

DIEGO DE FARIAS LIMA

**TRATAMENTO CONJUGADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E LIXIVIADO DE
ATERRO SANTIÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO RASAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental do Centro de Ciência e Tecnologia da UEPB, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Dr. Valderi Duarte Leite

CO-ORIENTADOR: Dr. Fernando Fernandes Vieira

CAMPINA GRANDE

2010

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

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

L732t Lima, Diego de Farias.

Tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização rasas [manuscrito] / Diego de Farias Lima. – 2010.

95 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2010.

“Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental”.

1. Tratamento de Água. 2. Aterro Sanitário. 3. Esgoto Sanitário. 4. Recursos Hídricos. I. Título.

22. ed. CDD 628.162

DIEGO DE FARIAS LIMA

TRATAMENTO CONJUGADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO RASAS

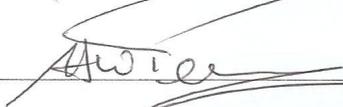
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite – Orientador



Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira – Co-orientador



Prof. Dr. Howard William Pearson – Examinador



Profa. Dra. Ariuska Karla B. Amorim – Examinadora

CAMPINA GRANDE-PB

2010

*Dedico este trabalho ao meu irmão, **KLEBER DE FARIAS LIMA**, que nos deixou aparentemente no momento errado para o calendário da família, contudo, no momento certo ao tempo de Deus. Hoje, meu irmão, onde quer que esteja me serve de inspiração e força para enfrentar todas as dificuldades e me tornar um vitorioso como ele sempre foi.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas as coisas apresentada por ele em minha vida;

Aos meus pais, Francisco e Eunice por todo carinho, paciência e dedicação que até hoje eles tem me apresentado;

Em especial a minha tia Luzia, que dedicou sua vida a cuidar de mim sempre que necessário e por isso posso a considerá-la como sendo minha segunda mãe;

Aos meus irmãos Feuber e Mayanny, e sobrinhos Taynara, Isadora, Tayani, Igor e Thiago, que me trazem tanta alegria e orgulho em dizer que são minha eterna família;

À minha namorada, Keila, que com muita paciência soube me entender nos dias mais estressantes que tive durante a composição deste trabalho e por todo apoio e força que ela me deu para que conseguisse chegar ao final do curso;

A toda minha família, pelo apoio e carinho que todos têm por mim;

Aos meus amigos de mestrado, que conheci e me conquistaram nesse pouco tem em que estivemos juntos;

Aos meus amigos da EXTRABES, que tem tão grande participação neste trabalho final;

Ao meu orientador professor Valderi Duarte Leite, pela orientação, paciência, dedicação e por me ajudar a chegar até aqui.

Ao meu Co-orientador professor Fernando Fernandes, pelo incentivo, amizade e confiança depositado em mim;

Aos professores Howard Willian Pearson e Ariuska Karla B. Amorim, por aceitarem participar desta banca de dissertação.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, por todo o conhecimento repassado;
A todas aquelas pessoas que de forma direta ou indireta deram sua contribuição a este trabalho.

“Os covardes nunca tentaram, os fracos desistiram na metade, e só os fortes chegaram aonde nós chegamos”.

(Autor desconhecido)

RESUMO

Nas últimas décadas houve crescente preocupação com os recursos hídricos, em relação ao crescimento da população, aumentou a demanda por água e a degradação dos corpos d'água através da liberação de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado. Além desses problemas, os resíduos sólidos urbanos (RSU) produzem outra fonte de poluição, designadamente, o lixiviado proveniente dos aterros sanitários. Este estudo investigou o tratamento de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em uma série de quatro lagoas de estabilização rasas localizado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, Brasil. O sistema experimental recebeu o esgoto do emissário leste do sistema de esgotamento da cidade de Campina Grande e lixiviado coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa, PB, e pré-tratado por processo de "stripping amônia" em uma série de lagoas rasas. O período experimental foi dividido em três fases, dependendo das misturas de substratos usados para alimentar o sistema de lagoas. Na Fase 1, o substrato foi apenas águas residuárias, na Fase 2, o substrato foi composto por uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado em uma proporção de 99:1, respectivamente, e na Fase 3 a proporção de esgoto para lixiviado foi 98:2. A eficiência de remoção de material carbonáceo medido indiretamente como DQO e DBO₅ na Fase 1 foi 29% e 91%, na Fase 2 de 54% e 95% e na Fase 3 de 83% e 90%, respectivamente. Quanto à riqueza de espécies de microalgas, houve um aumento no número de espécies ao longo do sistema de lagoas de estabilização, com 12 espécies de algas na primeira lagoa e 29 espécies na lagoa final. A classe Euglenophyceae foi predominante nas lagoas 1 e 2, e Chlorophyceae nas lagoas 3 e 4. A densidade de algas na lagoa 4, em relação à lagoa 1 diminuiu em 82% na Fase 2 e 92% na Fase 3. O pH e oxigênio dissolvido nos corpos d'água foram maiores durante o dia, entre 10 e 16h, com pH acima de 9,2 e oxigênio dissolvido acima de 14 mg/L na lagoa 2. O tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização rasas, parece ser uma promissora tecnologia alternativa para o futuro, proporcionando benefícios sociais, econômicos e ambientais, principalmente para regiões geográficas com disponibilidade de áreas favoráveis.

Palavras – chave: Lagoas de Estabilização Rasas; Lixiviado; Remoção de Matéria Orgânica, Fitoplâncton; Tratamento Conjugado.

ABSTRACT

In recent decades there has been increasing concern about water resources due to population growth, increases in water demand and the degradation of water bodies through the release of domestic and industrial wastewater without adequate treatment. In addition to these problems, municipal solid waste (MSW) produces another source of pollution, namely, leachate emanating from sanitary landfill. This study investigated the treatment of wastewater and landfill leachate in 4 series of shallow waste stabilization ponds located at the Experimental Research Station for Biological Sewage Treatment (EXTRABES), of the State University of Paraiba, Campina Grande, Paraiba, Brazil. The experimental system received sewage from the eastern sewerage interceptor of Campina Grande and leachate collected from the sanitary landfill of the city of Joao Pessoa, PB, and pretreatment by process of "ammonia stripping" in a series of shallow lagoons. The experimental period was divided into three phases, depending on the mixtures of substrate used to feed the pond system. In Phase 1, the substrate was only wastewater, in Phase 2, the substrate was comprised a mixture of wastewater and pretreated leachate in a ratio of 99:1, respectively, and in Phase 3 the ratio of sewage to leachate was 98:2. The removal efficiency of organic material indirectly measured as COD and BOD₅ in Phase 1 was 29% and 91% in Phase 2, 54% and 95% and in Phase 3 83% and 90 %, respectively. Regarding species richness of microalgae, there was an increase in the number of species along the stabilization pond system, with 12 algal species in the first pond and 29 species in the final pond. The class Euglenophyceae was predominant in ponds 1 and 2, and Chlorophyceae in ponds 3 and 4. The algal density in pond 4, in relation to pond 1 decreased by 82% in Phase 2 and by 92% in Phase 3. The pH and dissolved oxygen levels in the ponds were highest during the day, between 10 e 16 h, with pH above 9,2 and dissolved oxygen above 14 mg/L in pond 2. The combined treatment of wastewater and landfill leachate in a series of shallow ponds would appear to be a promising alternative technology for the future, providing social, economic and environmental advantages, mainly for geographical regions with favorable availability of areas.

Key - words: Shallow Stabilization Ponds, Leachate, Removal of Organic Matters, Phytoplankton; Conjugate Treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Dados da precipitação pluviométrica acumulada durante o período de 1961 a 1990 do Município de Campina Grande - PB.....	32
Figura 2 Esquema do sistema experimental.....	37
Figura 3 Comportamento da variação espaço-temporal do pH na Fase 1....	43
Figura 4 Comportamento da variação espaço-temporal do pH nas Fases 2 e 3.....	44
Figura 5 Comportamento da variação espaço-temporal da Alcalinidade Total na Fase 1.....	45
Figura 6 Comportamento da variação espaço-temporal da Alcalinidade Total nas Fases 2 e 3	46
Figura 7 Comportamento da variação espaço-temporal da Acidez na Fase 1.....	47
Figura 8 Comportamento da variação espaço-temporal da Acidez nas Fases 2 e 3.....	48
Figura 9 Comportamento da variação espaço-temporal da DQO na Fase 1.	49
Figura 10 Comportamento da variação espaço-temporal da DQO nas Fases 2 e 3.....	50
Figura 11 Comportamento da variação espaço-temporal da DBO ₅ na Fase 1.....	52
Figura 12 Comportamento da variação espaço-temporal da DBO ₅ nas Fases 2 e 3	52
Figura 13 Comportamento da variação espaço-temporal do NH ₄ ⁺ -N na Fase 1.....	53

Figura 14 Comportamento da variação espaço-temporal do $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nas Fases 2 e 3.....	54
Figura 15 Comportamento da variação espaço-temporal dos SSV na Fase 1.....	55
Figura 16 Comportamento da variação espaço-temporal dos SSV nas Fases 2 e 3.....	56
Figura 17 Comportamento da variação espaço-temporal da Clorofila “a” na Fase 1.....	57
Figura 18 Comportamento da variação espaço-temporal da Clorofila “a” nas Fases 2 e 3.....	57
Figura 19 Contribuição relativa (%) das classes de algas fitoplanctônicas para a riqueza específica total da comunidade na Fase 2	61
Figura 20 Contribuição relativa (%) das classes de algas fitoplanctônicas para a riqueza específica total da comunidade na Fase 3	62
Figura 21 Riqueza específica das classes de algas fitoplanctônicas do sistema nas Fases 2 e 3.....	63
Figura 22 Densidade da comunidade fitoplanctônica na Fase 2.....	66
Figura 23 Densidade da comunidade fitoplanctônica na Fase 3.....	67
Figura 24 Variação do pH na massa líquida das lagoas para a Fase 1.....	68
Figura 25 Variação do pH na massa líquida das lagoas para a Fase 2.....	69
Figura 26 Variação do pH na massa líquida das lagoas para a Fase 3.....	70
Figura 27 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 1 na Lagoa 1...	71
Figura 28 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 1 na Lagoa 2...	71
Figura 29 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 1 na Lagoa 3...	72
Figura 30 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 1 na Lagoa 4...	72
Figura 31 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 2 na Lagoa 1...	73

Figura 32 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 2 na Lagoa 2...	74
Figura 33 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 2 na Lagoa 3...	74
Figura 34 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 2 na Lagoa 4...	75
Figura 35 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 3 na Lagoa 1...	76
Figura 36 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 3 na Lagoa 2...	76
Figura 37 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 3 na Lagoa 3...	77
Figura 38 Variação do OD na superfície e a 20 cm da Fase 3 na Lagoa 4...	77
Figura 39 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 1 da Lagoa 1.....	79
Figura 40 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 1 da Lagoa 2.....	79
Figura 41 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 1 da Lagoa 3.....	80
Figura 42 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 1 da Lagoa 4.....	80
Figura 43 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 2 da Lagoa 1.....	81
Figura 44 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 2 da Lagoa 2.....	82
Figura 45 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 2 da Lagoa 3.....	82
Figura 46 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 2 da Lagoa 4.....	83
Figura 47 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 3 da Lagoa 1.....	84
Figura 48 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 3 da Lagoa 2.....	

	85
Figura 49 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 3 da Lagoa 3.....	85
Figura 50 Comportamento do pH em relação a temperatura ambiente na Fase 3 da Lagoa 4.....	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Classificação das Águas Residuárias.....	19
Tabela 2 Características dos RSU.....	21
Tabela 3 Características de Lixiviados de Aterros Sanitários.....	24
Tabela 4 Coeficiente K em função do Peso Específico.....	31
Tabela 5 Parâmetros físicos aplicados as lagoas.....	37
Tabela 6 Dados de operação do sistema.....	38
Tabela 7 Parâmetros e métodos analisados.....	39
Tabela 8 Dados paramétricos caracterização dos substratos.....	42
Tabela 9 Matriz de correlação da Fase 1.....	59
Tabela 10 Matriz de correlação da Fase 2.....	59
Tabela 11 Matriz de correlação da Fase 3.....	60
Tabela 12 Inventário taxonômico das espécies de algas identificadas no sistema nas Fases 2 e 3.....	65

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
a.n.m: Acima do Nível do Mar
APHA: American Public Health Association
CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CH₄: Metano
CO₂: Dióxido de Carbono
d: Dia
DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO: Demanda Química de Oxigênio
E: Eficiência de remoção (%)
HPLC: Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET: Instituto Nacional de Meteorologia
kN/m³: Kilo Newtons por Metros Cúbico
L: Litro
L/d: Litros por Dia
m: Metro
m²: Metros Quadrado
m³: Metros Cúbico
mg/L: Miligrama por Litro
m³/d: Metros Cúbicos por Dia
mm: milímetro
mm³: milímetro cúbico
N: Nitrogênio
NH₄⁺-N: Nitrogênio Amoniacal
NTK: Nitrogênio Total Kjeldhal
OD: Oxigênio Dissolvido
OR: Osmose Reversa
P: Fósforo
pH: Potencial Hidrogeniônico
POA: Processo Oxidativo Avançado
PVC: Policloreto de Vinila

Q: Vazão

RSU: Resíduo Sólidos Urbanos

SSF: Sólidos Suspensos Fixos

SST: Sólidos Suspensos Totais

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

ST: Sólidos Totais

STF: Sólidos Totais Fixos

STV: Sólidos Totais Voláteis

t: Tempo

ton.dia⁻¹: Toneladas por Dia

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

µg/L: Micrograma por litro

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivo Específico	18
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
3.1 Águas Residuárias	19
3.2 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	20
3.3 Lixiviado	23
3.3.1 Tratamento de lixiviado	24
3.4 Lagoas de Estabilização	27
3.4.1 Lagoas Anaeróbias	28
3.4.2 Lagoas Facultativas	28
3.4.3 Lagoas de Maturação	29
3.5 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Águas Residuárias	30
4 MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1 Caracterização da Área de Estudo	36
4.2 Sistema Experimental	36
4.3 Substrato utilizado	37
4.4 Monitoramento do sistema experimental	38
4.5 Realização dos perfis	39
4.6 Caracterizações qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica	40

4.7 Estatística dos dados	41
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1 Caracterização do Lixiviado	42
5.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)	43
5.3 Alcalinidade Total	45
5.4 Acidez	47
5.5 Demanda Química de Oxigênio	49
5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio	51
5.7 Nitrogênio Amoniacal	53
5.8 Sólidos Suspensos Voláteis	55
5.9 Clorofila “a”	57
5.10 Matrizes de Correlação de Pearson	58
5.11 Aspectos Qualitativos da Comunidade Fitoplanctônica	61
5.12 Aspectos Quantitativos da Comunidade Fitoplanctônica	66
5.13 Perfis das variáveis pH, OD e temperatura	68
6 CONCLUSÕES	87
REFERÊNCIAS	89

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas houve crescente preocupação com os recursos hídricos, haja vista o crescimento populacional que além de aumentar a demanda por este bem, também acaba por degradar através do despejo de águas residuárias domésticas e industriais sem prévio tratamento. Como os lançamentos são feitos muitas vezes de forma irregular, os corpos hídricos não conseguem assimilar toda a carga orgânica, afetando sua qualidade nos pontos a jusante ao despejo.

A coleta e o tratamento de resíduos líquidos ainda é um problema existente em todo o país. Entretanto, de acordo com dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (2008) houve um aumento de 10,5 pontos percentuais em relação ao ano (2000) no número de residências brasileiras que possuem esgotamento por rede geral, chegando à ordem de 44% dos domicílios atendidos com rede coletora de águas residuárias.

Somado ao problema que as águas residuárias causam ao meio ambiente, temos os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que nos últimos anos têm dado indícios favoráveis no que diz respeito à sua disposição final. O número de municípios que destinavam seus resíduos em lixões foi reduzido de 72,3% em 2000 para 50,8% em 2008, enquanto que o número dos que utilizam aterro sanitário cresceu de 17,3% para 27,7% nesse mesmo período (PNSB, 2008). Entretanto, mesmo os aterros sanitários que

são considerados como as melhores formas de disposição de RSU, estes acabam por gerar outro tipo de fonte poluidora ainda mais problemática que as águas residuárias, que é o lixiviado. Este é o líquido formado durante a degradação da massa orgânica do RSU pelo processo de degradação biológica, que em contato com a água da chuva, percola a massa de resíduo, gerando líquido com elevadas concentrações de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), traços de metais pesados dissolvidos e elevada concentração de nitrogênio amoniacal (NASCIMENTO FILHO et al., 2001).

Campos et al. (2007) e Amaral et al. (2008) caracterizando o lixiviado dos aterros sanitários das cidades de Belo Horizonte - MG e Gramacho - RJ, encontraram altos valores das concentrações de nitrogênio amoniacal e DQO, superiores a 1000 e 2500 mg/L, essa afirmação nos leva a imaginar alguns empecilhos para o seu tratamento, principalmente devido a toxicidade à biota presente na maioria dos processos de tratamento empregados hoje nas Estações de Tratamento de Esgoto - ETE. Além das elevadas concentrações de algumas substâncias poderem afetar diretamente a relação DBO:N:P, tornando esta relação não adequada ao tratamento biológico (ATHAYDE JÚNIOR et al., 2002).

O uso de lagoas de estabilização para o tratamento de águas residuárias é bastante consolidado, em especial na região Nordeste do Brasil, onde se dispõe de grandes áreas e clima favorável para o desenvolvimento da biota presente nas lagoas. Além disso, as lagoas apresentam vantagens em relação a outros tratamentos, isso devido a sua simplicidade de operação, manutenção e a excelente condição sanitária de seu efluente aliado ao seu baixo custo de implantação. Nas lagoas a estabilização do material carbonáceo e nitrogenado ocorre por meio de processos químicos, físicos e biológicos.

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário combinado com águas residuárias pode ser considerado uma boa alternativa, pois as elevadas concentrações de materiais orgânicos presentes no lixiviado podem ser diluídas, diminuindo dessa maneira, o impacto desse material nos processos biológicos como é o caso das lagoas de estabilização.

Portanto, o presente trabalho objetivou estudar o processo do tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em um sistema de lagoas de estabilização rasas.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado em uma série de lagoas de estabilização rasas.

2.2 Específicos

- Avaliar a remoção de matéria orgânica no processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterros sanitário e águas residuárias, nas proporções de 1% de lixiviado (tratamento 1) e 2% de lixiviado (tratamento 2).
- Analisar as variações espaciais e temporais do pH, temperatura e oxigênio dissolvido ao longo da série de lagoas de estabilização, durante o período de monitoração.
- Avaliar os aspectos qualitativos e quantitativos na estrutura da comunidade fitoplanctônica em termos de biomassa, dominância e diversidade de espécies em cada tratamento realizado.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Águas Residuárias

Esgotos domésticos são resíduos líquidos que provem principalmente de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas. Como em muitas situações não é possível identificar com precisão as fontes poluidoras, então se recorre à nomenclatura de águas residuárias. Basicamente, as águas residuárias são constituídas por despejos domésticos, águas de infiltração e, muitas vezes, de águas pluviais. Nesse trabalho será utilizada a nomenclatura de águas residuárias para se referir aos despejos urbanos.

Metcalf & Eddy (1991) propõe uma classificação para as águas residuárias em forte, média e fraca de acordo com as características físico-químicas, os dados apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 Classificação das Águas Residuárias.

Características	Forte	Médio	Fraco
DBO ₅ (mg/L)	400	220	110
DQO (mg/L)	1000	500	250
COT (mg/L)	290	160	80
NTK (mg/L)	85	40	20
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	35	15	08
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	50	25	12
Sólidos Totais (mg/L)	1200	720	350
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	350	220	100
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	75	55	20
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	275	165	80
Cloreto (mg/L)	100	50	30
Sulfato (mg/L)	50	30	20

Fonte: Metcalf & Eddy, 1991.

De acordo com as características das águas residuárias são determinadas os processos de tratamento necessários para as mesmas. Em geral o tratamento de águas residuárias pode ser realizado por meio de três processos: tratamento físico, químico e biológico. No tratamento físico objetiva-se eliminar sólidos grosseiros, não interferindo muito na remoção da DBO, compõe essa etapa normalmente o sistema de grade e caixa de areia. A etapa química desse processo consiste na correção de pH e eliminação de agentes patológicos. A função do processo de tratamento biológico é remover a matéria orgânica, solúvel e finalmente particulada através do metabolismo de oxidação e de síntese de células (von SPERLING, 2005).

3.2 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Com o crescente aumento econômico e populacional tem-se uma maior demanda por bens de consumo e com isso acaba-se por gerar maior produção de resíduo. Essa matemática faz um prenúncio dos sérios problemas ambientais que se pode ter caso não seja mais bem gerenciado o destino desses resíduos sólidos urbanos.

Segundo a ABNT (2004), “resíduos sólidos são todos os resíduos no estado sólido ou semi-sólido que resultam da comunidade, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviço e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistema de tratamento de água. Aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de águas residuárias ou corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente viáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

No Brasil a produção per capita de resíduos sólidos urbanos é cerca de 1,106 kg/hab.dia e a coleta per capita de RSU é 0,924 kg/hab.dia (ABRELPE, 2007). Essa informação indica que 0,182 kg/hab.dia dos RSU produzidos na zona urbana nem ao menos são coletados, ou seja, são descartados diretamente em locais inadequados no meio ambiente.

Segundo dados do PNSB (2008) houve um aumento no número de programas de coleta seletiva de resíduos sólidos no Brasil. No ano de 1989

eram 58 e em 2008 foi alcançado o patamar de 994. Esse dado revela o interesse crescente pela compra de diversos materiais presentes nos RSU, tais como papel, plástico, vidro e metal.

Na Tabela 2 são apresentados os dados da composição física dos resíduos sólidos urbanos (RSU) de três diferentes cidades. Analisando os dados presentes na Tabela 2, observa-se que de uma maneira geral os resíduos sólidos urbanos têm diferenças com relação à sua composição física, porém pode ser constatado que a maior fração é de material orgânico putrescível.

O material orgânico pode ser reaproveitado por processos aeróbio ou anaeróbio, o que diminuiria consideravelmente a quantidade de RSU com disposição final em aterros sanitários (LEITE et al., 2006; AL-KHATIB et al., 2010). Entretanto, a redução da disposição dos resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários é altamente dependente da separação na fonte desses resíduos, fato este que é pouco praticado (AL-KHATIB et al., 2010).

Tabela 2 Características dos RSU.

Componentes	Campina Grande – Brasil (%)	Distrito de Nablus – Palestina (%)	Krakow – Polônia (%)
Matéria Orgânica	56,8	65,1	40,5
Papel & Papelão	13,6	9,1	10,2
Plástico	15,5	7,6	12,1
Madeira	-	-	0,9
Metais	1,5	2,8	1,8
Vidro	1,1	2,9	10,1
Têxtil	-	3,1	2,7
Outros	11,5	5,4	13,2
<10 mm	-	3,9	8,5
Total	100	100	100

Fonte: Adaptado de LEITE et al. (2006); AL-KHATIB et al. (2010); BOER et al. (2010).

É constatado que existem poucas políticas públicas no Brasil que visam à redução dos RSU, e que os poucos programas existentes não alcançam eficácia e apresentam baixa eficiência ao menos quando esses programas não estão ligados a grandes grupos econômicos, como é o caso da coleta e reciclagem de latas de alumínio. Diante desta situação, a melhor opção para a disposição dos resíduos sólidos urbanos acaba sendo os aterros sanitários.

Aterro sanitário é uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo que utiliza técnicas de engenharia civil e sanitária para espalhar, compactar e cobrir com terra diariamente esses resíduos, com o objetivo de proporcionar o confinamento seguro deles, evitando riscos e danos à saúde pública e minimizando os impactos ao ambiente. Sua construção deve impermeabilizar o solo para que o lixiviado não atinja os lençóis freáticos, contaminando as águas, deve também drenar o lixiviado, que deve ser retirado do aterro, e deve drenar os gases, principalmente o carbônico, o metano e o sulfídrico (CETESB, 2010).

Os aterros sanitários são considerados as melhores formas de disposição dos resíduos sólidos urbanos, mesmo assim eles ainda produzem resíduos que causam problemas ao meio ambiente.

Sob condições favoráveis, em geral ditadas pela presença de umidade suficiente para suportar atividade microbiana, os aterros se comportam como reatores anaeróbios em grande escala (KULIKOWSKA E KLIMPAK, 2008).

Silva e Campos (2008) afirmam que uma das maiores fontes de emissões de metano são os aterros usados para a disposição de RSU. O gás de aterro é produzido pela decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos. Este gás é composto por aproximadamente 50% de metano (CH₄), 40% de dióxido de carbono (CO₂), 9% de nitrogênio, e concentrações residuais de compostos orgânicos voláteis, poluentes perigosos e outros elementos. O metano e o dióxido de carbono são considerados gases de efeito estufa, no entanto, o metano tem um potencial de aquecimento global 21 vezes superior ao do dióxido de carbono.

O lixiviado é outro resíduo produzido pela degradação da matéria orgânica presente nos aterros sanitários e que é alvo de inúmeras pesquisas por parte da comunidade acadêmica.

3.3 Lixiviado

Lixiviados são definidos como os efluentes aquosos gerados como consequência de percolação de águas pluviais através dos resíduos, dos processos bioquímicos das células e do teor de água inerentes nos próprios resíduos. Lixiviados podem conter grandes quantidades de matéria orgânica (biodegradável, mas também refratária à biodegradação), onde os constituintes húmicos são um importante grupo, assim como nitrogênio amoniacal, metais pesados, sais orgânicos e inorgânicos. A remoção de material orgânico com base na demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e de amônio de lixiviado é a condição usual antes da descarga do lixiviado em águas naturais (RENOU et al., 2008).

Nascimento Filho et al. (2001) observaram que a presença de compostos orgânicos suspeitos de atuarem como estrógenos ambientais (ftalatos e bisfenol), compostos de ação antioxidante (benzotiazolona) e compostos que atuam como princípios ativos de medicamentos (bensixazol) em amostras de lixiviado estudadas são fatores preocupantes com relação ao meio ambiente, uma vez que os limites de tolerância em ambientes abertos (aterros sanitários) e os efeitos de exposição de longo prazo (contaminação dos mananciais de água potável) a estes compostos são desconhecidos.

Variações na composição do lixiviado e na quantidade de poluentes removidos dos resíduos de aterros são frequentemente atribuídas a volumes de água que se infiltram no aterro, e diretamente relacionadas com os processos naturais que ocorrem dentro do mesmo (KULIKOWSKA e KLIMPAK, 2008).

Na Tabela 3 apresentam-se as características de lixiviado de aterros sanitários de 3 países. De uma maneira geral os lixiviados de aterros têm altos valores de DQO e nitrogênio amoniacal. Fan et al. (2006) estudando aterros sanitários em Taiwan verificaram através de análise de coeficientes de

Pearson, que os parâmetros DQO, SS, SSV, ST, cor, COT, DBO e condutividade elétrica diminuíram com o aumento da idade do aterro. Por outro lado, o pH e a relação DBO / DQO não apresentaram relação significativa com a idade do aterro sanitário.

Tabela 3 Características de Lixiviados de Aterros Sanitários.

Parâmetros	Tunísia	Pequim - China	Taiwan
pH	7,53	8,5	7,74
NTK (mg/L)	3740	2117	-
NH₄⁺-N (mg/L)	2570	1972	-
DQO (mg/L)	13610	1703	689,6
DBO₅ (mg/L)	2840	-	49,6
DBO₅/DQO	0,4	-	0,06
AT (mg/L)	-	11898	-

Fonte: Adaptado de FAN et al. (2006); LIANG, Z. e LIU, J. (2008); YAHMED et al. (2009).

Gourdon et al. (1989) apud Amaral et al. (2008) determinaram a distribuição de peso molecular das frações de lixiviado de aterro sanitário que recebiam resíduo industrial, antes e depois do tratamento aeróbio e anaeróbio, para avaliar a biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia. Os autores observaram que tanto a fração de baixo peso molecular quanto a fração de alto peso molecular apresentam maior biodegradabilidade aeróbia, sendo que os compostos refratários após tratamento aeróbio e anaeróbio, avaliados por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) foram os mesmos.

O lixiviado contém valores elevados de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio), traços de metais dissolvidos e nitrogênio amoniacal (NH₄⁺-N). Acredita-se que este último parâmetro mencionado (NH₄⁺-N) seja uma causa comum da toxicidade de lixiviado de aterros sanitários e o que dificulta o tratamento do lixiviado por meio de processos biológicos.

3.3.1 Tratamento de lixiviado

Diversos são os processos pesquisados para o tratamento do lixiviado, entretanto, a escolha deles deve levar em consideração tanto as características do lixiviado como também a viabilidade econômica.

Pacheco e Peralta-Zamora (2004) propuseram processo integrado para a remediação de lixiviado, consistindo na separação preliminar das substâncias húmicas por precipitação em meio ácido, essa etapa ocorreu sob agitação magnética em pH próximo a 1,0, utilizando-se ácido sulfúrico 20%. O sólido foi separado por centrifugação seguida de filtração em membrana Milipore® 0,44 mm. O tratamento subsequente do sobrenadante ocorreu por meio de processos oxidativos avançados com uso de um reator com capacidade de 120 mL. A radiação ultravioleta foi proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio de 125 W (sem o bulbo protetor), inserida na solução por meio de um bulbo de quartzo (radiação ultravioleta) ou de vidro Pyrex (radiação acima de 300 nm). Oxigênio foi continuamente borbulhado, com vazão de aproximadamente 30 mL.min⁻¹. Em geral, a precipitação preliminar permite remover uma pequena parcela da DQO (14%) e grande parte da cor, o que permite significativas melhoras no tratamento fotoquímico posterior. Quando aplicado na forma de um sistema de múltiplas adições de peróxido de hidrogênio, o sistema UV/H₂O₂ permitiu a descolorações da ordem de 95% e reduções de DQO de 75%, em tempos de reação de 120 min. Trata-se de um resultado bastante promissor, principalmente levando-se em consideração a elevada resistência da matriz em estudo.

Lange et al. (2006) analisaram a viabilidade técnica do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por Processo Oxidativo Avançado (POA) empregando reagente de Fenton. Os ensaios foram executados no Aterro Sanitário de Belo Horizonte, o processo foi realizado em batelada, com capacidade de produção de 1000L, usando reator de mistura simples. Os resultados mostraram elevada eficiência na remoção de poluentes orgânicos, onde as remoções de DQO foram em média de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%, a qual demandou a menor quantidade de reagente e menor tempo de agitação e conseqüentemente menor custo de operação. Estes resultados sugerem que não haverá comprometimento ao transpor este

tratamento para escala real, e que este processo poderá ser realizado como tratamento preliminar.

Mannarino et al. (2006) apresentaram um sistema de tratamento de lixiviado que consistia em filtro biológico aeróbio, uma pequena *wetland* (com tempo de detenção hidráulica - TDH de 2 dias e plantado com uma espécie de gramínea local) e uma lagoa aeróbia. Esses sistemas promovem a absorção de nutrientes pelas plantas e facilitam a degradação de material orgânico por microrganismos do solo e aderidos às raízes. A experiência desenvolvida no Aterro Sanitário de Pirai propiciou remoções, em termos de concentração de poluentes, de 41% de DQO e 51% de nitrogênio amoniacal. Os resultados obtidos no Aterro Metropolitano de Gramacho - RJ apresentam redução de 86% de DQO e 89% de nitrogênio amoniacal. Os sistemas implantados apresentam-se como alternativas eficientes no tratamento de lixiviado, sobretudo em regiões de clima tropical, onde as elevadas temperaturas potencializam a evapotranspiração.

Lin et al. (2007) estudaram o comportamento de duas microalgas isoladas de uma lagoa de lixiviado do aterro Li Keng em Guangzhou na China, *Chlorella pyrenoidosa* e *Chlamydomonas snowiae*, sendo comparadas com *Chlorella pyrenoidosa* isoladas de uma água de rio limpo. Suas taxas de crescimento e remoção de nutrientes foram determinadas em uma diluição seriada de lixiviado do aterro (10%, 30%, 50%, 80% e 100%) sob condições de laboratório. Os resultados indicaram que o crescimento de todas as espécies de algas está ligado às altas concentrações de lixiviado, e a inibição aparece ligada a altas concentrações de amônia (nitrogênio amoniacal > 670 mg/L). Quantidades significativas de NH₃ e DQO no lixiviado foram removidas pelas algas, com uma correlação positiva entre o crescimento das algas e o consumo de nutrientes.

De acordo com Renou et al. (2008) a osmose reversa (OR) parece ser um dos métodos mais promissores e eficientes entre os novos processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Valores de remoções dos parâmetros DQO e concentrações de metais pesados foram superiores a 98 e 99%, respectivamente. No entanto, dois problemas foram identificados e continuam hoje, como os principais inconvenientes para a aplicação da OR no

tratamento de lixiviado de aterro: incrustação da membrana (que exige o pré-tratamento extensivo ou limpeza química das membranas, que resulta em um curto tempo de vida das membranas e reduz a produtividade do processo) e a geração de grande volume de concentrado (que é inutilizável e tem de ser descarregado ou passar por outros tratamentos).

3.4 Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são tanques de dimensões variadas, nas quais são tratadas águas residuárias através de processos naturais, esses processos apresentam uma complexidade decorrente da produção e decomposição de material orgânico devido à influência das alterações no meio ambiente nos processos biológicos provocados pela simbiose existente entre a massa fitoplanctônica e bacteriana.

Tem-se no interior das massas líquidas das lagoas, um ciclo, em que as algas sintetizam matéria orgânica, liberando o oxigênio no meio (fotossíntese) e, as bactérias, fazem uso do oxigênio para consumirem a matéria orgânica das águas residuárias.

Historicamente o uso de lagoas de estabilização para o tratamento de águas residuárias apresentam algumas vantagens em comparação com os métodos tradicionais (SILVA e MARA, 1979).

- baixos custos operacionais;
- alcançam bons níveis de purificação com relação aos custos de operação;
- as necessidades de manutenção são mínimas;
- obtêm considerável remoção de microrganismos;
- e absorvem bem choques de sobrecarga e de mudanças climáticas.

As desvantagens do uso das lagoas de estabilização estão principalmente em dois aspectos, o primeiro são as grandes áreas requeridas para sua construção, e o segundo está na baixa eficiência na remoção de sólidos suspensos por conta do crescimento algal no sistema.

O processo de degradação biológica que ocorre nas lagoas de estabilização é baseado na oxidação da matéria orgânica presente nas águas

residuárias. Esse processo pode variar de acordo com o acceptor de elétrons disponível na massa líquida, caso seja o O_2 , diz-se que o processo é aeróbio, caso o acceptor de elétrons sejam íons inorgânicos tais como nitrato o processo é anóxico, e caso o acceptor seja dióxido de carbono ou sulfato diz-se que o processo é anaeróbio (von SPERLING, 2005).

3.4.1 Lagoas Anaeróbias

Neste tipo de lagoa, segundo JORDÃO e PESSOA (2005), a estabilização ocorre pelos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica. Inicialmente, os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. Verifica-se, nesta fase, a produção de material celular (síntese) e compostos intermediários (gás sulfídrico) e o pH reduz para valores entre 5 e 6.

Esse tipo de lagoa apresenta os menores Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) dentre as variedades das lagoas, e tem a função de remoção de parte da matéria orgânica. As lagoas anaeróbias são construídas de maneira a reduzir a entrada de luz na maior parte da massa líquida, como consequência se tem uma redução da atividade fotossintética e menor disponibilidade de oxigênio no meio, e para tal função elas são usualmente mais profundas (de 3 m a 5 m).

A eficiência de remoção de DBO_5 nas lagoas anaeróbias para águas residuárias é usualmente da ordem de 50 a 70%. A DBO_5 efluente é ainda elevada, implicando na necessidade de uma unidade posterior de tratamento. As unidades mais utilizadas são as lagoas facultativas. A remoção de DBO_5 na lagoa anaeróbia proporciona uma substancial economia de área para a lagoa facultativa, fazendo com que o requisito de área total (lagoa anaeróbia + facultativa) seja em torno de 45 a 70% para águas residuárias do requisito de uma lagoa facultativa única (von SPERLING, 1996).

Miwa et al. (2007) analisando a dinâmica do nitrogênio constatou que a eficiência na remoção de nitrogênio é dependente das variações climáticas e da otimização do sistema através das variáveis hidrodinâmicas, além de que uma baixa carga orgânica no afluente pode implicar em semelhança de funcionamento entre as lagoas anaeróbia e facultativa.

3.4.2 Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são normalmente utilizadas como sistema secundário no tratamento de águas residuárias, isso quando elas são construídas seriadas com lagoas anaeróbias. Fisicamente, as lagoas facultativas diferem das anaeróbias pelo fato de serem projetadas com uma menor profundidade (entre 1,5 m e 2,0 m) e terem relação comprimento/largura maiores, entre 2 e 4 (von SPERLING, 1996).

Essas variações nas dimensões das lagoas facultativas promovem grandes mudanças na forma como o material orgânico é degradado. Essa menor profundidade faz com que as lagoas facultativas apresentem uma camada aeróbia superficial, uma zona facultativa intermediária e uma camada anaeróbia no fundo da lagoa.

As lagoas facultativas durante o dia sofrem grandes variações na quantidade de oxigênio dissolvido existente na massa líquida, isso devido ao fato de que menores profundidades favorecem a penetração da luz e com isso a atividade fotossintética, como consequência tem-se variações no ponto de “oxipausa” (o ponto abaixo da superfície, no qual o nível de oxigênio dissolvido é igual a zero) (SILVA e MARA, 1979).

3.4.3 Lagoas de Maturação

Lagoas de Maturação e de Polimento são utilizadas principalmente como desinfetantes, haja vista que a remoção do material carbonáceo e nitrogenado se procedem principalmente em etapas anteriores. As nomenclaturas, Polimento e Maturação, diferem apenas onde cada tipo de lagoa será empregado, caso seja utilizado como pós-tratamento de reator UASB, então empregasse o termo Polimento, e caso a lagoa complemente um sistema australiano de lagoas (Lagoa anaeróbia/Lagoa Facultativa) ou uma lagoa facultativa então se diz que esse tipo de lagoa rasa é de Maturação.

A baixa taxa de oxidação, associada à alta taxa de produção fotossintética de oxigênio, leva à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação bacteriana (MASCARENHAS et al., 2004).

As lagoas de estabilização rasas, com profundidade útil inferior a 1,00 metro, podem se comportar como totalmente aeróbias onde a penetração da luz ao longo da profundidade é praticamente total (a energia luminosa tende a se extinguir com a profundidade, mesmo em águas límpidas). A produção de algas é maximizada e o pH é usualmente elevado (von SPERLING, 1996).

Nestas condições, o fator limitante que determina o tempo de detenção mínimo das águas residuárias nas lagoas de polimento (e deste modo a área e o volume da lagoa) não é mais a remoção da matéria orgânica e sim a remoção dos organismos patogênicos. Por esta razão, o objetivo principal das lagoas de polimento deixa de ser a estabilização da matéria orgânica e passa a ser a remoção dos patógenos (MASCARENHAS et al., 2004).

Nas lagoas de polimento predominam condições adversas para os organismos patogênicos, tais como: temperatura, radiação solar, elevados valores de pH (principalmente acima de 9,0), altas concentrações de oxigênio dissolvido (especialmente níveis de supersaturação), efeito de toxinas produzidas por algas, predação, competição e inanição (MASCARENHAS et al., 2004).

3.5 Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Águas Residuárias

Entre as várias maneiras, o tratamento conjugado do lixiviado com águas residuárias tem se apresentado como uma forma propícia, haja vista que as altas cargas de material carbonáceo e nitrogenados presentes no lixiviado de diversos aterros, acabam sendo diluídas quando misturadas as águas residuárias.

Seguindo essa tendência do tratamento conjugado, na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de identificar as melhores proporções de mistura do lixiviado e águas residuárias que se adequem ao tratamento biológico, como exemplos temos Athayde Júnior et al. (2002) e Torquato (2010).

As proporções de mistura do lixiviado e águas residuárias utilizadas nesse trabalho foram baseados em cálculos que expressam uma previsão da produção desses componentes na cidade de Campina Grande-PB. O cálculo do volume de lixiviado produzido diariamente na cidade de Campina Grande foi feito a partir de informações da tese de BIANA (2007), do INMET (2010) e BARROS (2004).

BARROS (2004) apresenta uma variedade de métodos para determinação da produção de lixiviado em um aterro sanitário. Dentre estes, tem-se o método suíço que parte do pressuposto de que certa porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização na base da plataforma e, conseqüentemente deve ser drenada. Esta porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista. O método suíço considera como elementos principais a precipitação pluviométrica sobre a cobertura e o grau de compactação dos resíduos. O cálculo da vazão média pode ser expresso pela Equação 1:

$$Q = P \cdot A \cdot K / t$$

Equação 1

em que:

Q: vazão média de percolado, L/s;

P: precipitação média anual, mm;

A: área de cobertura, m²;

t: número de segundos em um ano;

K: proporção da precipitação que é convertida em percolado (Tabela 4).

Os valores de K são em função do peso específico dos resíduos sólidos urbanos e são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Coeficiente K em função do Peso Específico.

Peso Específico dos Resíduos (kN/m³)	K
4 a 7	0,25 a 0,5
> 7	0,15 a 0,25

Fonte: FIRTA, 2007.

Para o dimensionamento da produção de lixiviado utilizou-se o maior valor de k que é 0,5.

BIANA (2007) diz que, levando-se em consideração o total de resíduos sólidos coletados na cidade de Campina Grande (220 ton.dia⁻¹), calcula-se a área mínima de um aterro que pudesse atender a necessidade de todo o município, multiplicando 220 ton.dia⁻¹ pelo fator 560, que resulta numa área mínima de 123.200 m².

Na Figura 1 apresenta-se o comportamento da precipitação pluviométrica ocorrida no município de Campina Grande - PB, nela pode-se observar tanto o índice pluviométrico do ano de 2009, como também a média de chuvas ocorridas na cidade entre os anos de 1961 e 1990. Baseado na média histórica se tem um valor anual de chuvas na cidade de Campina Grande, que fica em torno de 800 mm.

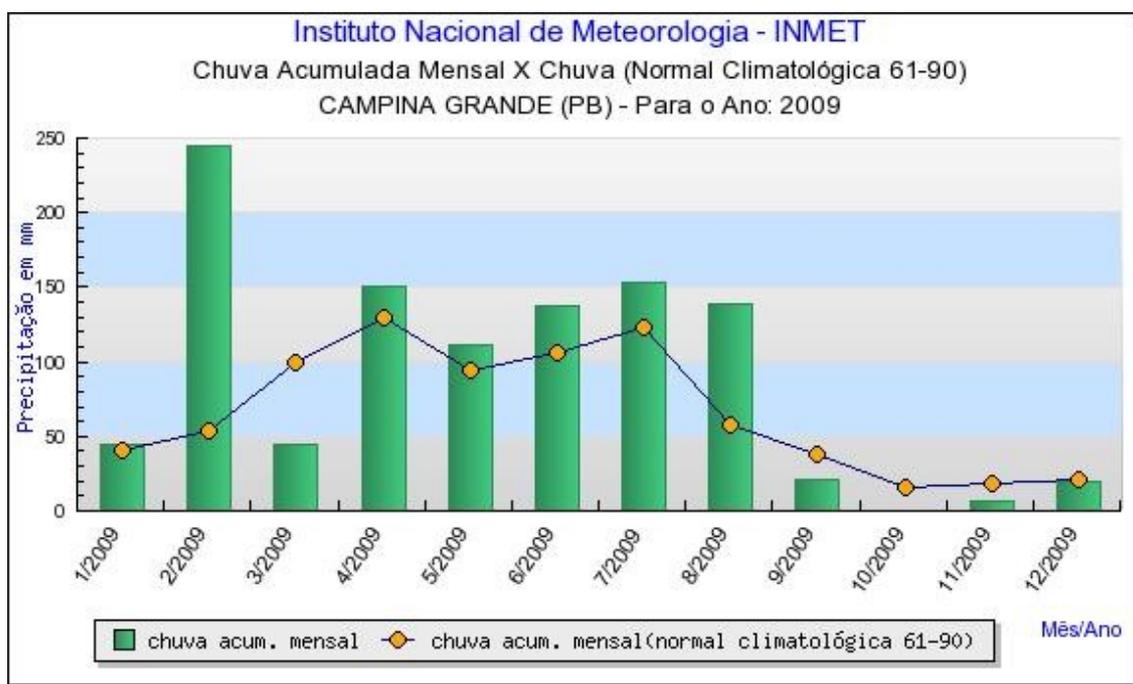


Figura 1 Dados da precipitação pluviométrica acumulada durante o período de 1961 à 1990 do Município de Campina Grande - PB.

Fonte: INMET (2010).

Tomando-se como referência os dados da precipitação pluviométrica apresentados na Figura 1, realizou-se a estimativa da vazão volumétrica de lixiviado que poderá ser produzida pelo município de Campina Grande – PB.

$$Q = P \cdot A \cdot K / t$$

$$Q = 800 \cdot 123200 \cdot 0,5 / 31622400$$

$$Q = 1,56 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$$

O resultado da Equação 1 indica a possível vazão volumétrica de lixiviado que seria produzida, caso os RSU produzidos e coletados na cidade de Campina Grande fossem destinados a aterro sanitário.

Baseado em cálculo de engenharia para construção de sistema de tratamento de águas residuárias, pode-se estimar a produção de águas residuárias na cidade de Campina Grande a partir da Equação 2.

$$Q = \text{População} \cdot \text{Vazão per capita}$$

Equação 2

De acordo com dados do IBGE (2002) a população de Campina Grande é estimada em cerca de 400.000 habitantes. Utilizando-se uma vazão per capita de $150 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, resolvemos a Equação 2.

$$Q = \text{População} \cdot \text{Vazão per capita}$$

$$Q = 400.000 \text{ hab} \cdot 150 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$$

$$Q = 60.000.000 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$Q = 694,44 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$$

A partir dos resultados das Equações 1 e 2, pode-se estimar a proporção de lixiviado para ser tratado conjugado com águas residuárias. A vazão de lixiviado produzido ($1,56 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$) corresponde a menos de 0,25% da vazão de águas residuárias ($694,44 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$), o que indica que o uso de um tratamento conjugado com valores de 1% e 2% estão bem acima dos valores teóricos.

Outros pesquisadores também trabalharam com tratamento conjugado, e alguns dos métodos são apresentados a seguir:

1. Athayde Júnior et al. (2002) estudaram o tratamento de lixiviado em conjunto com águas residuárias num sistema de quatro lagoas de

estabilização, em série, em escala piloto, sendo o principal movedor desta combinação, a adequação das características do lixiviado à passividade de tratamento biológico. A mistura líquida das águas residuárias/lixiviado foi feita para que não excedesse uma DBO₅ de 1000 mg/L. Inicialmente a proporção de lixiviado em relação ao volume total da mistura era de 1%, tendo sido posteriormente aumentada para 5% e subseqüentemente para 15%, de acordo com o envelhecimento e conseqüente diminuição de concentração e aumento do pH do lixiviado. Os resultados indicaram que a DBO₅ e a DQO tiveram suas concentrações no efluente final de, respectivamente, cerca de 50 e 200 mg/L, sendo a grande maioria removida na primeira lagoa. A concentração de amônia no efluente final do sistema foi de 6,6 mg/L, resultando numa eficiência de remoção de 86%.

2. O estudo foi realizado para examinar a eficiência do tratamento biológico de águas residuárias combinado com lixiviado de aterro sanitário. A proporção de águas residuárias para lixiviado foi 9:1 em volume. O lixiviado foi pré-tratado por ultra-som. A ultra-som do lixiviado foi realizada em condição estática usando o desintegrador UD-20, a freqüência de campo de 20 kHz, amplitude de 12 µm durante um tempo de 120 s. Para os experimentos de laboratório foi utilizado um reator SBR com formato cilíndrico e volume total de 5 L, utilizou-se uma bomba de ar para manter o oxigênio dissolvido acima de 2 mg/L. O reator operou em ciclos de 24 horas, ocorrendo três variações no modo de operação. Inicialmente foi utilizado 1 L da cultura e complementado o volume do reator com uma mistura de águas residuárias/lixiviado. O lixiviado utilizado neste trabalho foi proveniente do aterro da cidade de Czestochowa (sul da Polônia). Os resultados indicaram que o uso da ultra-som no pré-tratamento do lixiviado favoreceu sua biodegradabilidade. Foi possível obter uma remoção de DQO que variou entre (80-92%). A remoção de nitrogênio amoniacal variou entre (67-75%) nos três modos de operação testados (NECZAJ et al., 2007).

3. Um biorreator anaeróbio-aeróbio-anóxico (A2/O) foi usado para tratar águas residuárias misturadas com lixiviado na Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Guangzhou, ao sul da China. A proporção ideal de mistura do tratamento combinado de águas residuárias com lixiviado foi de 1:250, 1:350, 1:500 e 1:700, respectivamente. Os resultados mostraram que a

melhor relação volume de lixiviado e águas residuárias no processo A2/O foi de 1:500. A média da eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e DQO para o teste em escala piloto (3,8 m³) foi de 96,5%, 61% e 81,7%, respectivamente, com o tempo de detenção hidráulica de 11h e oxigênio dissolvido de 3 mg/L. Após serem aplicados os testes em escala piloto (3,8 m³), foi realizada a investigação em escala real com vazão de 220 m³/d na Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Guanzhou num período de monitoramento de um ano. As remoções de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e DQO foram de 82,65%, 92,69% e 57,1%, respectivamente (YU et al., 2010).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da Área de Estudo

O trabalho experimental foi realizado nas dependências da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário – EXTRABES, localizado na cidade de Campina Grande – PB (550m acima do nível do mar).

4.2 Sistema Experimental

O sistema experimental consistiu de um tanque de armazenamento de águas residuárias aduzida diretamente do emissário leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, PB. De um reservatório de lixiviado “pós stripping” coletado no aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa, PB e pré-tratado por um processo de stripping de amônia em um sistema de lagoas rasas. De um depósito para armazenamento do substrato, que compreende a mistura em suas devidas proporções de lixiviado e águas residuárias. De quatro lagoas de estabilização rasas operadas em série. De bombas dosadoras e de outros dispositivos complementares.

As lagoas foram construídas em alvenaria de concreto, cimento e ferro e são interconectadas através de tubos de PVC rígido de diâmetro de 32 mm, sendo que a primeira lagoa conta com um registro de controle de fluxo do substrato.

Na Tabela 5 estão apresentadas as características físicas das quatro lagoas que compõem o sistema. Na Figura 2 apresenta-se o esquema experimental das lagoas rasas, com seus respectivos pontos de coletas indicados.

Tabela 5 Parâmetros físicos aplicados as lagoas.

Lagoas	Comprimento (m)	Largura (m)	Altura (m)	Volume (m ³)
Lagoa 1	5	1	0,50	2,50
Lagoa 2	5	1	0,45	2,25
Lagoa 3	5	1	0,40	2,00
Lagoa 4	5	1	0,35	1,75

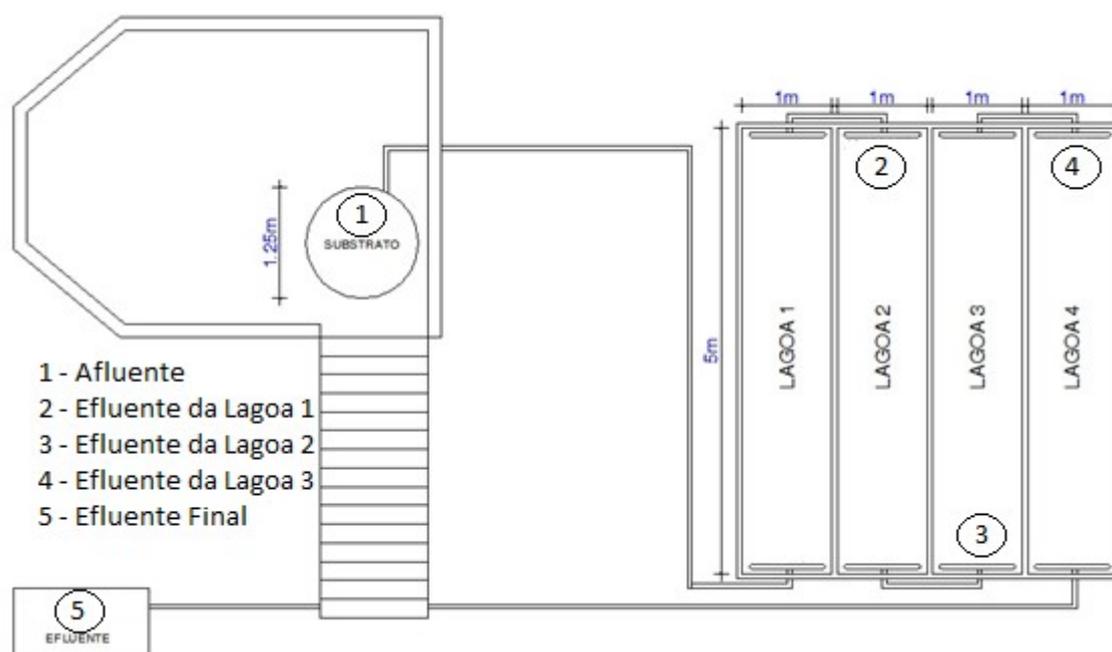


Figura 2 Esquema do sistema experimental

4.3 Substrato utilizado

Como já foi mencionado anteriormente, as águas residuárias utilizadas neste trabalho foram provenientes de uma rede coletora que passa nas dependências da EXTRABES. O lixiviado utilizado foi proveniente do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa – PB, que está localizado no Engenho Mussuré no Distrito Industrial a 5 km da BR-101. Este por sua vez, foi coletado e transportado para a EXTRABES através de carros tanques. O lixiviado utilizado neste trabalho foi pré-tratado por um processo de stripping de amônia em um sistema de lagoas rasas.

O monitoramento do sistema foi dividido em três fases, essa divisão foi feita de acordo com o substrato utilizado em cada fase. A primeira Fase (também chamada de Fase de Aclimação) teve duração de 4 meses, para as Fases 2 e 3 o tempo de monitoramento foi de 3 meses cada.

- Fase 1: O substrato utilizado nessa fase foi unicamente águas residuárias provenientes da rede coletora da cidade de Campina Grande.
- Fase 2: Nesta fase o substrato utilizado consistiu de uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado numa proporção de 1%.
- Fase 3: O substrato utilizado nesta fase consistiu de uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado numa proporção de 2%.

4.4 Monitoramento do sistema experimental

O monitoramento do sistema foi dividido em três fases, nas quais as mudanças ocorridas no substrato utilizado para cada fase se deram de forma sequencial, da Fase 1 até a Fase 3. Não foi feito o esvaziamento das lagoas para o início de cada fase de monitoramento do sistema.

O sistema experimental operou na Fase 1 com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de aproximadamente 39 dias, já nas Fases 2 e 3 o TDH foi reduzido praticamente pela metade, sendo respectivamente de 19 dias, a Taxa de Aplicação Superficial (λ_s) mais que dobrou da primeira para as demais Fases. Na Tabela 6 são apresentados os dados de TDH, Taxa de Aplicação Superficial de DQO (λ_s) e vazões (Q) das três fases de monitoramento do sistema.

Tabela 6 Dados de operação do sistema.

Fases	Q (L/dia)	TDH (dia)	λ_s (kgDQO/ha.dia)
Fase 1	220	38,6	167,6
Fase 2	450	18,8	370,4
Fase 3	450	18,8	392,0

A Tabela 7 apresenta os parâmetros determinados semanalmente durante o período de monitoramento das três fases do sistema. Todas as amostras foram coletadas com auxílio de béquer na superfície das lagoas (dez centímetros de profundidade), com exceção do primeiro ponto de amostragem. A coleta do primeiro ponto de amostragem se deu antes do substrato se misturar a massa líquida da primeira lagoa, através de um registro controle de fluxo existente na tubulação que conduz o substrato até a primeira lagoa da série. O horário de coleta foi às 8 horas da manhã nas entradas de cada lagoa e na saída da lagoa 4, dando um total de cinco pontos de amostragem que estão indicados da Figura 2. Todas as análises foram realizadas logo após cada coleta.

As determinações seguiram a metodologia preconizada por APHA (1998) de acordo com as especificações apresentadas na Tabela 7, com exceção da *clorofila "a"* que seguiu o método recomendado por Jones (1979).

Tabela 7 Parâmetros e métodos analisados.

Parâmetro	Método	Frequência
pH	Potenciométrico	2 x por semana
AT* e Acidez	Potenciométrico	2 x por semana
Nitrogênio Amoniacal	Micro Kjeldahl	2 x por semana
DQO	Titulométrico	2 x por semana
ST	Gravimétrico	1 x por semana
SSV	Gravimétrico	1 x por semana
DBO ₅	Titulométrico	1 x por semana

*Alcalinidade Total

4.5 Realização dos perfis

Visando obter maior compreensão sobre os processos ocorrentes nas lagoas de estabilização rasas, foram realizados perfis de 24 horas nos quais as quatro lagoas foram monitoradas. O monitoramento teve início às 6 horas da manhã, e término às 5 horas da manhã do dia seguinte para cada perfil. Foram realizadas determinações a cada hora do dia, o que totalizou 24 determinações para cada parâmetro.

Foram realizados dois perfis de 24 horas para as fases 1, 2 e 3 de monitoramento das lagoas. Nos perfis foram realizadas determinações de pH, oxigênio dissolvido e temperatura (na massa líquida confinada) nas quatro lagoas em intervalos de tempo de uma hora. Os perfis foram realizados em dias ensolarados e de pouca nebulosidade, tendo temperatura durante o dia acima dos 20 °C. As determinações de pH e temperatura da massa líquida das lagoas ocorreu em amostras da superfície (a menos de dez centímetros de profundidade) sendo a temperatura medida no próprio sistema, enquanto que para a medição do pH foi necessário se fazer uma coleta da superfície conduzindo-a ao laboratório. A determinação do oxigênio dissolvido foi realizada em duas profundidades, na superfície e a 20 cm de profundidade na lagoa.

4.6 Caracterizações qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica

Para as análises qualitativa e quantitativa da massa algal foram coletadas amostras em toda a coluna da massa líquida das lagoas em quatro pontos distintos de cada lagoa, as amostras dos quatro pontos coletados foram posteriormente misturadas e retirada uma alíquota que foi acondicionada em frascos de polietileno de 300ml e preservadas com formol a 4% neutralizado com bórax. A identificação dos organismos foi feita utilizando microscópio binocular Olympus CBA, em até 400 vezes de aumento. O sistema de classificação para classes e gêneros seguiu as indicações de Bicudo & Menezes (2006), para as espécies foram utilizadas chaves de identificação específicas de cada grupo. A contagem do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido com aumento de 400 vezes pelo método da

sedimentação de Utermöhl (1958). Através de transectos horizontais e verticais, tantos quantos foram necessários para que fossem contados no mínimo 100 indivíduos da espécie mais freqüente, de modo que o erro fosse inferior a 20% e o coeficiente de confiança acima de 95% (LUND et al., 1958). O tempo de sedimentação foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). Os resultados foram expressos em densidade (ind.ml^{-1}) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ross (1979) conforme a Equação 3.

$$\text{Indivíduos. ml}^{-1} = (n/sc).(1/h). (F)$$

Equação 3

Onde: n= número de indivíduos efetivamente contados;

s= área do campo em mm^2

c= número de campos contados;

h= altura da câmara de sedimentação em mm;

F= fator de correção para mililitro ($10^3 \text{ mm}^3/1 \text{ ml}$)

4.7 Estatística dos dados

Para as análises estatísticas foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson, que é uma medida que indica a força de uma relação linear entre duas variáveis, essa relação independe das unidades de medidas das variáveis. Os coeficientes variam entre -1 e +1, ou podem ser expresso em porcentagem, -100% e 100%, quanto maior for a qualidade do ajuste (ou associação linear), mais próximo de +1 ou -1 estará o valor do coeficiente r próximo de zero (MARTINS, 2008).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção são apresentados e discutidos os resultados obtidos das determinações experimentais. Inicialmente são apresentados os dados da caracterização físico-química do lixiviado, posteriormente, são analisadas e discutidas as variações espacial-temporal de cada parâmetro estudado no período de monitoramento das três Fases. E em seguida são apresentados os dados qualitativos e quantitativos da comunidade fitoplanctônica. Por fim, são apresentados os parâmetros pH, OD e temperatura dos perfis realizados em cada fase.

5.1 Caracterização dos Substrato

Na Tabela 8 são apresentados os principais dados paramétricos advindos da caracterização do lixiviado pós stripping, e dos substratos utilizados na alimentação das lagoas, preparados a partir da mistura do lixiviado pós stripping e das águas residuárias da rede coletora da cidade de Campina Grande.

Tabela 8 Dados paramétricos da caracterização dos substratos.

Parâmetros	Lixiviado (Pós Stripping)	Substrato Fase 1	Substrato Fase 2	Substrato Fase 3
pH	10,3	7,6	7,71	7,64
AT (mgCaCO ₃ /L)	11842,4	435,95	454,29	444,41
Acidez (mgCaCO ₃ /L)	679,6	39,91	45	42
DQO (mg/L)	9505,8	380,9	411,6	435,8
DBO ₅ (mg/L)	254,8	202,15	191,3	155,33
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	5,7	45,248	39,44	40,22
ST (mg/L)	83470	1095,4	1184,7	1102
SSV (mg/L)	240	54,8	42	50

Observar-se que todos os parâmetros têm valores típicos de lixiviado de aterro sanitário com exceção do nitrogênio amoniacal que possui valor bem abaixo da média, isso se deve ao fato do lixiviado utilizado neste trabalho ter sido submetido ao processo de stripping de amônia. Os dados apresentados na Tabela 8 para os parâmetros de pH, DQO e DBO₅, indicam que o lixiviado neste estudo tem característica de lixiviado em sua fase metanogênica, com valores de pH acima de 7,5 e relação DBO₅/DQO de 0,02 (EHRIG, 1988 apud OMAN, 2007).

Os baixos valores na relação DBO₅/DQO e nos valores de DBO₅ existentes na fase metanogênica de lixiviado são explicados pela baixa atividade biológica, como consequência se tem baixa concentração de ácidos graxos voláteis (OMAN, 2007).

5.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Nas Figuras 3 e 4 apresenta-se o comportamento da variação espaço-temporal do pH nas Fases 1, 2 e 3 durante o período de monitoração da série de lagoas de estabilização rasas.