and Environment Journal, v. 5, n. 2, dez. 04.
- PAIVA, W. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo.** 2009. 193 f. Tese de Doutorado. (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.
- PMGIRS, **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** Versão Preliminar para Audiência Pública. Campina Grande-PB, 2014. Disponível em: <<http://relicipb.org/assets/CGPMRSDiagnosticoFinalPreliminar20140319.pdf>>. Acessado em: 28 de dez. 2014.
- PRADO FILHO, J.F.; SOBREIRA, F.G. **Desempenho operacional e ambiental de unidades de reciclagem e disposição final de resíduos sólidos domésticos financiadas pelo ICMS Ecológico de Minas Gerais.** Engenharia Sanitária e Ambiental. v.12, n.1, p.52-61, 2007.
- QUINTAES, K. D. **Utensílios para Alimentos e Implicações Nutricionais.** Revista de Nutrição, Campinas, v.13, n. 3. 2000.
- SUAY LLOPIS L, BALLESTER DIEZ F. **Review of studies on exposure to aluminum and Alzheimer's disease.** Revista Española de Salud Pública. Unidad de Epidemiología y Estadística. Valencia, v. 76, n.6, p. 645-58, 2002.
- SILVA, A. S. **Avaliação da Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande – PB.** 2012.139 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande – PB.
- SIQUEIRA, E. M. A; ALMEIDA, S.G; ARRUDA, S. **Papel adverso do ferro no organismo.** Ciência Saúde Coletiva. Rio de Janeiro, v. 17, n.3, p.229-236, 2006.
- SCHROEDER, H.A. **Essential Trace Metals in Man: Copper.** Journal of Chronic Diseases, v. 19, p. 1107-1034, 1996.
- TÍQUIA, S.M.; N.F.Y; HODGKISS, I.J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter.** Hong Kong.Environmental Pollution, v.93, n.3, p.249-256, 1996.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN,H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues,** McGrall-Hill, Inc., New York, p.949, 1993.
- WILKE, B. M.; RIEPERT, F.; KOCH, C.; KÜHNE, T. **Ecotoxicological characterization of hazardous wastes. Ecotoxicology and Environmental Safety,** v.70, p.283-293, 2008.
- MAGALHÃES, N.F.; CEBALLOS, B. S. O.; NUNES, A. B.A.; GHEYI, H.R.; KONIG, A. **Principais impactos nas margens do Baixo Rio Bodocongó - PB, decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgoto.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, PB, v.6, p.128-135 n.1, 2002.
- OKUMU, J.; NYENJE, R. **Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda.** Habitat International, v. 35, n. 4, p. 537-543, 2011.
- PINTO, P. **NUTRIÇÃO NAS PLANTAS.** N.º. 20, 10ªA. 2003. Disponível em:< [http://pedropinto.com/files/secondary/tlb/tlbII\\_trabalho1.pdf](http://pedropinto.com/files/secondary/tlb/tlbII_trabalho1.pdf)> Acessado em: 31 de jan. 2015.

## ARTIGO 2

### INFLUÊNCIA DO pH NA TOXICIDADE DO NITROGÊNIO AMONIACAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM BIORREATOR DE BANCADA

#### RESUMO

O nitrogênio amoniacal, considerado uma das substâncias que podem apresentar riscos à saúde humana, é formado a partir da decomposição de compostos orgânicos dos resíduos sólidos e o seu nível de toxicidade varia em função do pH do meio. Neste trabalho, objetiva-se avaliar a influência do pH na toxicidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes de uma escola pública na cidade de Campina Grande-PB. Para a realização desse estudo foi construído um biorreator de bancada com formato circular, em tubo de Policloreto de Vinila, volume de 0,028 m<sup>3</sup> e dimensões de 0,90 e 0,20 m de altura e de diâmetro interno, respectivamente. Fez-se o preenchimento do biorreator com resíduos sólidos orgânicos provenientes do restaurante da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, localizada na referida cidade. O monitoramento do reator foi realizado no período de dezembro de 2013 a novembro de 2014, em que foram coletadas amostras de resíduos a cada quinze dias para realização das análises de pH, nitrogênio amoniacal e alcalinidade total. De acordo com os resultados, os valores encontrados para o nitrogênio amoniacal não indicaram toxicidade, pois a forma de nitrogênio encontrada foi a iônica (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), classificada como não tóxica. A alcalinidade dos resíduos sólidos orgânicos aumentou com o tempo, corroborando para o aumento do pH. A Análise dos Componentes Principais indicou uma forte relação entre os parâmetros desse estudo e a formação de um grupo de parâmetros que apresentaram comportamentos semelhantes no processo de biodegradação.

**Palavras-chave:** Amônia; Biorreator; Degradação.

### INFLUENCE OF pH ON THE TOXICITY OF AMMONIACAL NITROGEN OF ORGANIC SOLID WASTE IN BENCHTOP BIOREACTOR

#### ABSTRACT

The ammonia nitrogen is considered one of the substances that may pose risks to human health. It is formed from the decomposition of organic solid waste and its level of toxicity varies depending on the pH. This study aimed to evaluate the influence of pH on toxicity of organic solids waste from a public school in the city of *Campina Grande-PB*. To perform this study, a benchtop bioreactor with circular format, made of PVC tube, volume of 0.028 m<sup>3</sup> and dimensions of 0.90 and 0.20 m in height and internal diameter, respectively, was developed. There was filling the bioreactor with organic solid waste from the restaurant at the State School of Middle Teaching *Severino Cabral*, located in *Campina Grande-PB*. The reactor was monitored from December 2013 to November 2014, in which waste samples were collected every two weeks to carry out the pH,

ammonia nitrogen and total alkalinity. According to the results, the values found for the ammoniacal nitrogen did not indicate toxicity, because the form of nitrogen found was the ion ( $\text{NH}_4^+$ ), classified as non-toxic. The alkalinity of organic solid waste increased over time and contributed to increasing the pH. The Principal Component Analysis indicated a strong relationship between the parameters of this study and the formation of a group of parameters with behaved similarly in the biodegradation process.

Keywords: Ammonia; bioreactor; Degradation.

## 1 INTRODUÇÃO

A decomposição da matéria orgânica presente nos Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) ocorre tanto por processos aeróbios quanto anaeróbios, denominados de biodegradação. Esses processos ocorrem por ação de consórcio de diferentes microrganismos, a exemplo dos grupos bacterianos, que realizam a decomposição, muitas vezes, de maneira simultânea (MELO, 2003).

Dos processos de decomposição, sabe-se que a degradação dos RSO é feita, principalmente, por microrganismos anaeróbios. De acordo com Mogossi e Bonacella (2003), os processos de biodegradação, realizados pela ação desses microrganismos, produzem gases tais como: metano ( $\text{CH}_4$ ), amônia, entre outros. Além desses, há a produção do gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), que possui odor desagradável, além de ser nocivo ao meio ambiente e à saúde pública.

Dentre os subprodutos da decomposição anaeróbia, destacam-se os compostos de nitrogênio nos seus diferentes estados de oxidação: nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. O nitrogênio amoniacal apresenta-se nas formas de amônia livre ou não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) e amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), sendo a soma de suas concentrações igual a amônia total ou nitrogênio amoniacal, ou ainda, nitrogênio amoniacal total (REIS e MENDONÇA, 2009).

Em processos de digestão anaeróbia, a amônia livre atua como um dos principais fatores inibitórios do processo (Calli et al., 2005). De acordo com Kayhanian (1994), das diferentes espécies de microrganismos anaeróbios existentes, as *Arqueas* são as menos tolerantes e mais propensas a cessar o crescimento devido à inibição da amônia.

O nível de toxicidade da amônia varia em função do pH, ou seja, quanto mais ácido for o pH, mais  $\text{NH}_4\text{OH}$  é neutralizado, reduzindo a toxicidade da

amônia. Ao contrário, quanto mais alcalino for o pH, maior a capacidade de contaminação da amônia (AVILA et al., 2011).

Segundo Alabaster e Loyd (1982); Tomasso (1994), o pH constitui no parâmetro mais importante no controle da toxicidade do nitrogênio amoniacal. Em condições ácidas ou neutra existe uma prevalência do íon amônio que não é tóxico, já em condições básicas a amônia livre predomina no meio, causando toxicidade. De acordo com Alaburda e Nishihara (1998), a crescente contaminação das águas por compostos nitrogenado tem sido motivo de alerta, uma vez que, está se tornando um problema mundial em função das suas diversas formas e origens.

Com base no contexto apresentado, o estudo da influência do pH na presença de amônia e do seu potencial tóxico em RSO é importante para se avaliar a toxicidade dos resíduos e seu potencial de contaminação à saúde pública e ao meio ambiente.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é avaliar a influência do pH na toxicidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes de uma escola pública na cidade de Campina Grande-PB.

## 2 METODOLOGIA

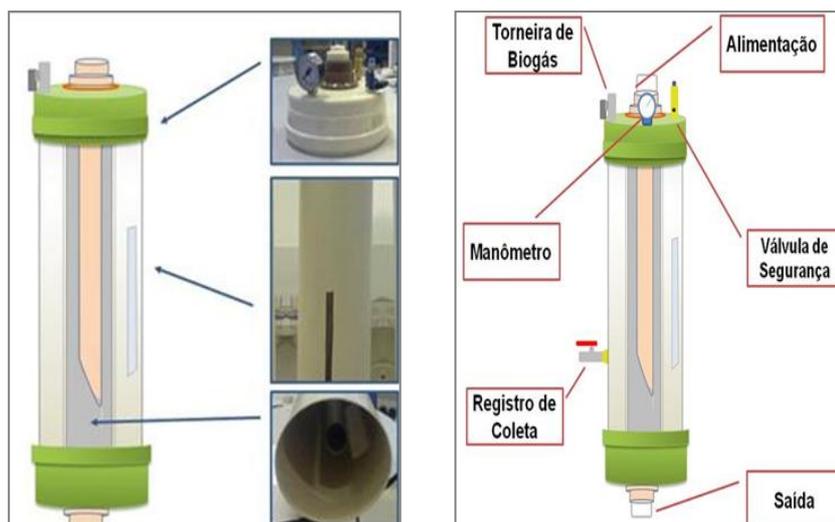
### 2.1 Sistema experimental

O sistema experimental constituía-se por um biorreator de bancada, construído pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), *campus* de Campina Grande - PB.

A construção do reator foi realizada a partir da utilização de um tubo de *Policloreto de Vinila* (PVC), com volume de aproximadamente  $0,028\text{m}^3$  e dimensões de 0,90m e 0,20m de altura e diâmetro interno, respectivamente. O reator possui um manômetro, uma válvula de segurança, uma torneira de biogás, um registro de coleta e aberturas de saída e alimentação, para possibilitar o monitoramento e estudo do comportamento dos RSO ao longo do tempo.

Na Figura 1 encontra-se apresentado um desenho esquemático do reator com destaque para seus componentes e confecção.

Figura 1 - Desenho esquemático do reator de bancada



Fonte: Arquivo de pesquisa, 2013.

## 2.2 Procedimento experimental

Os RSO utilizados nesta pesquisa foram coletados no restaurante da Escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral, localizada na cidade de Campina Grande - PB. Os resíduos eram constituídos basicamente de restos de alimentos e foram armazenados e separados em baldes de plástico, com volume de 60L, por um período de uma semana, permitindo assim que fosse utilizada uma amostra de resíduo que representasse todo o cardápio semanal da escola. Posteriormente, os resíduos passaram pelo processo de trituração em triturador de resíduos orgânicos, modelo TR 200, para reduzir o tamanho das partículas que os constituíam e tornar a amostra mais homogênea. De acordo com Gunaseelan (1997), o processo de trituração favorece os processos de degradação anaeróbia no biorreator.

No preparo da amostra foram adicionados 25kg de resíduos, 14L de água destilada e 3,750kg de esterco bovino (inóculo), o equivalente a 15% da massa total de resíduos. Esta proporção é considerada ideal para o bom desempenho do reator, conforme Lopes et al. (2003). Além disso, foi adicionado 1,282kg de Bicarbonato de Sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) que contribuiu para o tamponamento do meio, favorecendo um ambiente alcalino. Importante salientar que, esta quantidade de  $\text{NaHCO}_3$  utilizado para a alcalinização dos resíduos foi a quantidade suficiente para que os resíduos que apresentavam

valores de pH baixo pudessem atingir a neutralidade. Após o preparo inicial da amostra de resíduos orgânicos, já com a adição do inóculo e do bicarbonato, utilizaram-se 15L desta amostra para o preenchimento do biorreator.

O monitoramento consistiu na coleta quinzenal de amostras de resíduos sólidos orgânicos. Para coleta dos RSO, inicialmente promovia-se a agitação manual dos resíduos, no biorreator e, em seguida, retirava-se a amostra, de 500mL, por meio da abertura localizada na parte inferior do biorreator (registro de coleta). Importante salientar que, as amostras de resíduos apresentavam-se na forma semissólida e consistência pastosa. Este procedimento foi realizado a cada 15 (quinze) dias.

O período de monitoramento dos resíduos no biorreator foi realizado dezembro de 2013 a novembro de 2014. Os parâmetros analisados foram: nitrogênio amoniacal, pH e alcalinidade, conforme as metodologias apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 - Parâmetros e metodologias utilizadas nesta pesquisa

Parâmetro	Metodologia
Potencial Hidrogeniônico	APHA, 2012
Nitrogênio Amoniacal	SILVA e OLIVEIRA, 2001
Alcalinidade Total	APHA, 2012

### 2.3 Análise estatística

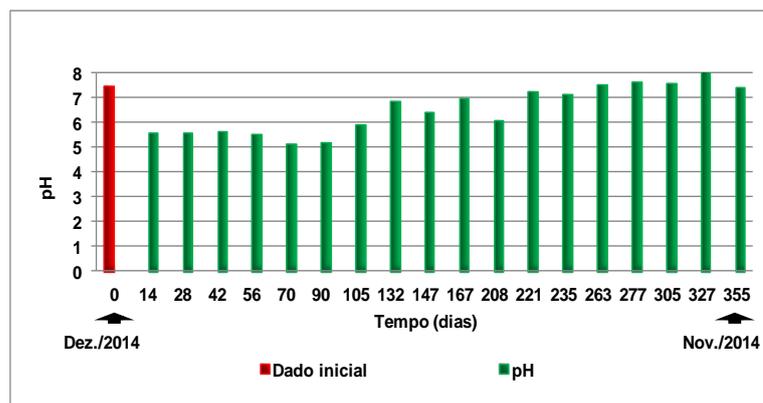
Para verificação da correlação dos parâmetros avaliados no estudo da toxicidade dos RSO, fez-se a análise estatística dos resultados encontrados, utilizando os valores do pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade e o tempo de monitoramento. Fez-se uma matriz de correlação e a Análise dos Componentes Principais (ACP) para análise das variáveis a serem estudadas. Para estas análises foram utilizados o programa *Excel 2007* e *STATISTIC 7.0*.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Potencial Hidrogeniônico

Na Figura 2 apresenta-se o comportamento do pH dos resíduos sólidos orgânicos ao longo do tempo de monitoramento do biorreator.

Figura 2 - Comportamento do pH dos resíduos sólidos orgânicos



Conforme a Figura 2, observa-se que houve variações do pH ao longo do tempo de monitoramento dos resíduos sólidos orgânicos no biorreator. No período inicial ( $t=0$ ), os RSO apresentaram-se levemente alcalino, em torno de 7,5. Isso ocorreu em função a adição proposital de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) no meio, com o intuito de acelerar o desenvolvimento das fases de degradação dos resíduos orgânicos no biorreator.

Nota-se que, após quinze dias de monitoramento, o pH dos resíduos reduziu no biorreator, apresentando valores em torno de 5,5. Isso já era esperado, pois nesse período de degradação as bactérias decompositoras do meio produzem diversos tipos de ácidos. No decorrer tempo, após os 90 dias, observa-se que o pH tende a aumentar, apresentando valores próximos a neutralidade, chegando a 8 no final do monitoramento.

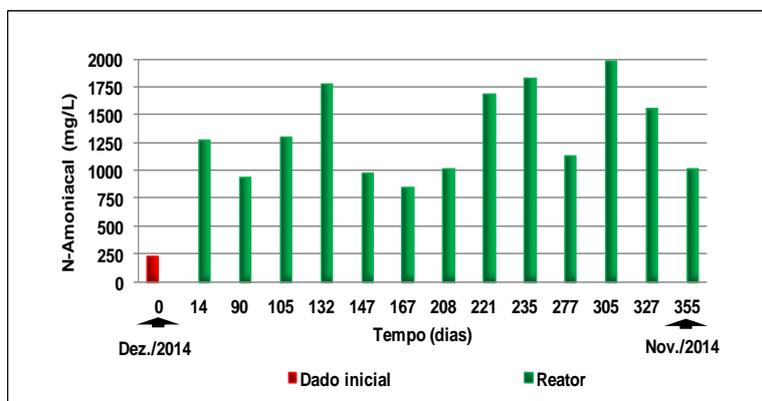
De acordo com Pohland e Harper (1985), no processo inicial de degradação, o pH é, normalmente, mais baixo devido a produção de ácidos voláteis pelas bactérias hidrolíticas fermentativas. Com o avanço do processo biológico dos resíduos, os valores de pH elevam-se em função do consumo dos ácidos voláteis pelas *arqueas* bactérias.

No que se refere a toxicidade, o pH é um parâmetro importante para entendimento das variáveis tóxicas existentes na massa de resíduos, ou seja, pequenas variações deste parâmetro podem acarretar mudanças significativas no potencial tóxico de algumas substâncias, como por exemplo, influenciar na toxicidade do nitrogênio amoniacal e dos metais pesados (SÁ, 2008; SILVA, 2012).

### 3.2 Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 3 apresenta-se o comportamento do nitrogênio amoniacal gerado a partir da decomposição dos resíduos sólidos orgânicos, e medido durante o período de monitoramento dos resíduos no biorreator.

Figura 3 - Comportamento do nitrogênio amoniacal dos resíduos orgânicos



Ao se analisar a Figura 3, observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal variaram e apresentaram valores elevadas, chegando a teores de aproximadamente 2.000mg/L ao longo do tempo de monitoramento, o que pode estar associado às características dos resíduos sólidos orgânicos, que contêm em sua composição elevados teores de nitrogênio. Além disso, a adição do esterco bovino, como inóculo, para acelerar o processo de biodegradação dos RSO, também contribuiu para o aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal nos resíduos. De acordo com Silva et al. (2014), o esterco bovino é muito utilizado na agricultura por ser rico em nutrientes, entre estes, o nitrogênio.

Observa-se na Figura 3, que no início do monitoramento (Tempo = 0 dias), essas concentrações apresentaram-se mais baixas. Isso porque, nesta fase, os microrganismos estão se adaptando ao meio, apresentando, assim, lento processo de biodegradação. Com o passar do tempo, a atividade microbiana se intensifica favorecendo o aparecimento de concentrações maiores de nitrogênio amoniacal.

As elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas nos resíduos sólidos orgânicos podem estar associadas também ao seu próprio ciclo, uma vez que, durante a decomposição do nitrogênio orgânico, compostos

nitrogenados são liberados e processados por bactérias decompositoras, gerando como produto dessa decomposição, o gás amônia (SILVA et al., 2014). Outro fator que está relacionado ao nitrogênio amoniacal é a alcalinidade total que, neste caso, teve uma contribuição da adição do alcalinizante na massa de resíduos no momento do preenchimento do biorreator.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a alcalinidade total é um parâmetro que também está associado às concentrações de nitrogênio amoniacal nos resíduos sólidos. Esta ocorre, principalmente, devido à presença de hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) e elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, e, secundariamente, aos silicatos, boratos e fosfatos.

Em relação à alcalinidade encontrada nos resíduos sólidos orgânicos, verificou-se a presença de elevadas concentrações de alcalinidade total, apresentando valores próximos a 7.000mg/L de  $\text{CaCO}_3$ , e que estas, aumentaram ao longo do tempo de monitoramento do biorreator. Isso já era esperado, uma vez que, com o avanço do processo de degradação dos resíduos há o consumo de ácidos pelas bactérias.

A alcalinidade exerce influência sobre o nitrogênio amoniacal, uma vez que, à medida que as concentrações de alcalinidade total reduz as concentrações de amônia reduz também. No final do monitoramento do biorreator as concentrações de alcalinidade apresentou queda, chegando a valores próximos a 5.000mg/L de  $\text{CaCO}_3$ , onde foi possível também observar que, nesse mesmo período de monitoramento, as concentrações do nitrogênio amoniacal apresentou uma redução na suas quantidades. Este evento foi observado em estudos desenvolvidos por Moura (2008) onde o autor apresenta essa influência da alcalinidade total e das concentrações de amônia.

De acordo com Junqueira (2000), altos teores de amônia elevam o pH e as concentrações de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Cátions gerados de alcalinidade, como os íons de nitrogênio amoniacal, tendem a elevar a alcalinidade e o pH do meio.

As principais fontes de alcalinidade em um aterro são as proteínas que, ao serem hidrolisadas, liberam gás  $\text{NH}_3$  que em solução aquosa e em presença de gás carbônico gera bicarbonato (SPEECE, 1981). De acordo com Contrera

(2008), no caso de resíduos de aterros sanitários, a amônia aparece no lixiviado predominantemente na forma de bicarbonato de amônio((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>).

Em relação à toxicidade do nitrogênio amoniacal, de acordo com Von Sperling (1996), para valores de pH menores que 8, todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma do íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), não tóxica. Já para pH igual a 9, aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de amônia (NH<sub>3</sub>), tóxica, e 50% na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e, para valores de pH maiores que 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma de NH<sub>3</sub>. Assim, nota-se que na faixa usual de pH, próxima a neutralidade, a amônia apresenta-se na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

O nitrogênio é considerado um poluente importante nos lixiviados, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir. De acordo com Arana (1997), a amônia quando dissolvida no meio aquático encontra-se em equilíbrio entre as formas ionizadas e não ionizada, uma vez que, este equilíbrio é influenciado pelo pH, temperatura e salinidade. Alterações destes parâmetros podem resultar na variação da concentração das diversas formas de nitrogênio, que podem atingir concentrações tóxicas para os peixes, por exemplo.

Apesar das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal encontradas durante o período de monitoramento do biorreator, observa-se que existe no meio, em função dos baixos valores de pH, uma predominância do nitrogênio amoniacal na forma de amônia ionizável (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), ou seja, a forma não tóxica. Isso acontece em virtude da massa de resíduos apresentar valores de pH na faixa ácida a neutra.

A Legislação Federal vigente por meio da Portaria 2.914/2011 estabelece limites máximos permissíveis para as concentrações de nitrogênio amoniacal nas águas, em função aos diversos efeitos adversos que este pode acarretar a saúde humana e ao meio ambiente. Para o caso do nitrogênio na sua forma livre (NH<sub>3</sub>), esta legislação estabelece o máximo permissível de 1,5 mg/L, valor que seria muito inferior ao encontrado nesta pesquisa, se a forma de nitrogênio encontrada fosse a NH<sub>3</sub>.

O nitrogênio amoniacal é um dos parâmetros utilizados na classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. A amônia é tóxica e muito

restritiva à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L (CETESB, 2009).

Conforme Clement e Merlin (1995) a amônia e a alcalinidade constitui-se como fatores importantes para a toxicidade do lixiviado. As elevadas concentrações de alcalinidade torna o meio mais alcalino, portanto, aumenta a toxicidade da amônia.

### 3.3 Estatística

Os resultados obtidos na análise estatística encontram-se apresentados na Tabela 1.

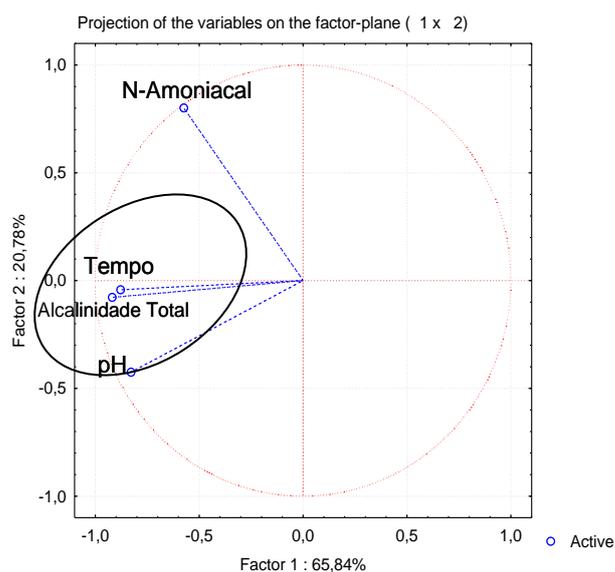
Tabela 1 - Matriz de correlações dos parâmetros

	<b>Tempo</b>	<b>N - Amoniacal</b>	<b>pH</b>	<b>Alcalinidade total</b>
<b>Tempo</b>	1			
<b>N - Amoniacal</b>	0,468094581	1		
<b>pH</b>	0,747276955	0,707272358	1	
<b>Alcalinidade total</b>	0,810920919	0,492260114	0,57024791	1

Analisando-se a Tabela 1, destaca-se a correlação forte positiva de 0,70, entre o pH e o nitrogênio amoniacal, o que indica o grau de influência do pH sobre o nitrogênio amoniacal, que resulta, conforme já citado, no fato de que a toxicidade do nitrogênio cresce à medida que o pH aumenta. Verifica-se ainda que, o tempo *versus* alcalinidade total apresentou correlação forte de 0,81, indicando que a alcalinidade dos RSO aumenta com o tempo. Por fim, percebe-se, que o tempo *versus* pH apresentou correlação forte positiva de 0,74, mostrando que este aumentou ao longo do tempo de monitoramento.

Na Figura 4 é apresentada a Análise dos Componentes Principais (ACP), onde se avalia a formação de grupos de afinidade entre parâmetros estudados.

Figura 4 - Análise dos Componentes Principais



Ao se observar a Figura 4, percebe-se que a projeção de variações dos dados nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 70% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade total do processo. De acordo com Paiva (2009), se este somatório for maior ou igual a 70%, a ACP explica de forma confiável o processo.

Ainda na Figura 4, verifica-se que ocorreu a formação de um grupo formado pelo pH, alcalinidade total e o tempo, no qual se nota o comportamento semelhante entre os parâmetros. Isso ocorre porque a concentração do pH e da alcalinidade tendem a aumentar com o passar do tempo. Isto era esperado, pois, à medida que os dias passam, há uma tendência natural do pH aumentar em função do processo de biodegradação da massa de resíduos sólidos no biorreator.

O aumento do pH ao longo do tempo ocorre devido as reações de consumo dos ácidos pelas *arqueas*, que predominam durante essa fase, reduzindo assim a presença de ácidos no meio e conseqüentemente elevando o pH do meio (SILVA, 2012).

O nitrogênio amoniacal apresentou comportamento diferente dos demais parâmetros no gráfico da ACP (Figura 4), em função das suas concentrações variadas ao longo do tempo de monitoramento dos resíduos sólidos orgânicos no biorreator.

Assim, a ACP apresentou-se de acordo com os resultados da Tabela 1, mostrando as relações existentes entre os parâmetros e confirmando os comportamentos destes no meio estudado.

#### 4 CONCLUSÕES

- A análise da toxicidade do nitrogênio amoniacal é de suma importância em estudos de resíduos sólidos, uma vez que, esta apresenta potencial de poluição do solo, água e ar, o que implica em vários problemas ambientais e de saúde pública;
- As elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo estão associadas, possivelmente, às características dos resíduos sólidos orgânicos que contêm em sua composição altos teores nitrogênio;
- Apesar das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal no biorreator, não foi verificada toxicidade nos resíduos, já que a forma de nitrogênio encontrada foi a ionizável ( $\text{NH}_4^+$ ), que é a forma não tóxica;
- As concentrações da alcalinidade total encontradas no biorreator aumentaram ao longo do tempo de monitoramento, corroborando para o aumento do pH dos resíduos sólidos no biorreator;
- A ACP indicou forte relação entre os parâmetros desse estudo e a formação de um grupo de parâmetros que apresentaram comportamentos semelhantes no processo de biodegradação.

#### REFERÊNCIAS

ALABASTER, J. S.; LOYD, R. Ammonia. In: ALABASTER, J. S. **Water quality criteria for freshwater fish**. London: Butterworth Scientific, 1982. 361 p.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. **Presença de Compostos de Nitrogênio em Águas de Poços**. Revista de Saúde Pública, n. 2, v.32, p 531-53, 1998.

AVILA, M.; DEVOS, V.; BELTRÃO, T. **O Ciclo do Nitrogênio**. Artigos de aquarismo. 2011. Disponível em: [http://www.aquahobby.com/articles/b\\_ciclo.php](http://www.aquahobby.com/articles/b_ciclo.php). Acesso em: Outubro de 2014.

ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade de água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Florianópolis: UFSC, 1997. 166 p.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th edition. Washington: APHA, 2012. 1203p.

CALLI, B. et al. **Methanogenic diversity in anaerobic bioreactors under extremely high ammonia levels**. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 37, p. 448-445. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2009. (Série Relatórios).

CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas seqüenciais 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.

Clement B and Merlin G. 1995. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *Sci. Total Environ.* 170, 71-79.

CLEMENT, B.; MERLIN, G. **The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed**. *Sci. Total Environ.* V.170, p.71-79, 1995.

GUNASEELAN, V. 1997, **Anaerobic digestion of Biomass for methane production: a Review**, *Biomass and Bioenergy*, 13, pp.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com referência ao aterro do Jóquei Clube-DF**. 2000. Tese de Doutorado – Universidade de Brasília, Brasília – DF.

KAYHANIAN, M. **Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations**. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* v.59, p. 349 - 352, 1994.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G.B. **Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, SC, 2003.

MAGOSSO, L. R.; BONACELLA, P. H. **Poluição das águas**. 2ª edição reformulada, Editora moderna, São Paulo, 71 p. 2003.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. 2003. 127f. Dissertação de Mestrado, UFPE.

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

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários/ Denise Adelina Guimarães Moura**. 2008. 135 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Rio de Janeiro: 135 Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro.

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

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gasproduction from landfills**. Tech Project n. E20 G01, 1985.

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

SILVA, A. S. **Avaliação da Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande – PB**. 139p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande – PB. 2012.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAÚJO, E. P.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. **D.Influência do Nitrogênio Amoniacal na Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos**. XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal- RN, 2014.

SILVA, V. B.; SILVA, A. P.; DIAS, B. O.; ARAUJO, J. L.; SANTOS, D.; FRANCO, R. P. **DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE N, P E K DE ESTERCO BOVINO E DE CAMA DE FRANGO ISOLADOS OU MISTURADOS**. Revista Brasileira Ciência do Solo, v. 38, p. 1537-1546, 2014.

SPEECE, R. E. **Review - Environmental Requieres for Anaerobic Digestion of Biomass**. (Advances in Solar Energy – Na Anual Review Of Research and Development) Environmental Sudies Institute, Drexel University – Philadelphia, PP 69. 1981

TOMASSO, J. R. 1994. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. Reviews in Fisheries Science 2: p. 291 - 314.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

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

## CAPÍTULO 4 - CONCLUSÕES GERAIS

- Os resíduos sólidos orgânicos da escola Estadual de Ensino Médio Severino Cabral apresentaram toxicidade, já que continham teores de metais pesados acima dos limites máximos permitidos pela legislação brasileira;
- Os elementos Alumínio, Manganês, Ferro, Zinco e Chumbo apresentaram valores acima do estabelecido pela NBR 10.004/04, confirmado a toxicidade dos resíduos da escola;
- Nas condições experimentais deste estudo, as elevadas concentrações de metais não influenciaram nos índices de germinação e de crescimento das sementes de tomate e de repolho ao longo do tempo de monitoramento no biorreator, indicando o potencial de uso destes resíduos na produção de substratos orgânicos, após o devido tratamento para remoção dos metais;
- Em relação à toxicidade do nitrogênio amoniacal, devido aos baixos valores de pH dos resíduos, a forma de amônia que prevaleceu no biorreator foi a ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), ou seja, não tóxica, o que indica que este elemento não contribuiu para a toxicidade verificada nos resíduos;
- A Análise dos Componentes Principais indicou a formação de grupos, relação e semelhança entre os parâmetros analisados durante o processo de biodegradação dos resíduos;
- Esta pesquisa apresentou resultados relevantes sobre resíduos sólidos orgânicos que servirão como base para outros trabalhos científicos e para tomada de decisão na gestão e gerenciamento ambientalmente adequados dos resíduos sólidos urbanos, em particular da escola estudada, beneficiando assim a sociedade e o meio ambiente.

## REFERÊNCIAS

- ABRELPE, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos Sólidos no Brasil – 2012**. São Paulo – SP, 2012. 202p.
- ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. **Anaerobic digestion for global warming control and energy generation – An over view** . *Renew able & Sustainable Energy Reviews*, Oxford, v. 16, n. 5, p. 3228-3242, 2012.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. **Chemical priciples of environmental pollution**. London: Chapman & Hall, 2ª Ed.,1997.
- ALLOY, B. J. **Heavy metals in sols**. Blackie Academic & professional, London, 2ª Ed. 368p., 1995.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- ANASTÁCIO, M. C. F. **Produção de Energia na Forma de Biogás a Partir de Resíduos Animais para o Desenvolvimento Rural**. 2010. 63f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química). Departamento de Engenharia Química. Universidade do Porto.
- APHA - AWWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. USA. 2012.
- ARAÚJO, E. P; SILVA, A.S; RIBEIRO, L. S; CARIBÉ, R. M; PAIVA, W. **AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE BACTÉRIAS AERÓBIAS TOTAIS EM BIORREATORES DE BANCADA**. In: Conferência Internacional de Gestão de Resíduos Sólidos, 3., 2013., São Paulo - SP.
- ARAÚJO, W.; AMARAL SOBRINO, N.; MAZUR, N.; GOMES, P. **Relação entre absorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil**. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, n. 26, p. 17- 27, 2002.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade de água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Florianópolis: UFSC, 1997. 166 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 10.004-2004**; Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.77p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 10.005-2004**; Resíduos Sólidos - procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 16p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 10.006-2004**; Resíduos Sólidos- procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.7p.

AVILA, M.; DEVOS, V.; BELTRÃO, T. **O Ciclo do Nitrogênio**. Artigos de aquarismo. 2011. Disponível em: [http://www.aquahobby.com/articles/b\\_ciclo.php](http://www.aquahobby.com/articles/b_ciclo.php). Acesso em: Outubro de 2014.

BAPTISTA, W.C. **Avaliação da Norma de Classificação de Resíduos Sólidos – NBR 10.004/87 da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT e o seu processo de Revisão**. 2001 . Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.

BARLAZ M. A.; SCHAEFER D.M.; HAM R.K. **Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill**. Applied Environmental Microbiology. London, v.55, p.55-65. 1989.

BARLAZ, M. A. **Microbiology of solid waste landfills**. In: PALMISANO, A. C; BARLAZ, M. A. (eds.) Microbiology of solid waste. New York: CRC Press, 1996.

BIANCHINI, I. Jr.; CUNHA, S. M. B.; RIBEIRO, J. U.; PENTEADO, D.G.B. **Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azorea* (Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical reservoir**. Braz. J. Biol., 2014, vol. 74, no. 1, p. 100-110.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. (1999). **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. 1999. 120 p. São Carlos: EESC/ Universidade de São Paulo.

BORSARI, V. **Caracterização das emissões de gases de efeito estufa por veículos automotores leves no Estado de São Paulo**, 2009. 189p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos- PNRS. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.

BRASIL. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf)>. Acessado em: mar. 2014.

CAUDURO, F. ROBERTO, S. **Avaliação comparativa de testes de lixiviação de resíduos sólidos**. XXVIII Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental. Canqún – México. Outubro de 2002.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. & CASAGRANDE, J.C., 2001, “**Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos**”. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; VAN RAIJ, B. ; ABREU, C. A. (Ed.) Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. p. 89-124.

CASTILHOS Jr. A. B. **Resíduos sólidos urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB - RIMA, ABES. Rio de Janeiro. 294p. 2003.

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

CUNHA, E. R. **Avaliação do Processo de Bioestabilização de Resíduos Sólidos Urbanos em Lisímetro de Campo**. 2009. 97 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE.

CHAMIE, S. **Encapsulamento de resíduos de lamas galvânicas através da solidificação em matriz de cimento**. São Paulo, 1994. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA/UFMG, Belo Horizonte, pp. 245. (1997).

De GIOANNIS G.; DIAZ L. F.; MUNTONI A.; PISANU A. "Two-phase anaerobic digestion within a solid waste/wastewater integrated management system." Waste Management, v. 28, n. 10, p. 1801-1808, 2008.

DILLENBURG, M. E. **Variação da Taxa de Recirculação de Lixiviado Determinada pela Concentração de Ácidos Voláteis no Tratamento da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos domésticos**. 2006. 135 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.

DORN, P. B.; VIPOND, T. E.; SALANITRO, J. P.; WISNIEWSKI, H.L. **Assessment of the acute toxicity of crude oils in soils using earthworms, microtox®, and plants**. Chemosphere, v.37, n.5, p. 845 - 860, 1998.

DORN, P. B.; SALANITRO, J. P. **Temporal ecological assessment of oil contaminated soils before and after bioremediation**. Chemosphere, v.40, p. 419 - 426, 2000.

EGREJA FILHO, F. B.; REIS, E. L.; JORDÃO, C. P.; PEREIRA NETO, J. T. **Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto**

**de lixo urbano domiciliar.** Química Nova. São Paulo, v. 22, p.324 - 328, 1999.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro, Interciência, p. 575, 1988.

FEISTHER, V. A. **CINÉTICA DA BIODEGRADAÇÃO DOS COMPOSTOS BENZENO, TOLUENO E XILENO EM LODO AERÓBIO UTILIZANDO BIOFILME.** 2013. 218 f. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. **Metal Pollution in the Quatic Environment.** 2 ed. Berlin, Springer Verlag, p. 230 - 486, 1983.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de campina grande – Pb.** 2009. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB.

GODINHO. <<http://andre-godinho-cfq-8a.blogspot.com.br/2012/12/escala-de-ph.html>>. Acessado em 03 mar de 2015.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. **Conversion processes in anaerobic digestion.** Wat. Sci. Tech., v 15, p. 127 - 167, 1983.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Infuence of co-digestion with manure.** Water Research. v. 39, p. 1543 - 1552, 2005.

HUI, Y.; LI'AO, W.; FENWEI, S.; HU, G. **Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities.** Waste Management. v. 26, p. 1052–1062, 2006.

JOHN, C. E. **Implantação de um Biorreator para Estudo de Resíduos Sólidos Urbanos: Problemas, Ajustes e Soluções de Laboratório.** 2004. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Programa de Pós – Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com referência ao aterro do Jóquei Clube-DF.** 2000. Tese de Doutorado – Universidade de Brasília, Brasília – DF.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: Maturação e qualidade do composto.** São Paulo: Piracicaba, 1998.

KJELDSSEN P. I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v.32, p. 297-336, 2002.

KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M.; VAN IMPE-W. F. **Stability of Municipal Solid Wastes**. 1998. In: Proc. of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. Lisboa. Portugal.

LANGE, L. C.; SIMÕES, G. F.; FERREIRA, C. F. A.; SANTANA, D. W. E. A.; GARCIA, L. N. **Estudo comparativo de metodologias empregadas para a análise de resíduos sólidos urbanos**. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 28., 2002, Cancún, México.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB**. 2008. 220 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB.

LEVINE, A. D.; HARWOOD, V.J.; CARDOSO, A. J.; RHEA, L. R.; KAYAK, B.S.; DODGE, B. M.; DECHER, M. L.; DZAMA, M.L.; DZAMA, G.; JONES, L; HALLER, E. **Assessment of biogeochemical deposits in landfill leachate drainage systems**. Florida - University of South Florida, 2005.

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

LINS, M. C. M. **Avaliação Microbiológica e Fitotóxica do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE**. 2005. 91 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE.

LOPES, W.S; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G.B. (2003). Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, Joinville, SC.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca**. 2003. 173 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MALAVOLTA, E. **Adubação e seu Impacto Ambiental**. São Paulo: Prodoquímica Industria, p. 153, 1994.

MANAHAM, S.E. **Toxicological Chemistry**. 2. ed. New York, Lewis Publisher, p. 249-251, 1992.

MARCOS FILHO, J. **Germinação de sementes**. In: SEMANA DE ATUALIZAÇÃO EM PRODUÇÃO DE SEMENTES. Campinas: Fundação Cargill, 1986. p.11-39.

MOREL, P.; GUILLEMAIN, G. **Assessment of the possible phytotoxicity of a substrate using an easy and representative biotest**. *Acta-horticulturae*, n.644, p.417 - 423, 2004.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. 141f. Dissertação (Mestrado em Ciência

em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MELO, M.C.; MONTEIRO, V. E. D; ARAÚJO, J.M.; ANDRADE, M. A. G. **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., 2005, Campo Grande, MS.

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

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

MIGUEL, A. H. **Poluição atmosférica urbana no Brasil: uma visão geral.** Química Nova, São Paulo, 1 v.5, n. 2, p. 118 - 125, 1992.

MINATTI, G.; **Biodegradação dos compostos BTX de efluente petroquímico sintético.** 2009. 143 f. Dissertação (Mestrado em engenharia química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários.** 2008. 131p. Dissertação (Mestrado). Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MONTEIRO, V. E. D. **ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS NO ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE ATERRO DA MURIBECA.** 2003. 245 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos.** Engenharia Sanitária e Ambiental. v.11, n.3, p. 223 - 230, 2006.

MOHR. H.; SCHOPFER, P. **Plant physiology.** Annals of Botany Company. Berlin v. 78, n.4, p. 528 - 528, 1995.

NASCENTES, R. **ESTUDO DA MOBILIDADE DE METAIS PESADOS EM UM SOLO RESIDUAL COMPACTADO.** Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Viçosa, Minas Gerais , 2006. p.153.

NEDER, L. T. C. **Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos: Tecnologia de Encapsulamento por complexos argilominerais – CAMs.** 1998.103f. Tese de Doutorado, Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP.

NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P.C.; CLARKE, W. P. **Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor**. Waste Management, v. 27, n. 5, p. 595 - 603, 2007.

OLIVEIRA, K. T. L. L.; GOMES, R. A. **CONTRIBUIÇÕES DA RECUPERAÇÃO DO BIOGÁS DE ATERRO SANITÁRIO: UMA ANÁLISE PARA GOIÂNIA**. 2001. Disponível em: <<http://www.seplan.go.gov.br/sepin/pub/conj/conj12/artigo03.pdf>>. Acesso em: 07 de fev. 2015.

OKUMU, J.; NYENJE, R. **Municipal solidwaste management underdecentralisation in Uganda**. Habitat International. 2011. v.35, n.4, p. 537 - 543, 2011.

PALMISANO, A. C.; MARUSCIK, D. A.; SCHWAB, B. S. **Enumeration and Hydrolytic microorganisms from three Sanitary Landfills**. J. Gen. Microbiology, UK, v. 139, p. 387- 391, 1992.

PIEDRAS, S.R. N.; OLIVEIRA, J.L. R.; MORAES. P. R. R.; BAGER, A. **Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasomafacetum*(Jenyns, 1842)**. Ciência Agrotecnologia., Lavras, v. 30, n. 5, p. 1008 - 1012, 2006.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gasproduction from landfills**.Tech Project n. E20 G01, 1985.

PMGIRS, **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**.Versão Preliminar para Audiência Pública. Campina Grande-PB, 2014. Disponível em: <<http://relicipb.org/assets/CGPMRSDiagnosticoFinalPreliminar20140319.pdf>>. Acessado em: 28 de dez. 2014.

RASKIN, I.; ENSLEY, B.D. (Ed.). **Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment**. John Wiley and Sons, N. York, p. 303, 2000.

REES, J. F. **The fate of carbon compounds in landfill disposal of orgânic matter**.J. Chem. Technol. Biotech. v. 30, p. 161- 175, 1980.

REICHERT, G.A.;SILVEIRA, D. A. **Estudo de viabilidade da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com geração de energia**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental, 23., Artigos Técnicos, ABES. 2005.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. **Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água**. Rio de Janeiro. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.14, p.353-328, 2009.

RIBEIRO, L. S. **Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos através dos parâmetros físicos e físico- químicos em um biorreator de**

**escala experimental.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

RIVERA-CRUZ, M.C.; TRUJILLO-NARCÍA, A. **Estudio de toxicidad vegetal em suelos com petróleo nuevo e intemperizado.** Interciencia. v. 29, n.7. p. 369 - 376, 2004.

RODRIGUES, L .C. A.; BARBOSA, S.; PAZIN, M.; MASELLE, B. S.; BEIJO, L. A.; KUMMROW, F. **Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com Lactuca sativa.** Campina Grande - PB. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.17, n.10, p.1099 -1108, 2013.

RUSSO, M. A. T. **Tratamento de resíduos sólidos.** Coimbra: Universidade de Coimbra, 2003. 196p. Tese (Doutorado), Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Ciência e Tecnologia, 2003.

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

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais.** 2009. 159 p. Tese (Doutorado em Química Analítica). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

SILVA, A. S. **Avaliação da Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande – PB.** 2012.139 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande – PB.

SIMÃO, J. B. P.; SIQUEIRA, J. O. **Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação.** Informe Agropecuário, v.22, n. 210, p. 18 - 26, 2001.

SIMÕES, G. F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2000.

SOARES, F. A. **Comportamento do maracujazeiro amarelo (Passiflora edulis Sims.f. flavicarpa Deg.) sob condições de estresse salino.** 2001. 153 f. (Dissertação de Mestrado). Campina Grande: UFPB.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: an analysis of global change.** Academic press. New York, 1991.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters.** Nashville, Tennessee, Archae Press. p. 394, 1996.

SCHROEDER, H. A. **Essential Trace Metals in Man: Copper.** Journal of Chronic Diseases, v. 19, p. 1107-1034, 1996.

TAN, K. H. **Environmental soil science**. Marcel Dekker Inc, New York, 2<sup>o</sup> Ed, 2000, 452 p.

TEIXEIRA, V. H. **Biogás**. Minas Gerais: Universidade Federal de Lavras, 1<sup>a</sup> Ed, 2003, 93 p.

TÍQUIA, S. M.; N.F.Y; HODGKISS, I. J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter**. Hong Kong. Environmental Pollution, v.93, n.3, p.249-256, 1996.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 2000. Editora Artimed. 6<sup>o</sup> ed. Porto Alegre – RS.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VINIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: Irwin MacGraw-Hill, 1993. 978p.

WANG, W; KETURI, P.H. **Comparative Seed Germination Tests Using Ten Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample**. Wat. Air Soil Pollut., 52, pp. 369-376, 1990.

ZACHAROF, A. I., BUTLER, A. P. **Stochastic modelling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity**. WasteMangement 24 (2004). Pp 453-462. Disponível em: < [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acessado em: 12 jun. 2014.

ZEHNDER, A. **Ecology of methane formation**. In: MITCHELL, R. (ed). Water pollution microbiology. New York, USA: Jonh Wiley e Sons, Inc. v.2. p. 349 - 376, 1978.

ZINDER, S. H. **Physiological ecology of methanogens**. In: FERRY, J. G (ed). methanogenesis ecology, physiology, biochemistry and genetics. New York: Chapman andHall, p. 128 - 205, 1993.