



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**JULIANA MARÇAL DA ROCHA PAREDES**

**DESSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO**

**CAMPINA GRANDE-PB**

**2012**

**JULIANA MARÇAL DA ROCHA PAREDES**

**DESSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO**

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: PROF. Dr. VALDERI DUARTE LEITE**

**CAMPINA GRANDE**

**2012**

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

P227d Paredes, Juliana Marçal da Rocha.  
Dessorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado [manuscrito] / Juliana Marçal da Rocha Paredes. – 2012.  
75 f. : il. color.

Digitado  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

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

1. Aterro sanitário. 2. Lixiviação. 3. Resíduos sólidos. I. Título.

21. ed. CDD 363.728

**JULIANA MARÇAL DA ROCHA PAREDES**

**DESSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO**

Aprovada em 30 de Agosto de 2012

**BANCA EXAMINADORA:**



---

**Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE**

(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



---

**Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA**

(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba)



---

**Prof. Dr. MAURÍCIO A. M. SOBRINHO**

(Examinador Externo – Universidade Federal de Pernambuco)

À Deus, Minha avó, Maria Júlia,  
minha mãe, Auxiliadora e ao meu  
esposo Wágner Almeida, **Dedico.**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus, pois para que tudo isso fosse possível, contei com seu apoio incondicional. Sempre regendo a minha vida, sustentando-me e conduzindo até aqui.

Meus agradecimentos com carinho especial a Maria Júlia (avó), Maria Auxiliadora (mãe), meus sogros, Gabriel e Daura, minhas cunhadas, Gabrieli e Isabelly e a João Manoel pelo apoio e incentivo em todos os momentos de minha vida.

Aos meus tios (as), primos (as), a sobrinha Emily, a José Paes e aos demais familiares por estarem me apoiando nas minhas decisões.

A Wágner Almeida, meu esposo, sou grata por ser à base do sucesso acadêmico. Agradeço o seu companheirismo, a amizade, paciência e acima de tudo por me ensinar a cada dia me torna um ser humano melhor. Amo-te.

A todos os amigos conquistados em Campina Grande – PB por todo o apoio e estímulo, sobretudo nos momentos mais difíceis.

Ao orientador, Valderi Duarte Leite, deixo um agradecimento pela sua amizade, e ensinamentos que contribuíram para a finalização desta pesquisa.

Ao CNPQ pelo seu apoio financeiro.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, por todo o conhecimento repassado através de seus professores. Obrigado pela ajuda, auxiliando sempre que necessário.

Aos colegas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário pelo o companheirismo.

Ao professor José Tavares de Sousa e ao professor Maurício A. M. Sobrinho por ter aceitado participar da banca examinadora desta dissertação.

Aos grandes mestres da educação, que passaram por minha vida enriquecendo o meu processo de formação, e com especial gratidão e admiração a Antonio Augusto Pereira de Sousa.

Enfim, minha gratidão a todos.

“Só sei que nada Sei”.  
(Sócrates)



## RESUMO

Atualmente, aterro sanitário é o método mais utilizado para disposição de resíduos sólidos urbanos, por ser tecnicamente viável. Os resíduos sólidos após a deposição em aterro sofrem alterações físicas, químicas e biológicas. A degradação da fração orgânica biodegradáveis, em combinação com a percolação de águas pluviais leva à geração de um líquido altamente contaminante chamado de lixiviado. O tratamento de lixiviado proveniente de aterro sanitário é uma questão importante no sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos, pois o lixiviado apresenta altos teores de nitrogênio amoniacal que causam grande impacto ambiental quando lançados sem nenhum tratamento em um corpo receptor. O processo de dessorção de amônia apresenta-se como alternativa para a remoção de nitrogênio amoniacal de lixivados de aterro sanitário. Diante do exposto, o presente trabalho de pesquisa objetiva avaliar o processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterros sanitários utilizando reatores de fluxo pistonado, aplicando-se as cargas superficiais de 650 kg  $\text{NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$  (fase 1), 750 kg  $\text{NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$  (fase 2) e 850 kg  $\text{NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$  (fase 3) e TDH de 51,2 dias, 64,9 dias e 55,6 dias respectivamente. O sistema experimental foi desenvolvido na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), pertencente à UEPB na cidade de Campina Grande/PB. O experimento consistiu no monitoramento de 04 reatores em série de fluxo pistonado. Tais reatores foram alimentados com lixiviado in natura coletado e transportados do aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB, sem alimentação forçada de ar e sem correção do pH. Os parâmetros monitorados foram: pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade total, ácido graxos voláteis, DQO total e solúvel e os sólidos voláteis, seguindo a referência de APHA (2005). A aplicação do processo de dessorção para a redução da concentração do nitrogênio amoniacal no lixiviado de aterro sanitário apresentou eficiência de remoção de 99,01% na fase 1, 99,3% na fase 2 e na fase 3 foi de 99,5%, em relação a concentração de  $\text{DQO}_{\text{total}}$  a eficiência de remoção foi de 69,2%, 40,12% e 29,23% nas fases 1, 2 e 3. No estudo cinético constatou-se que na medida em que se elevou a carga superficial aplicada tem-se maior eficiência de remoção da concentração de nitrogênio amoniacal e menor eficiência de remoção da concentração de  $\text{DQO}_{\text{total}}$ . A estimativa de custo para remoção da concentração de nitrogênio amoniacal pelo o processo de dessorção de amônia em reatores de fluxo pistonado para a carga de 850 kg  $\text{NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  foi de R\$ 1,47/kg de  $\text{N} \cdot \text{d}^{-1}$  no lixiviado do aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB. Esta pesquisa apresentou que é dispensável o uso do Reator R4, reduzindo o custo do tratamento do lixiviado em 21,67% para esta carga. Sendo assim, o processo de dessorção de amônia apresenta-se como alternativa viável para remoção de amônia em lixiviado de aterro sanitário, entretanto ressalta-se que o mesmo necessita de pós-tratamento.

**Palavras-chave:** Lixiviado; aterro sanitário; reatores de fluxo pistonado; dessorção de amônia.

## ABSTRACT

The landfill is the most widely used method for disposal of municipal solid waste, due to be technically feasible (COTMAN and GOTVAJN, 2010). After landfilled, the solid wastes suffer physical, chemical and biological alterations. The degradation of biodegradable organic fraction, combined with percolation of rainwater leads to the generation of a highly contaminated liquid called leachate (KURNIAWAN, et al., 2006a). The treatment of leachate from landfill is an important issue in the management system of urban solid waste, due to the leachate present a high concentration of ammonia nitrogen that cause environmental impacts, when discharged in a receiving body without treatment (Kim et al. 2007). The desorption process of ammonia is presented as an alternative to removing ammonia nitrogen from landfill leachate (QUAN et al., 2009). Therefore, the present research aims to evaluate the desorption process of ammonia in landfill leachate using reactors with piston flow, applying surface load of  $650 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$  (phase 1),  $750 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$  (phase 2) and  $850 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$  (phase 3) and HRT of 51.2 days, 64.9 days and 55,6 days, respectively. The experimental system was developed at the Experimental Station for Biological Treatment of Sewage (EXTRABES) belonging to UEPB in Campina Grande - PB. The experiment consisted of the monitoring of 04 reactors in series with piston flow. These reactors were fed with leachate, *in natura*, collected and transported from the landfill of the city of João Pessoa – PB, without forced feeding air and without pH correction. The parameters monitored were: pH, ammonia nitrogen, total alkalinity, volatile fatty acids, total and soluble COD and volatile solids, according to the APHA (2005). The application of the desorption process for the reduction of the ammonia nitrogen concentration in leachate from sanitary landfill had removal efficiency of 99.01% in step 1, 99.3% in stage 2 and 99.5% in stage 3, regarding the concentration of total COD the removal efficiency was 69.2%, 40.12% and 29.23% in steps 1, 2 and 3. With the kinetic study was observed that the extent that the increased surface load, it was obtained more efficient removal of the ammonia nitrogen concentration and lower efficiency of removal of total COD concentration. The cost estimated for removal of ammonia nitrogen by the desorption process of ammonia in reactors with piston flow to the surface load  $850 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  was R\$ 1.47/kgN.d<sup>-1</sup> in the leachate from the landfill of the city of João Pessoa - PB. This study showed that is not necessary to use the reactor R4, reducing the cost of treating the leachate at 21.67% for this surface load. Thus, the desorption process of ammonia presents as a viable alternative for removal of ammonia in landfill leachate, however it is emphasized that it requires post-treatment.

**Keywords:** Leachate, landfill, reactors piston flow; desorption of ammonia.

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1:</b> Balanço hidrológico da formação do lixiviado.....	22
<b>FIGURA 2:</b> Distribuição das espécies de íon amônio e amônia em função do pH....	32
<b>FIGURA 3:</b> Porcentagem de amônia livre em função do pH, para diferentes faixas de temperatura.....	34
<b>FIGURA 4:</b> O modelo do comportamento do reator de fluxo pistonado.....	34
<b>FIGURA 5:</b> Descrição dos reatores de fluxo pistonado.....	36
<b>FIGURA 6:</b> Reatores de fluxo pistonado.....	36
<b>FIGURA 7:</b> Comportamento do pH na massa líquida da série de reatores de fluxo pistonado .....	44
<b>FIGURA 8:</b> Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental .....	46
<b>FIGURA 9:</b> Comportamento da temperatura ambiente durante as fases do sistema experimental.....	46
<b>FIGURA 10:</b> Eficiência de remoção da concentração do nitrogênio amoniacal no sistema experimental .....	47
<b>FIGURA 11:</b> Comportamento dos ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases.do sistema experimental.....	48
<b>FIGURA 12:</b> Comportamento da alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases.do sistema experimental.....	50
<b>FIGURA 13:</b> Comportamento da $DQO_{total}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases.do sistema experimental.....	52
<b>FIGURA 14:</b> Eficiência de remoção da concentração da $DQO_{total}$ no sistema experimental.....	53
<b>FIGURA 15:</b> Comportamento da $DQO_{solúvel}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases.do sistema experimental.....	54
<b>FIGURA 16:</b> Comportamento dos sólidos totais voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases.do sistema experimental.....	55
<b>FIGURA 17:</b> Comportamento dos sólidos suspensos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases.do sistema experimental .....	56

<b>FIGURA 18:</b> Perfil da concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB .....	58
<b>FIGURA 19:</b> Linearização do perfil da concentração de nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB .....	59
<b>FIGURA 20:</b> Perfil da concentração de $DQO_{total}$ no lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB.....	59
<b>FIGURA 21:</b> Linearização do perfil da concentração de $DQO_{total}$ do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB .....	62
<b>FIGURA 22:</b> Variação da carga superficial aplicada, TDH e concentração de nitrogênio amoniacal.....	62
<b>FIGURA 23:</b> Tendência da distribuição normal dos dados da constante de decaimento de nitrogênio amoniacal.....	74
<b>FIGURA 24:</b> Tendência da distribuição normal dos dados da constante de decaimento da $DQO_{total}$ .....	75
<b>FIGURA 25:</b> Tendência da distribuição normal dos dados da constante de decaimento da $DQO_{solúvel}$ .....	75

## LISTA DE TABELA

<b>TABELA 1:</b> Dados das composições gravimétricas dos resíduos sólidos urbanos gerados por diferentes populações. ....	19
<b>TABELA 2:</b> Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterro sanitário .....	23
<b>TABELA 3:</b> Classificação dos lixiviados em relação à idade do aterro sanitário .....	23
<b>TABELA 4:</b> Caracterização de lixiviados de aterros sanitários.....	24
<b>TABELA 5:</b> Eficácia dos tratamentos de lixiviados de aterro sanitário .....	26
<b>TABELA 6:</b> Eficiência do tratamento de lixiviados de aterro sanitário utilizando o processo de coagulação/floculação .....	27
<b>TABELA 7:</b> Dimensões dos Reatores de Fluxo Pistonado .....	37
<b>TABELA 8:</b> Parâmetros de caracterização físico-química do lixiviado .....	38
<b>TABELA 9:</b> Parâmetros monitorados no sistema experimental.....	39
<b>TABELA 10:</b> Caracterização química do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB .....	41
<b>TABELA 11:</b> Parâmetros operacionais aplicados aos reatores de fluxo pistonado ..	43
<b>TABELA 12:</b> Teste de variância ANOVA de fator único aplicada ao pH no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental .....	45
<b>TABELA 13:</b> Teste de Tukey aplicado nas três fases do pH no processo de dessorção de amônia no lixiviado de aterro sanitário .....	72
<b>TABELA 14:</b> Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental...	47
<b>TABELA 15:</b> Teste de Tukey aplicado nas três fases da concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia no lixiviado de aterro sanitário .....	73
<b>TABELA 16:</b> Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental....	49
<b>TABELA 17:</b> Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental...	51
<b>TABELA 18:</b> Parâmetros operacionais aplicados em relação à DQO <sub>total</sub> .....	51

<b>TABELA 19:</b> Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de $DQO_{total}$ no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.....	53
<b>TABELA 20:</b> Teste de Tukey aplicado nas três fases da concentração de $DQO_{total}$ no processo de dessorção de amônia no lixiviado de aterro sanitário .....	74
<b>TABELA 21:</b> Variação da concentração de nitrogênio amoniacal nas fases 1, 2 e 3 no processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário.	58
<b>TABELA 22:</b> Variação da concentração de $DQO_{total}$ nas fases 1, 2 e 3 no processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário. ....	60

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

COT: Carbono Orgânico Total

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

K<sub>b</sub>: Constante de dissociação de basicidade

NH<sub>3</sub>: Amônia livre

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Íon amônio ou amônia ionizada

PVC: Poli Cloreto de Vinila

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>18</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>19</b>
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	19
3.2 ATERRO SANITÁRIO .....	20
3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	21
3.4 TRATAMENTO FÍSICO E QUÍMICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	25
3.5 DESSORÇÃO DE AMÔNIA .....	28
3.5.1 Química do Nitrogênio.....	31
3.6 REATOR DE FLUXO PISTONADO .....	34
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>36</b>
4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL .....	36
4.2 LIXIVIADO.....	37
4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL .....	38
4.4 ESTIMATIVA DE CUSTO PARA O PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	40
4.5 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	40
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>41</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA - PB.....	41
5.2 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL .....	43
5.3 ANÁLISE FÍSICO E QUÍMICA DOS PARÂMETROS EXPERIMENTAIS .....	43
5.3.1 pH.....	43
5.3.2 Nitrogênio Amoniacal .....	45
5.3.3 Ácidos Graxos Voláteis .....	48
5.3.4 Alcalinidade Total .....	49
5.3.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	51
5.3.6 Sólidos Voláteis.....	55



5.4 CINÉTICA DO PROCESSO DE DESSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONICAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO .....	57
5.4.1 Cinética da Concentração de Nitrogênio Amoniacal .....	57
5.4.2 Cinética da Concentração de DQO <sub>total</sub> .....	59
5.5 ESTIMATIVA DE CUSTO PARA O PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	61
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>63</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>64</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>72</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Com crescimento exponencial da população, a rápida urbanização e a industrialização mundial, a capacidade de absorção natural dos resíduos sólido pelo meio ambiente satura-se, ocasionando impacto negativo devido sua elevada produção (HAZRA e GOEL 2009; YE *et al.*, 2011).

Os aterros sanitários apresentam-se como a forma de destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) mais empregada no mundo (MOHAJERI *et al.* 2010), pois eles cumprem o propósito de grandes quantidades de disposição de resíduos sólidos, a baixos custos (UMAR *et al.*, 2010; CASTRILLÓN *et al.*, 2010). Segundo Boer *et al.* (2010) alguns métodos alternativos, tais como: reciclagem, compostagem e incineração, quando não retornam a sua cadeia produtiva, são considerados processos de redução de volume devido eles produzem frações de resíduos (cinzas, escórias), que também são depositados em aterros sanitários. Após a disposição dos RSU em aterros sanitários, os materiais inertes e os resistentes a biodegradação sofrem ações físicas e químicas, as frações potencialmente orgânicas putrescíveis são biodegradadas, resultando na produção de lixiviado e biogás.

O lixiviado de aterro sanitário é o líquido resultante dos processos físicos, químicos e da biodegradação da fração orgânica putrescíveis dos resíduos sólidos urbanos, somado à água da chuva que percola através das células do aterro e umidade dos resíduos (RENOU *et al.*, 2008).

Segundo Oman e Junestedt (2008); Deng e Englehardt (2007) o lixiviado contém grande variedade de compostos de natureza orgânica incluindo compostos biodegradáveis e refratários, onde os ácidos húmicos formam um grupo importante, bem como nitrogênio amoniacal, metais pesados, sais orgânicos e inorgânicos, dos quais muitos podem causar problemas ao meio ambiente, como: a toxicidade para a biota existente no solo ou a comunidades aquáticas; diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, favorecendo o processo de eutrofização nos corpos d'águas receptores, se estes forem lançados na natureza sem tratamento.

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário de forma adequada e econômica tem sido um desafio para os operadores de aterros, dada a inerente complexidade de alterar suas características (SINGH *et al.*, 2012).

Renou *et al.* (2008) afirmam que para satisfazer as condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores se faz necessário o tratamento adequado do mesmo, que pode ser físico, químico e biológico, bem como a combinações de ambos. Vale ressaltar, que o sucesso da escolha do método de tratamento, consiste entre outros fatores do resultado advindo da caracterização físico e química do lixiviado, do custo operacional e da simplicidade do método adotado. Dentre os métodos para a remoção do nitrogênio amoniacal, destaca-se o processo de dessorção de amônia (KIM *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2009).

O processo de dessorção de amônia tem sido amplamente aplicado, pois não gera lodo e é de fácil operação (ZHANG *et al.*, 2012). Este método por diminuir as concentrações de nitrogênio amoniacal favorece o pós-tratamento biológico, e conseqüentemente o lançamento do efluente em corpo receptor, haja vista que o efluente atende as determinações ambientais legais estabelecida pelo CONAMA na Resolução 430/2011, no que se refere à concentração de nitrogênio amoniacal que é de 20 mg.L<sup>-1</sup>.

Campos *et al.* (2009) ao aplicar o processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado, carga superficial aplicada de 450, 500, 600 e 700 Kg.NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> concluiu que a medida que carga superficial aplicada do lixiviado foi elevada, a constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacal também foi elevada, confirmando que existe relação entre a remoção de amônia e a carga superficial aplicada.

Diante do exposto, a presente pesquisa objetiva avaliar o processo de remoção de amônia em lixiviado de aterros sanitários utilizando reatores de fluxo pistonado, variando-se a carga superficial aplicada de 650 a 850 Kg.NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a influência da carga superficial aplicada no processo de dessorção de amônia no lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Realizar a caracterização química do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB;
- Avaliar o desempenho dos reatores de fluxo pistonado no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário com diferentes cargas superficiais aplicadas;
- Estimar o custo para instalação do processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Resíduo pode ser definido como qualquer matéria que é descartada ou abandonada proveniente de atividades industriais, comerciais e domiciliares. Os RSU são aqueles gerados nas residências, nos estabelecimentos comerciais, nos logradouros públicos e nas diversas atividades desenvolvidas nas cidades. Os componentes dos resíduos sólidos urbanos são muito variados e apresentam propriedades físicas e químicas distintas (BOSCOV, 2008).

A composição dos resíduos sólidos urbanos depende de algumas características de sua fonte geradora, tais como: o número de habitantes, o poder aquisitivo da população, as condições climáticas, os hábitos alimentares e o nível educacional. As propriedades dos resíduos estão diretamente relacionadas à sua composição, pois cada um dos componentes dos resíduos tem certo teor de umidade, matéria orgânica biodegradável, bem como componentes não-biodegradáveis (BOER *et al.*, 2010).

Para Maciel e Jucá (2011) os resíduos sólidos urbanos são constituídos basicamente por matéria orgânica putrescível, plásticos, vidros, ossos, materiais metálicos ferrosos e não ferrosos e demais tipos de resíduos que muitas vezes são denominados de material inerte. Na Tabela 1 são apresentadas as diversas frações dos RSU.

**TABELA 1:** Dados da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos gerados por diferentes populações.

FRAÇÃO DOS RSU	Paraíba – Brasil <sup>1</sup> (%)	Hong-Kong- China <sup>2</sup> (%)	Nablus - Palestina <sup>3</sup> (%)	Krakow – Polônia <sup>4</sup> (%)
Matéria Orgânica Putrescível	56,8	44,0	65,1	40,5
Papel e Papelão	13,6	26,0	9,1	10,2
Plástico	15,5	18,0	7,6	12,1
Metais	1,5	2,0	2,8	1,8
Vidros	1,1	3,0	2,9	10,1
Material Inerte	11,5	7,0	5,4	13,2

Fonte: LEITE <sup>(1)</sup>, *et al.*, 2009a; ZHANG <sup>(2)</sup> *et al.*, 2010; AL-KHATIB <sup>(3)</sup> *et al.*, 2010; BOER <sup>(4)</sup> *et al.*, 2010.

Em geral, de acordo os dados apresentados na Tabela 1, à composição dos resíduos sólidos urbanos das diferentes populações é predominada por elevado teor de matéria orgânica putrescível.

A produção *per capita* brasileira de RSU no ano de 2011 foi de 1,223 Kg RSU.hab<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, destes foram coletados 1,097 KgRSU.hab<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> (IBGE, 2011). Segundo Maciel e Jucá (2011) a destinação final destes resíduos no Brasil é precária, pois o percentual de municípios que destinam seus resíduos para vazadouros a céu aberto são 17,7%, em aterro controlado são 24,2%, enquanto os que utilizam aterro sanitário são de 58,1%, segundo dados do IBGE (2011), apesar dos resíduos destinados para vazadouros a céu aberto representarem 17,7% estes são os que mais contribuem para a contaminação ambiental e afetam negativamente a qualidade de vida da população.

### 3.2 ATERRO SANITÁRIO

Segundo a ABNT, NBR 8419/1992 os aterros sanitários são técnicas de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, métodos estes que utilizam princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-lo ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou intervalos menores, se for necessário.

Segundo Akinbile *et al.* (2012) o aterro sanitário é atualmente o método mais utilizado para disposição de resíduos sólidos urbanos, cerca de 95% dos resíduos coletados no mundo estão dispostos em aterros sanitários, devido estes serem tecnicamente viáveis e às suas vantagens econômicas (COTMAN e GOTVAJN, 2010; CASTRILLÓN *et al.*, 2010).

As etapas básicas de operação do aterro sanitário são pesagem e descarregamento dos RSU, seguido da compactação e da cobertura do resíduo depositado, preparando assim o terreno para recebimento de uma nova camada de resíduos até que se atinja a cota final do projeto.

Posteriormente a deposição dos Resíduos Sólidos Urbanos em aterro sanitário, ocorre o processo de degradação aeróbia dos RSU, devido à presença de oxigênio nos interstício da célula do aterro. Na medida em que diminui a concentração de oxigênio há mudança da fase aeróbia para fases acidogênica e metanogênica (decomposição anaeróbia). Na fase acidogênica há elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV). Durante a fase metanogênica, as bactérias metanogênicas e as *arqueias metanogênicas* degradam os AGV, elevando o pH do meio (SALEM, *et al.*, 2008).

Visando atenuar as consequências oriundas da disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, Abbas *et al.* (2009); Cotman e Gotvajn (2010) afirmam que os aterros são construídos com características que objetivam minimizar os efeitos de duas fontes de poluição ao meio ambiente, são elas: potencial em gerar lixiviados e emitir biogás por muitos anos após o encerramento.

### 3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

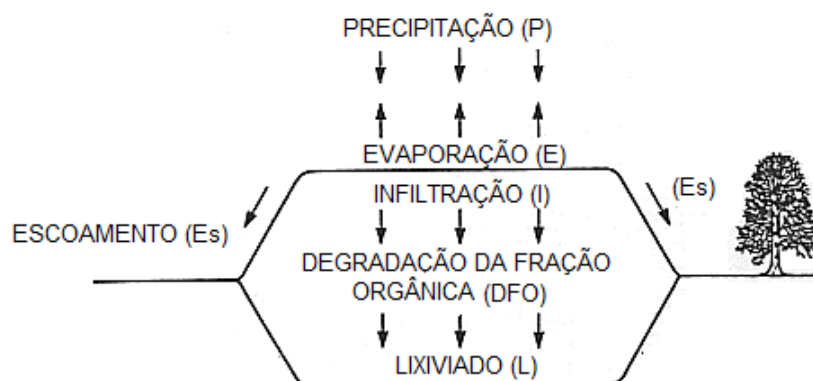
A geração de lixiviados é uma consequência inevitável da prática de disposição de resíduos em aterros. Para garantir a adequada gestão dos lixiviados visando minimizar os possíveis impactos, se faz necessário compreender os mecanismos de formação e a caracterização de lixiviados (COTMAN e GOTVAJN, 2010).

Os resíduos sólidos após a deposição em aterro sofrem alterações físicas, químicas e biológicas. Consequentemente, a degradação da fração orgânica, em combinação com a percolação de águas pluviais leva à geração de um líquido altamente contaminante chamado de lixiviado (KURNIAWAN, *et al.*, 2006a).

Renou *et al.* (2008) define lixiviado como efluentes aquosos gerados devido à percolação de águas pluviais através dos resíduos, dos processos bioquímicos das células e do teor de água inerentes nos próprios resíduos. Para Foo e Hameed (2009) o lixiviado é um composto orgânico solúvel e mineral, formado quando a água se infiltra nas camadas do aterro. Em condições normais, o lixiviado migra através dos poros da massa de resíduos, escoar na camada de drenagem projetada e são coletados no ponto mais baixo em reservatório de depósito ou armazenamento.

Deste modo, a estimativa do volume de lixiviado pode ser avaliada por o método do balanço hídrico que envolve a quantidade de água que entra no aterro, consumido nas reações bioquímicas e outra parte que é eliminada em forma de vapor de água.

Para Abbas *et al.*, (2009) o volume de lixiviado produzido em um aterro sanitário depende da percolação de águas pluviais através dos resíduos, os processos bioquímicos das células de resíduos, o teor de água inerente dos próprios resíduos e o grau de compactação dos resíduos no aterro. A produção é geralmente maior quando o resíduo é menos compactado, uma vez que a compactação reduz a taxa de filtração. Na Figura 1 é apresentado um esquema do balanço hidrológico na formação do lixiviado.



**FIGURA 1:** Balanço hidrológico da formação do lixiviado.  
Fonte: Adaptado de Farquhar (1988).

Conforme Figura 1 a precipitação pluviométrica (P) recai sobre o aterro sanitário, parte desta esco (Es), parte evapora (E) e existe o processo de infiltração (I). Há a formação do líquido proveniente da degradação da fração orgânica do resíduo sólido (DFO). A Equação 1 poderá ser aplicada para a quantificação do volume de lixiviado gerado em aterro sanitário.

$$L = P - Es - E + DFO \quad (Eq.1)$$

Os principais componentes dos lixiviados de aterro sanitário são as altas concentrações de poluentes orgânicos e inorgânicos e os metais pesados, que o torna uma fonte de poluição em potencial para solos, águas superficiais e subterrâneas.



A composição dos lixiviados de aterro sanitário e a concentração de contaminantes são variáveis, pois depende do tipo de RSU, o grau de estabilização dos resíduos sólidos, hidrologia local, umidade, variações climáticas sazonais, a idade do aterro, estágio de decomposição dos resíduos aterrados, hábitos culturais e alimentares da fonte geradora do RSU (ATMACA, 2009; SALEM *et al.*, 2008; ANGLADA *et al.*, 2009; CABEZA *et al.*, 2007).

Na Tabela 2 são apresentados alguns fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterro sanitário.

**TABELA 2:** Principais fatores que influenciam na composição dos lixiviados de aterro sanitário.

<b>Característica dos resíduos</b>	Composição; granulometria; umidade; idade do resíduo e pré-tratamento.
<b>Condições ambientais</b>	Geologia; regime pluviométrico; temperatura e clima.
<b>Característica do aterro</b>	Aspectos construtivos das células; balanço hídrico; grau de compactação dos resíduos e propriedades físicas do terreno.
<b>Processo interno</b>	Hidrólise; adsorção; biodegradação; diluição e troca iônica.

Fonte: GHAFARI *et al.*, 2009.

Segundo Kulikowska e Klimiuk (2008) o aumento da idade do aterro sanitário, diminui a concentração de componentes orgânicos no lixiviado, expressos em DQO, e aumenta a concentração de nitrogênio amoniacal, conforme dados apresentados na Tabela 3.

**TABELA 3:** Classificação do lixiviado de aterro sanitário em relação à idade do aterro sanitário.

PARAMÊTROS	IDADE DO ATERRO SANITÁRIO		
	RECENTE (< 5 anos)	INTERMEDIÁRIO (De 5 a 10 anos)	ANTIGO (> 10 anos)
pH	<6,5	6,5 –7,5	> 7,5
DQO (g.L <sup>-1</sup> )	>15	3,0 – 15	< 3,0
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,5 - 1	0,1 – 0,5	< 0,1
COT/DQO	< 0,3	0,3 – 0,5	> 0,5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg. L <sup>-1</sup> )	< 400	400	> 400
Metais pesados (mg. L <sup>-1</sup> )	> 2,0	< 2,0	< 2,0

Fonte: ALVAREZ-VAZQUEZ *et al.*, 2004; CHIAN; DEWALLE, 1976; FOO *et al.*, 2009 .

Conforme a Tabela 3 durante o envelhecimento do aterro há um aumento na concentração de amoníaco no lixiviado. Observa-se que lixiviado de aterro sanitário antigo se caracterizam como tendo uma proporção de  $DBO_5$  e a demanda química de oxigênio (DQO) inferior a 0,1 (XIE *et al.*, 2012; SINGH *et al.* 2012).

A matéria orgânica contida nos lixiviados dos aterros sanitários inclui principalmente de ácidos graxos voláteis e substâncias húmicas, contudo estas duas frações orgânicas variam grandemente, pois dependem da idade do aterro. Em aterros recentes, a maioria de carbono orgânico está presente como ácidos graxos voláteis. No entanto, em aterros sanitários antigos, substâncias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas) dominam a fração orgânica em lixiviados metanogênica em até 60% (SÍR *et al.*, 2012).

Na Tabela 4 são apresentadas as características de lixiviados de aterros sanitários.

**TABELA 4:** Dados advindos da caracterização de lixiviados de aterro sanitário.

PAÍS	IDADE DO ATERRO	DQO	$DBO_5$	pH	SS	N-NH <sub>3</sub>
Canadá <sup>1</sup>	-	1870	90	6,5	-	42
China <sup>2</sup>	-	2817	150	8,6	676	2000
Malásia <sup>3</sup>	-	2130	192	8,4	380	1950
Grécia <sup>1</sup>	Intermediário	5.350	1.050	7,9	480	940
Brasil <sup>4</sup>	Antigo	22.300	8.600	7,2 – 8,6	-	1.800
Portugal <sup>5</sup>	Antigo	4505	300	7,6	337	1150

Os valores estão expressos em mg.L<sup>-1</sup>, com exceção de pH.

Fonte: RENO<sup>(1)</sup> *et al.*, 2008; LI<sup>(2)</sup> *et al.*, 2010; AL-HAMADANI <sup>(3)</sup> *et al.*, 2011; SOUTO e POVINELLI<sup>(4)</sup>, 2007; ROCHA <sup>(5)</sup> *et al.*, 2011.

De acordo com a Tabela 4 lixiviados de aterro sanitário quando são produzidos nos estágios iniciais de decomposição dos resíduos, possui elevada concentração de materiais biodegradáveis expressos em demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ) e ácidos graxos voláteis (BASHIR *et al.*, 2010a). Por outro lado, o lixiviado de aterros sanitário antigo possui elevadas concentrações de substâncias orgânicas não-biodegradáveis, tais como ácidos húmicos e fúlvicos, expressos em DQO. Além disso, o lixiviado de aterro sanitário antigo contém elevadas concentrações de substâncias inorgânicas, principalmente N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (BASHIR *et al.*, 2010b).

A remoção de material orgânico com base na demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e na remoção de amônia é uma das condições usuais antes da descarga do lixiviado em águas naturais (ATMACA, 2009). Os métodos de tratamento biológico são eficazes para a redução da matéria orgânica em lixiviados de aterros jovens, mas são relativamente ineficazes para lixiviado de aterro sanitário antigo (BORGHI *et al.*, 2003). Para lixiviados de baixa razão de biodegradabilidade (antigos) exige técnicas de tratamento físico-químicas para remover a matéria orgânica (SINGH *et al.* 2012). A escolha do método de tratamento do lixiviado de aterro sanitário é estritamente com base na composição e nas propriedades do lixiviado (UMAR *et al.*, 2010).

### 3.4 TRATAMENTO FÍSICO E QUÍMICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário certamente representa um dos principais temas a se enfrentar na fase de concepção, construção e gestão de um aterro sanitário, devem ser consideradas as variáveis ambientais, técnicas e as econômicas (CALABRÒ *et al.*, 2010).

O tratamento de lixiviado proveniente de aterro sanitário é uma questão importante do sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos, pois este lixiviado apresenta altos teores de nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e altos valores na relação de DQO/DBO, necessitando de pré-tratamento, para que antes do sistema de tratamento biológico reduza-se a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  (KIM, *et al.* 2007b).

Os processos de tratamento físico e químico incluem coagulação-floculação, precipitação química, dessorção de amônia, entre outros, com objetivo de obter redução de sólidos suspensos, partículas coloidais, material flutuante, cor e compostos tóxicos. Estes métodos de tratamento são selecionados com base na caracterização do lixiviado, investimento e custo operacional (HASAR *et al.*, 2009; RENOUE *et al.*, 2008).

Na maioria dos casos, uma única tecnologia é insuficiente para atingir níveis aceitáveis de descarte de lixiviado em um corpo d'água receptor, devido o efeito de inibição de alguns contaminantes, tais como: amônia, ácidos graxos voláteis, compostos fenólicos e metais pesados, havendo a necessidade de integração dos

processos de biológicos, físicos e químicos (CABEZA *et al.*, 2007; BERGE *et al.*, 2005; KULIKOWSKA, 2008).

Na Tabela 5 são apresentadas os dados associados as eficácias dos tratamentos de lixiviados de aterro sanitário.

**TABELA 05:** Eficácia dos tratamentos de lixiviado de aterro sanitário.

TRATAMENTO FÍSICO e QUÍMICO	IDADE DO ATERRO			REMOÇÃO	COMENTÁRIO
	Recente	Intermediário	Antigo		
Coagulação/ floculação	Ruim	Regular	Regular	Metais pesados e Sólidos suspenso	Elevada produção de lodo
Precipitação química	Ruim	Regular	Ruim	Metais pesados e NH <sub>3</sub> - N	Elevada produção de lodo
Adsorção por Carvão ativado	Ruim	Regular	Bom	Compostos orgânicos	Custo elevado
Oxidação química	Ruim	Regular	Regular	Compostos orgânicos	Resíduo de O <sub>3</sub>
Dessorção de amônia	Ruim	Regular	Regular	N-NH <sub>3</sub>	Requer outros equipamentos para controle da poluição atmosférica, visando à captação da amônia liberada
Troca iônica	Bom	Bom	Bom	Compostos dissolvidos, cátions/ânions	Elevado custo, sendo utilizado como etapa de polimento no pós- tratamento biológico.

Fonte: ABBAS *et al.*, 2009.

Levando-se em consideração os dados apresentados na Tabela 5, observa-se que vários métodos têm sido investigados para tratar lixiviados de aterro sanitário antigo, contendo matéria orgânica recalcitrante, são eles: coagulação e floculação (COMSTOCK *et al.*, 2010), oxidação química (TIZAOUI *et al.*, 2007) e adsorção por carvão ativado (KURNIAWAN *et al.*, 2006a; MARANON *et al.*, 2009).

O processo de coagulação-floculação é utilizado para remover matéria orgânica não biodegradável e metais pesados no lixiviado de aterro sanitário (KURNIAWAN *et al.*, 2006b). Na Tabela 6 é apresentada a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de coagulação/floculação.

**TABELA 6:** Eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de coagulação/floculação.

Coagulante	Dosagem (g.L <sup>-1</sup> )	Remoção DQO (%)	pH	Remoção de Cor (%)	Remoção de Turbidez (%)
FeCl <sub>3</sub> <sup>(1)</sup>	1,2	28,1	3,8	78,4	90,2
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> <sup>(1)</sup>	5,0	27,1	6,0	84,3	93,2
PAX <sup>(1)</sup>	4,0	34,7	6,5	91	89,8
FeCl <sub>3</sub> <sup>(2)</sup>	1,5	5,9	8,3	13,3	12,4
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> <sup>(2)</sup>	3,2	7,6	8,3	38,9	7,9
PAX <sup>(2)</sup>	6,0	41,4	8,3	87,8	72,9

<sup>(1)</sup> Lixiviado de aterro sanitário recente; <sup>(2)</sup> Lixiviado de aterro sanitário antigo; PAX: Policloreto de Alumínio.

Fonte: CASTRILLÓN *et al.*, 2010.

Analisando os dados apresentados na Tabela 6, observa-se que o policloreto de alumínio apresentou melhor desempenho em relação ao sulfato de alumínio e o cloreto férrico, resultando em reduções de 34,7 e 41,4% de Demanda Química de Oxigênio (DQO) nos lixiviados de aterro sanitário recente e antigo, respectivamente, entretanto deve-se levar em consideração a dosagem do coagulante.

O processo de tratamento de lixiviado por coagulação/floculação apresenta algumas desvantagens, são elas: volume de lodo produzido e aumento na concentração de alumínio ou ferro.

A precipitação química é uma técnica comumente usada para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. A desvantagem do emprego desta técnica é a produção do lodo, que deve ser tratado como resíduo perigoso devido ao seu conteúdo de metais pesados (RENOU *et al.*, 2008).

O processo de adsorção no tratamento de lixiviado de aterro sanitário integra os processos físicos, químicos e biológicos (ABBAS *et al.*, 2009). O adsorvente mais utilizado é pó de carvão ativado granular. O objetivo do processo de adsorção é remover metais pesados tóxicos e matéria orgânica. A principal desvantagem deste processo é a necessidade para regeneração frequente das colunas de carvão ativado (CECEN *et al.*, 2003).

A degradação de compostos orgânicos recalcitrantes pode ser conseguida por processos de oxidação avançada (POZNYAK *et al.*, 2008). O processo Fenton provou ser uma boa alternativa para o tratamento de uma ampla variedade de poluentes de forma mais eficiente, aumentando assim a biodegradabilidade dos efluentes. O radical hidroxila ( $\text{OH}^{\bullet}$ ) é o principal intermediário reativo responsável pela oxidação do substrato orgânico. As principais dificuldades observadas durante o tratamento de lixiviados estão associadas com a alta concentração de nitrogênio como o amoníaco, composto orgânico tóxico e metais pesados (VEDRENNE *et al.*, 2012).

### 3.5 DESSORÇÃO DE AMÔNIA

O processo de dessorção consiste basicamente em retirar os componentes mais voláteis de uma mistura líquida por meio de um gás que se faz passar pelo meio líquido e que com ele entra em contato direto (GOMIDE, 1983). A dessorção consiste na transferência de fases de um meio líquido para um meio gasoso e, em determinadas situações apenas um componente é transferido entre as fases.

No processo de dessorção de amônia, o amoníaco livre é removido do lixiviado no estado gasoso, na forma de amônia. A eficiência de remoção de amônia é fortemente dependente de dois equilíbrios termodinâmico, o equilíbrio da lei de Henry, descrito na Equação 2 e o equilíbrio de dissociação do amoníaco, conforme Equações 3 e 4 (BONMATÍ e FLOTATS, 2003).

$$P = K_c C \quad (\text{Eq. 2})$$

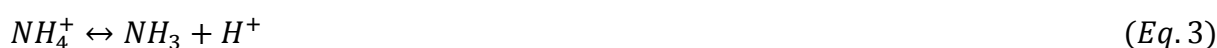
Onde:

P: Pressão parcial do gás de amônia (atm);

$K_c$ : Constante a lei de Henry, especifica para um dado gás, temperatura e pressão ( $\text{mol.L}^{-1}.\text{atm}^{-1}$ );

C: Concentração molar na fase líquida da amônia ( $\text{mol.L}^{-1}$ ).

Na Equação 3 a concentração de amônia livre na fase aquosa depende do pH e da temperatura. O pH mais elevado e uma maior temperatura conduzem uma fração de amoníaco livre.



Na Equação 4 são apresentados a relação entre o pH e temperatura no equilíbrio de dissociação do amoníaco.

$$\frac{[NH_3]}{[N - NH_4^+]} = \left( 1 + \frac{10^{-pH}}{10 - (0,09018 + \frac{2729,92}{T(K)})} \right) \quad (Eq. 4)$$

Na qual:

- $[NH_3]$  e  $[N - NH_4^+]$  representam as concentrações de amônia livre e a soma de amônia livre e do íon amônio, respectivamente;
- T (K) é a temperatura em Kelvin.

A dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário apresenta vantagens, pois se trata de um processo físico capaz de atingir padrões de descarte de nitrogênio e não apresenta sensibilidade às substâncias tóxicas. Apesar de suas vantagens, as desvantagens principais da dessorção de amônia são os de impacto ambiental devido à liberação de gás  $NH_3$  na atmosfera. Portanto, há necessidade de tratamento posterior dos gases com HCl ou com  $H_2SO_4$  para a captação da amônia liberada na atmosfera, aumentando assim o custo operacional do tratamento de lixiviado, devido aos produtos químicos, entretanto este custo poderá ser reduzido, pois a amônia capturada poderá ser utilizada como insumo para indústria agrícola (DI IACONI *et al.*, 2010).

Pi *et al.* (2009), realizaram o experimento com dessorção forçada de ar, com o objetivo de remover a amônia do lixiviado de aterro sanitário, em torres de aço de 10 L, pH foi ajustado para 11 e temperatura de 50°C e a vazão máxima de ar de 70 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Os resultados indicaram uma remoção de amônia de 89,4 %.

Yokoyama *et al.* (2009) avaliaram a dessorção através do fluxo de ar forçado de ar no tratamento do lixiviado de aterro sanitário, para remoção de amônia, em um béquer de 2,5 L, em temperatura ambiente, pH = 11, aeração de 240 L.h<sup>-1</sup>, obtiveram como resultado uma remoção de 36,6 %, para temperatura de 60°C a remoção foi de 98%.

Leite *et al.* (2009b) estimaram os custos da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa – PB, pelo o processo de dessorção forçada de ar, visando remover amônia, seria de R\$ 152,00m<sup>-3</sup> de lixiviado, levando-se em consideração as despesas com as espécies químicas (Ca(OH)<sub>2</sub>, HCl) e energia elétrica. Entretanto os custos para a tratabilidade deste lixiviado por reator de fluxo pistonado, para uma carga superficial aplicada de 700 kg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> seria de R\$ 0,35.m<sup>-3</sup> de lixiviado levando em consideração apenas os custos operacionais.

Campos *et al.* (2010) estudaram a remoção de amônia em lixiviado de aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa em reatores de fluxo pistonado com altura média de 50 cm, sem alimentação forçada de ar e sem correção do pH do lixiviado. Aplicaram cargas superficiais aplicadas de 450, 500, 600 e 700 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, tempo de detenção hidráulica igual a 65, 60, 50 e 38 dias, e obtiveram uma eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 96,1%, 99,7%, 99,5% e 98,5%, respectivamente.

Leite *et al.* (2011) aplicaram em lixiviado de aterro sanitário a remoção de amônia em reatores de fluxo pistonado obtiveram remoção do nitrogênio amoniacal de até 99, 5%, com TDH de 39,5 dias, sem dessorção forçada de ar e sem adição de produtos químicos para elevar o pH.



### 3.5.1 Química do Nitrogênio

Lixiviados de aterros sanitário contém altas concentrações de compostos inorgânico de nitrogênio, como amônio, nitrito e nitrato, tendo o amônio como a principal causa de toxicidade do lixiviado (KIM *et al.*, 2006a; MANGIMBULUDE *et al.*, 2009).

Transformações de nitrogênio em aterros sanitários incluem amonificação de nitrogênio orgânico, nitrificação, desnitrificação e volatilização da amônia sendo conduzidos principalmente por microrganismos (BERGE *et al.*, 2005), tais transformações começam com amonificação de componentes orgânicos do aterro, em particular as proteínas (JOKELA *et al.*, 2002). A conversão de nitrogênio da proteína à amônia ocorre por bactérias heterotróficas em duas etapas, primeiro uma hidrólise enzimática por microrganismos aeróbios e anaeróbios liberando aminoácidos livres, e, em segundo momento, aminação dos aminoácidos para a liberação de amônio. Amônio pode ser oxidado a nitrato pelo processo de nitrificação (JOO *et al.*, 2005). Posteriormente, os produtos de nitrificação podem ser reduzidos a gás nitrogênio por organismos heterotróficos, este processo denominado de desnitrificação e ocorre principalmente em condições anaeróbias e requer um doador de elétrons que podem ser materiais orgânicos ou compostos inorgânicos reduzidos (LIANG *et al.*, 2011).

A amônia é um importante contaminante que pode prejudicar a qualidade dos recursos hídricos, pode estimular o crescimento de algas, que diminuem a concentração de oxigênio dissolvido no meio, favorecendo então o processo de eutrofização (OMAN e JUNESTEDT, 2008; LIN *et al.*, 2008).

Na fase líquida a amônia está em equilíbrio na forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ) com a forma molecular ( $\text{NH}_3$ ). O equilíbrio entre as espécies de íon amônio e amoníaco é dada pela equação 3.

Baseado na Equação 3 e adotando o valor da constante de dissociação ( $K_b$ ) a  $25^\circ\text{C}$  é igual a  $1,8 \times 10^{-5}$ . Essa constante de dissociação pode ser descrita pela Equação 5.

$$K_b = \frac{[\text{NH}_4^+]x [\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} \quad (\text{Eq. 5})$$

Temos que:

$K_b$ : Constante de dissociação de basicidade;

$NH_4^+$ : Concentração do íon amônio ( $mol.L^{-1}$ );

$OH^-$ : Concentração do íon hidroxila ( $mol.L^{-1}$ );

$NH_3$ : Concentração do gás amônia ( $mol.L^{-1}$ ).

Trabalhando-se com as constantes de dissociação da base e da água, a Equação 5 poderá ser representada pelas Equações 6 e 7.

$$\alpha_{NH_4^+} = \frac{k_b \times H^+}{k_b \times H^+ + k_w} \quad (Eq. 6)$$

e,

$$\alpha_{NH_3} = \frac{k_w}{k_b \times H^+ + k_w} \quad (Eq. 7)$$

Onde:

$\alpha_{NH_4^+}$ : Fração do íon amônio;

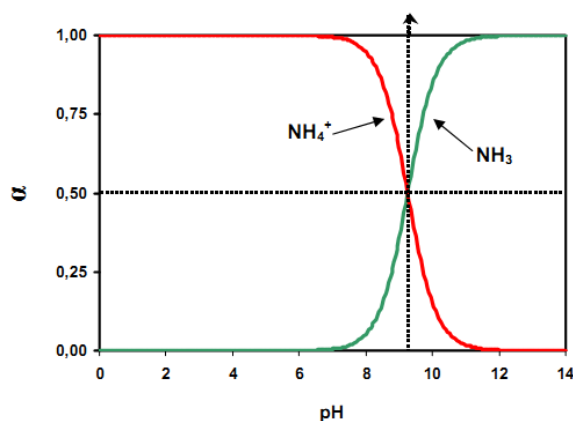
$\alpha_{NH_3}$ : Fração do gás amônia;

$k_b$ : Constante de dissociação de basicidade;

$H^+$ : Concentração do íon amônio ( $mol.L^{-1}$ )

$k_w$ : Constante de dissociação da água;

Baseado nas Equações 6 e 7 desenvolve-se o diagrama que apresenta o comportamento da distribuição das espécies de amônio e amoníaco em função do pH (Figura 2).



**FIGURA 2:** Distribuição das espécies de íon amônio e amônia em função do pH.  
Fonte: Campos *et al.*, 2010.

De acordo com a Figura 2, em lixiviados de aterros sanitários, a predominância das espécies de nitrogênio amoniacal está na forma ( $\text{NH}_4^+$ ), pois os níveis de pH são geralmente inferiores a 8,0 unidades de pH. Na Figura 2 são apresentados a distribuição de amônia e amônio em função do pH, o íon  $\text{NH}_4^+$  predomina em pH abaixo de 7,2 e amônia aumenta proporcionalmente conforme o equilíbrio é deslocado para a direita em resposta ao aumento do pH. A fração de  $\text{NH}_3$  a pH 7, está perto de 1%, enquanto aumenta para 10% a pH 8. (SOSSA *et al.*, 2004). Para pH em torno de 9,2 cerca de 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de  $\text{NH}_3$  e 50% na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Em pH superior a 11, cerca de 95% todo o nitrogênio amoniacal está na forma livre (BERGE *et al.*, 2005; LEITE *et al.*, 2009b).

O equilíbrio da Equação 4 depende da temperatura e pH. Com o aumento da temperatura, o amoníaco é convertido em gás de amônia livre por causa da dependência da temperatura com a constante de dissociação do ácido. O equilíbrio entre as formas de N-amoniacal está relacionado ao pH e à temperatura na fase líquida, e pode ser expressa pela Equação 8.

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]}{1 + 10^{pK_a - pH}} \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde,

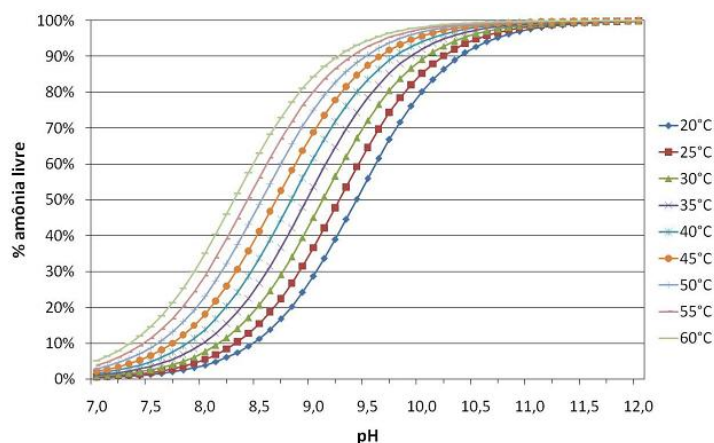
$[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]$ : Concentração total de N-amoniacal;

Ka: Constante de ionização máxima para a amônia;

pKa:  $4 \times 10^{-8} \times T^3 + 9 \times 10^{-5} \times T^2 - 0,0356 \times T + 10,072$ ;

T: Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ).

De acordo com a Equação 8, a elevação do pH e da temperatura desloca o equilíbrio entre as formas de N-amoniacal, prevalecendo a amônia livre, como apresentado na Figura 3.

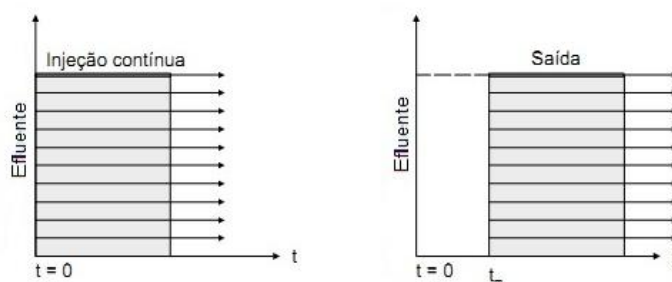


**FIGURA 3:** Porcentagem de amônia livre em função do pH com diferentes faixas de temperatura.  
Fonte: HOSSAKA, 2008.

Conforme Figura 3, em um nível de pH de 7, em condições de temperatura a 25°C e pressão a 1atm, 0,56% de amônia está presente na forma de amônia livre. Quando a temperatura aumenta para 60°C, temperatura comumente encontrada em aterros sanitários aeróbio, o percentual de amônia livre presente na pH 7 aumenta para 4,90% (BERGE *et al.*, 2005).

### 3.6 REATOR DE FLUXO PISTONADO

O modelo de reator de fluxo em pistão ou reator de fluxo pistonado apresenta fluxo contínuo e os efluentes saem do reator na mesma ordem em que entram (Figura 4). Cada elemento é exposto ao tratamento pelo mesmo período de tempo, denominado tempo de detenção. O fluxo se assemelha a um êmbolo com dispersão longitudinal mínima (VON SPERLING, 1996).



**FIGURA 4:** Modelo do comportamento do reator de fluxo pistonado.  
Fonte: Piveli *et al.*, 2003.

As substâncias biodegradáveis reduzem as suas concentrações iniciais durante a passagem pelo reator devido à atividade biológica existente no mesmo. A redução da concentração inicial ocorre por meio de uma reação de primeira ordem demonstrado na Equação 9 (ARCEIVALA, 1981):

$$S = S_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (\text{Eq. 9})$$

Sendo,

S: Concentração de final no efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$S_0$ : Concentração de inicial no afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

t: Tempo de detenção no reator (dias);

k: Taxa de remoção de substrato ( $\text{dias}^{-1}$ ).

Um indicativo se o reator é de fluxo pistonado é o número de dispersão teórico ( $d$ ). Quanto menor for o número de dispersão, pode-se dizer que o fluxo é pistão. A interpretação do número de dispersão  $d$  se faz no sentido de que quando  $d$  tende a zero, o reator tende a ser regime de fluxo pistonado (VON SPERLING *et al.*, 2003).

Yanez (1993) apresentou a relação empírica que pode ser utilizada para estimar do número de dispersão:

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254 \times (L/B) + 1,014 \times (L/B)^2} \quad (\text{Eq. 10})$$

Sendo:

L: Comprimento do reator (m);

B: Largura do reator (m).

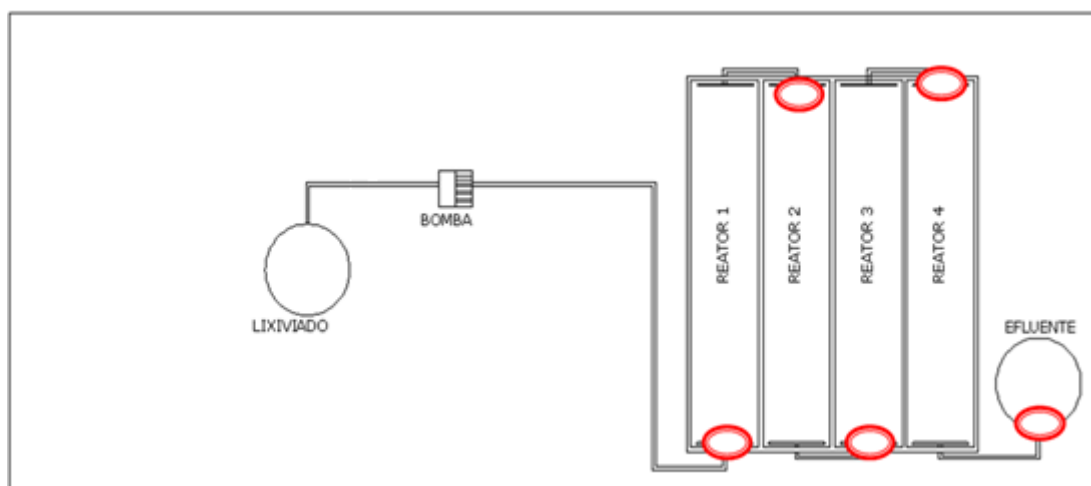
## 4 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi construído, instalado e monitorado nas dependências físicas do Laboratório da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitário (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, localizado no Bairro do Catolé na cidade de Campina Grande-PB.

### 4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental é constituído de 4 reatores em série de fluxo pistonado, construídos em alvenaria, interligados através de tubos de PVC rígidos com diâmetros de 32 mm, sendo que no primeiro reator tem-se o controle da vazão é afluente ao sistema do lixiviado.

Os reatores foram alimentados com lixiviado *in natura* oriundo do aterro sanitário de João Pessoa-PB, sem correção do pH e sem alimentação forçada de ar. As cargas superficiais aplicadas no sistema foram 650, 750 e 850 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Na Figura 5 é apresentada a planta baixa dos reatores de fluxo pistonado e os pontos de coletas das amostras.



**FIGURA 5:** Descrição dos reatores de fluxo pistonado.

Os pontos de coleta das amostras, conforme Figura 5, foram na entrada e saída de cada reator, com o objetivo de acompanhar o processo de dessorção de amônia em cada reator. Vale ressaltar que a saída do reator 1 é a entrada do reator 2, o mesmo ocorre nos demais reatores.

Na Tabela 7 são apresentados os parâmetros físicos dos reatores de fluxo pistonado.

**TABELA 7:** Parâmetros físicos dos reatores de fluxo pistonado.

REATORES	DIMENSÕES DOS REATORES					
	COMPRIMENTO (m)	LARGURA (m)	PROFUNDIDADE (m)	ÁREA (m <sup>2</sup> )	VOLUME (m <sup>3</sup> )	d*
1	5,00	1,00	0,60	5,00	3,00	0,18
2	5,00	1,00	0,55	5,00	2,75	0,18
3	5,00	1,00	0,50	5,00	2,50	0,18
4	5,00	1,00	0,45	5,00	2,25	0,18

\*d: Número de dispersão teórico

Na Figura 6 são apresentados os reatores de fluxo pistonado utilizado no processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário.



**FIGURA 6:** Reatores de fluxo pistonado

## 4.2 LIXIVIADO

O lixiviado foi coletado do aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB, que está localizado no Engenho Mussuré, Distrito Industrial, a 5 km da BR-101, o qual recebe os resíduos do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa.

O lixiviado coletado foi transportado em caminhões tanque para as dependências da EXTRABES e armazenado em reservatórios de fibras de vidro. Em seguida realizou-se a sua caracterização química seguindo os parâmetros da Tabela 8, para posteriormente alimentar os reatores de fluxo pistonado.

As caracterizações químicas dos lixiviados do aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB foram realizadas do período de Agosto de 2011 a Maio 2012, em um universo de cinco diferentes amostras, com frequência média de coleta de 51 dias.

**TABELA 8:** Parâmetros da caracterização química do lixiviado.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO	REFERÊNCIAS
pH	-	Potenciométrico	APHA, 2005
Nitrogênio Amoniacal	mg N.L <sup>-1</sup>	Micro Kjeldahl	APHA, 2005
Alcalinidade Total	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Potenciométrico	APHA, 2005
Ácidos Graxos Voláteis	mg H-AC.L <sup>-1</sup>	Potenciométrico	APHA, 2005
DQO Total e Filtrada	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Refluxação fechada	APHA, 2005
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Método Padrão (Winkler)	APHA, 2005
Sólidos Totais e suas Frações	mg.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	APHA, 2005
Fósforo total e Ortofosfato	mg P.L <sup>-1</sup>	Ácido Ascórbico	APHA, 2005

#### 4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O monitoramento do sistema experimental foi realizado em três fases distintas, sendo estas constituídas por aplicação de cargas superficiais variando de 650 a 850 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> nos reatores. O início do sistema experimental foi em agosto de 2011 e o término do mesmo foi em maio de 2012, com monitoramento de 255 dias, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de cada fase de 85 dias (Equação 12).

O cálculo da carga superficial aplicada foi baseado no resultado da caracterização do lixiviado, na qual se obteve a concentração de nitrogênio amoniacal, levou-se em consideração a área dos reatores, baseada na Equação 11. A vazão afluyente do sistema foi controlada por um motor elétrico com inversor de frequência, com ajuste manual.



$$\lambda = \frac{Q \cdot C_{\text{NH}_4^+}}{A} \quad (\text{Eq. 11})$$

$\lambda$ : Carga superficial aplicada ( $\text{Kg NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ );

Q: Vazão do afluente ( $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ );

$C_{\text{NH}_4^+}$ : Concentração do nitrogênio amoniacal do lixiviado ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ );

A: Área do reator (ha).

O TDH foi obtido a partir da equação 12.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (\text{Eq. 12})$$

Onde,

TDH: Tempo de detenção hidráulica (dias);

V: Volume do reator de fluxo pistonado ( $\text{m}^3$ );

Q: Vazão do lixiviado ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ).

As mudanças das cargas superficiais aplicadas no sistema ocorreram de forma contínua, sem parada do sistema, ajustando-se a vazão afluente para a carga, baseada na Equação 9.

Na Tabela 9 são apresentados os parâmetros que foram monitorados no processo de dessorção da amônia no reator de fluxo pistonado.

**TABELA 9:** Parâmetros monitorados no sistema experimental.

PARÂMETRO	MÉTODO	FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES	REFERÊNCIAS
pH	Potenciométrico	Duas vezes por semana	APHA, 2005
Nitrogênio Amoniacal	Micro Kjeldahl	Duas vezes por semana	APHA, 2005
Alcalinidade Total	Potenciométrico	Duas vezes por semana	APHA, 2005
Ácidos Graxos Voláteis	Potenciométrico	Duas vezes por semana	APHA, 2005
DQO Total e Filtrada	Refluxação fechada	Duas vezes por semana	APHA, 2005
Sólidos Totais e suas Frações	Gravimétrico	Semanalmente	APHA, 2005

#### 4.4 ESTIMATIVA DE CUSTO PARA O PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

A estimativa de custo para o processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário está baseada na tratabilidade da maior carga superficial aplicada em menor área do reator de fluxo pistonado, associado a isto, está o custo operacional com energia elétrica na utilização do motor elétrico trifásico Erbele Metalcorte 1680 rpm, com a potência de 62,5 W.

#### 4.5 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Para o tratamento estatístico dos dados foi aplicado estatística descritiva. Utilizou-se o teste de variância ANOVA, no intervalo de confiança de 95%, com o objetivo de verificar se existe diferença significativa entre as cargas superficiais aplicadas ao sistema, havendo diferença significativa, aplicou-se o teste de Tukey.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados da caracterização do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB. Em seguida são apresentados e discutidos os dados dos parâmetros operacionais aplicados aos reatores de fluxo pistonado e os resultados analíticos dos parâmetros monitorados no sistema experimental, bem como suas análises estatísticas e o estudo cinético, com o objetivo de avaliar o desempenho dos reatores de fluxo pistonados. Por último, realizou-se a estimativa de custo do processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DA CIDADE DE JOÃO PESSOA - PB

Na Tabela 10 são apresentados os resultados da caracterização deste lixiviado.

**Tabela 10:** Caracterização química do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB.

PARÂMETROS	UNIDADE	VALOR MÍNIMO	VALOR MÉDIO	VALOR MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
pH	-	7,8	7,9	8,2	0,79
Alcalinidade Total	mg.CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	7187	9054	10827	1975,3
Ácidos Graxos Voláteis	mg.HAc.L <sup>-1</sup>	2340	3318	4284	942,08
Nitrogênio Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	1586	2177	2550	413,98
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg.L <sup>-1</sup>	1790,87	2383	2756	519,31
DQO <sub>Total</sub>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	18370	19672	21733	1500,33
DQO <sub>Filtrada</sub>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	5204	6261	7578	1000,23

**Continuação da Tabela 10:** Caracterização química do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB.

PARÂMETROS	UNIDADE	VALOR MÍNIMO	VALOR MÉDIO	VALOR MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
DBO <sub>5</sub> /DQO	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	0,32	0,36	0,4	0,034
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg.L <sup>-1</sup>	431	469	543	51,37
SSV/SST	mg.L <sup>-1</sup>	0,47	0,49	0,54	0,03
SSV/SSF	mg.L <sup>-1</sup>	0,88	0,98	1,19	0,14
Sólidos Totais Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	5204	6261	7578	1000,23
Fósforo Total	mg P.L <sup>-1</sup>	9,1	11,2	12,8	1,50
Ortofosfato	mg P.L <sup>-1</sup>	5,1	6,0	6,6	0,67

Número de amostras = 5; SST: Sólidos Suspensos Totais; SSF: Sólidos Suspensos Fixos

Analisando os dados da Tabela 10 e comparado-os com os da Tabela 3 observa-se que o lixiviado do aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB se caracteriza como lixiviado de aterro sanitário intermediário. Os ácidos graxos voláteis indicam grau de biodegradabilidade, pois estes foram gerados na fase acidogênica e consumidos na fase metanogênica, gerando características alcalinas no lixiviado. A relação DBO<sub>5</sub>/DQO demonstra que, provavelmente, o lixiviado de aterro sanitário intermediário contém ácidos húmicos e fúlvicos que não são biodegradáveis.

A relação SSV/SSF representa a razão entre a fração orgânica e a fração inorgânica. A baixa relação SSV/SSF indica a predominância de substância inorgânica.

Vale ressaltar que as variações observadas nos parâmetros da caracterização do lixiviado são decorrentes principalmente da mudança no ponto de coleta do lixiviado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB, e aos fatores climáticos, relacionados com o índice pluviométrico.

## 5.2 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Na Tabela 11 são apresentados os parâmetros operacionais aplicados ao monitoramento dos reatores de fluxo pistonado durante as três diferentes fases experimentais.

**Tabela 11:** Parâmetros operacionais aplicados aos reatores de fluxo pistonado.

SISTEMA EXPERIMENTAL	FASE 1		FASE 2		FASE 3	
	CSA (kg.NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)	CSA (kg.NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)	CSA (kg.NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)
Reator 1	650	14,6	750	18,5	850	15,9
Reator 2	101,41	13,4	151,98	17,0	221,07	14,6
Reator 3	49,79	12,2	37,03	15,5	42,48	13,2
Reator 4	18,35	11	12,23	13,9	10,98	11,9

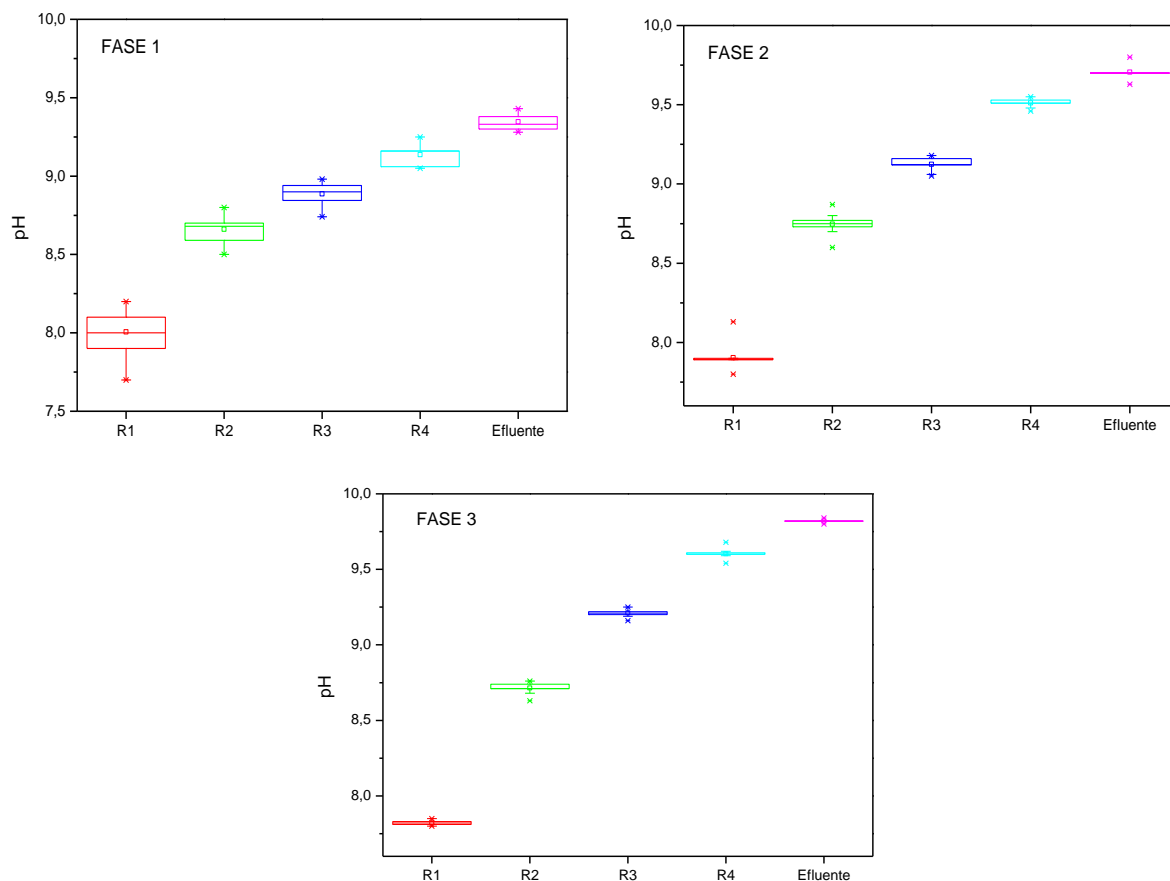
CSA: Carga Superficial Aplicada; TDH: Tempo de Detenção Hidráulica.

Analisando os dados da Tabela 11 observa-se o decaimento da carga superficial aplicada isto ocorre devido ao decréscimo da concentração inicial do nitrogênio amoniacal ao longo dos reatores de fluxo pistonado, conforme será apresentado no subtítulo 5.3.2. Em relação do tempo de detenção hidráulica, este diminui devido ao menor volume dos reatores, conforme Tabela 7.

## 5.3 ANÁLISES FÍSICO E QUÍMICA DOS PARÂMETROS EXPERIMENTAIS

### 5.3.1 pH

Na Figura 7 apresenta-se o comportamento do pH nas três fases do sistema experimental.



**Figura 7:** Comportamento do pH na massa líquida da série de reatores de fluxo pistonado.

Conforme Figura 7 em todas as fases do processo de monitoração houve aumento no pH, este comportamento decorre da relação com a fotossíntese realizada pelas algas, uma vez que ao consumir  $\text{CO}_2$  presente na massa líquida, é produzido íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) que se converte em hidroxila ( $\text{OH}^-$ ), elevando assim o pH do meio, o que favorece o processo de dessorção de amônia.

Observa-se que para os afluentes do reator R1, o pH médio nas fases 1, 2 e 3 foram: 8,0, 7,9 e 7,8 respectivamente, estando relacionada a mudança no ponto de coleta do lixiviado no aterro sanitário. Em relação ao efluente, obteve-se pH médio na fase 1 de 9,3, fase 2 de 9,7 e na fase 3 de 9,8.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, para o valores de pH ao longo das séries dos reatores, durante o período de monitoramento.

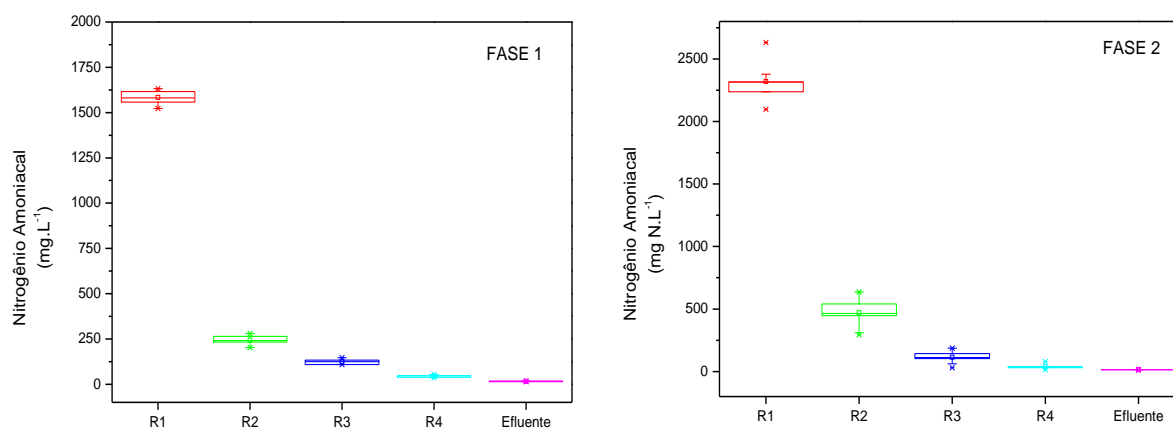
**Tabela 12:** Teste de variância ANOVA de fator único aplicada ao pH no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

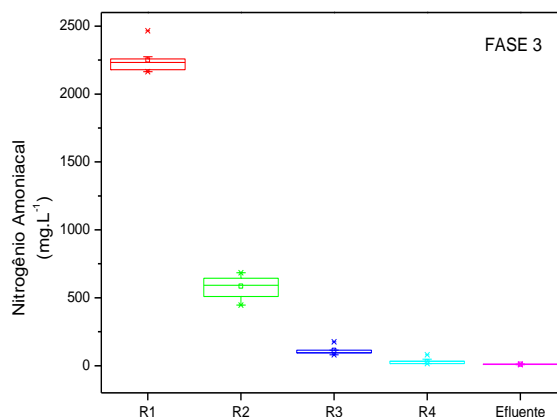
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	464,605	14	33,18607	11458,56	<0,05	1,70012
Dentro dos grupos	3,431975	1185	0,002896			
Total	468,037	1199				

Analisando-se os dados da Tabela 12, pode ser constatado que os valores de pH apresentaram diferença significativa entre as cargas superficiais aplicadas, uma vez que o F foi maior que o valor do F crítico. Por existir esta diferença significativa entre os resultados, aplicou-se o teste de Tukey, com nível de confiança de 95% (Tabela 13 – Apêndice A). O teste de Tukey gerou 14 grupos, dos quais apenas os reatores R4 da fase 1 e R3 da fase 2 não apresentaram diferença significativa.

### 5.3.2 Nitrogênio Amoniacal

O processo de dessorção de amônia consiste na elevação do pH do lixiviado, fazendo que o nitrogênio amoniacal presente na massa líquida se converta em amônia. Na Figura 8 são apresentados os comportamentos das concentrações de nitrogênio amoniacal nas fases 1, 2 e 3 no processo de dessorção de amônia.

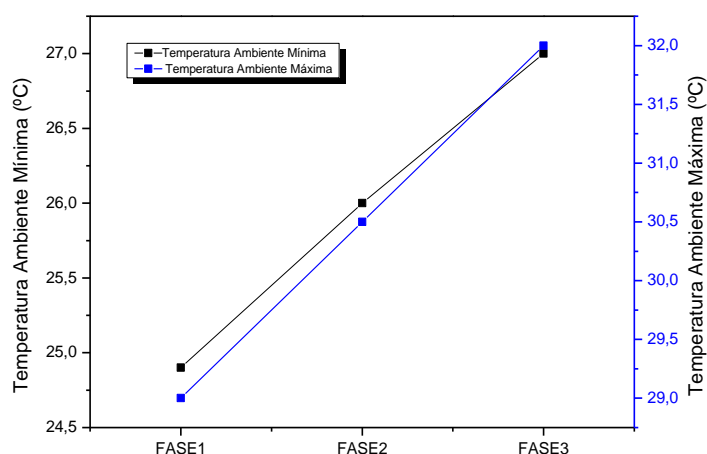




**Figura 8:** Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

De acordo com a Figura 8 houve decréscimo da concentração inicial do nitrogênio amoniacal. Os dados apresentados na Figura 8 indicam que as concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram: 1585,99 mg.L<sup>-1</sup>, 2319,44 mg.L<sup>-1</sup> e 2250,67 mg.L<sup>-1</sup>, sendo reduzidas para 15,74 mg.L<sup>-1</sup>, 15,26 mg.L<sup>-1</sup> e 9,93 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente. Segundo o CONAMA 430/2011 os valores dos efluentes das três fases satisfazem a condição de lançamento do lixiviado em um corpo receptor, entretanto esta condição de lançamento esta relacionada apenas à concentração de nitrogênio amoniacal.

O aumento do pH do lixiviado é condição fundamental para o processo de dessorção de amônia (Figura 2), pois esta contribui para o aumento da atividade fotossintética das algas. Contudo de acordo com os dados apresentados na Figura 3, a elevação da temperatura também influencia neste processo. Na Figura 9 é apresentado o comportamento da temperatura ambiente durante as 3 fases dos experimentos.



**Figura 9:** Comportamento da temperatura ambiente durante as fases do sistema experimental.



Observa-se na Figura 9 elevação nos valores da temperatura ambiente, isto foi devido à mudança da estação do ano, o que também contribuiu para o processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário.

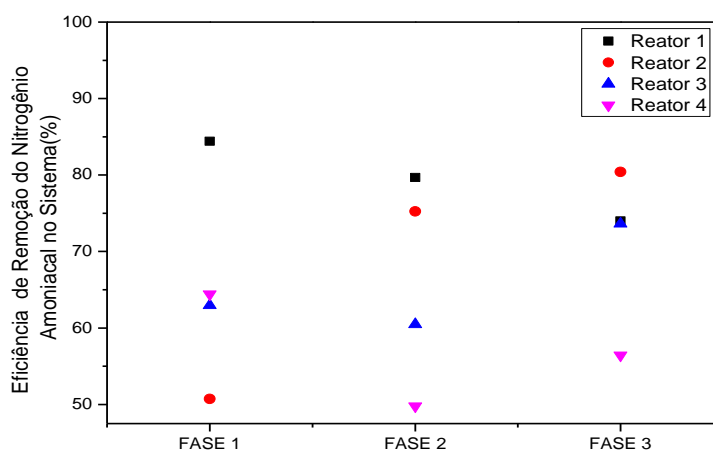
Na Tabela 14 são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, no nível de confiança de 95%, para o valores da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo das séries dos reatores, durante as 3 fases monitoradas.

**Tabela 14:** Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	7,42E+08	14	53020382	17144,59	<0,05	1,700228
Dentro dos grupos	3618275	1170	3092,543			
Total	7,46E+08	1184				

Analisando os dados da Tabela 14 os resultados da concentração de nitrogênio amoniacal apresentaram diferença significativa entre as cargas superficiais aplicadas, uma vez que o F foi maior que o valor do F crítico. Aplicou-se o teste de Tukey, com nível de confiança de 95% (Tabela 15 – Apêndice A). O teste de Tukey gerou 14 grupos, dos quais apenas o reator R2 da fase 1 e da fase 3 não apresentaram diferença significativa.

A partir dos valores das concentrações de nitrogênio amoniacal obteve-se a eficiência de remoção da concentração de nitrogênio amoniacal remanescentes de cada reator nas fases 1, 2 e 3 (Figura 10).

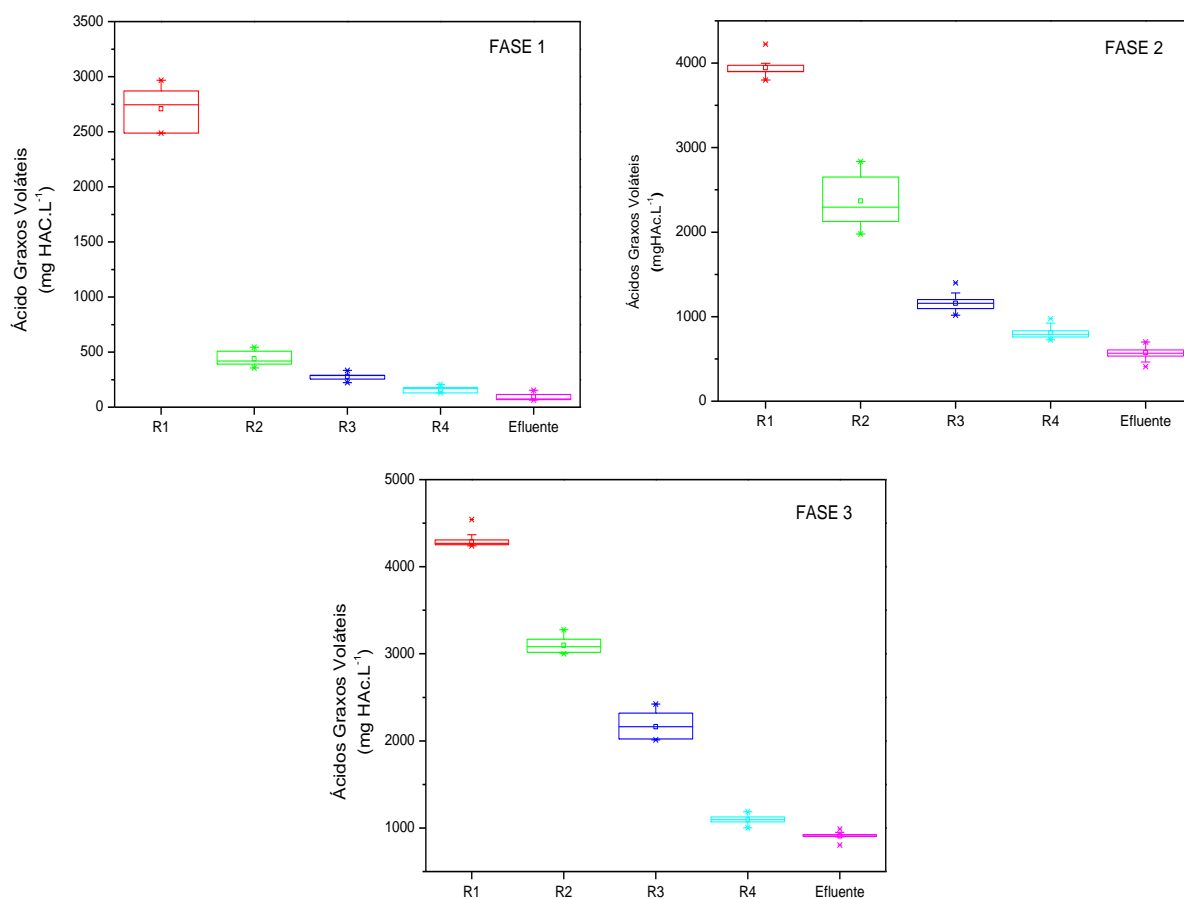


**Figura 10:** Eficiência de remoção da concentração de nitrogênio amoniacal no sistema experimental.

Analisando os resultados da Figura 10, observa-se que na fase 1 houve remoção da concentração de nitrogênio amoniacal de 99,01%, na fase 2 foi de 99,34% e na fase 3 foi de 99,56%. Utilizando o teste variância Anova observou-se que existe diferença significativa entre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nas três cargas superficiais aplicadas, pois  $F (26382,07)$  foi maior que o  $F$  crítico (7,708647), através do teste Tukey gerou-se 3 grupos (A, B e C).

### 5.3.3 Ácidos Graxos Voláteis

Na Figura 11 é apresentado o comportamento das concentrações dos ácidos graxos voláteis nas três fases experimentais.



**Figura 11:** Comportamento dos ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Analisando a Figura 11 observa-se o decaimento na concentração dos ácidos graxos voláteis nas três fases no período do monitoramento. As concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram: 2702,32 mg.L<sup>-1</sup>, 3945,51mg.L<sup>-1</sup> e 4282,03 mg.L<sup>-1</sup>, sendo reduzidas para 105,64 mg.L<sup>-1</sup>, 576,33 mg.L<sup>-1</sup> e 907,47 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente. Esta diminuição da concentração inicial dos ácidos graxos voláteis deve-se a volatilização dos ácidos orgânicos durante o processo de dessorção do nitrogênio amoniacal.

Na Tabela 16 apresentam-se os resultados do teste de variância ANOVA, em nível de confiança de 95%, para os valores da concentração de ácidos graxos voláteis ao longo das séries dos reatores, durante as três fases.

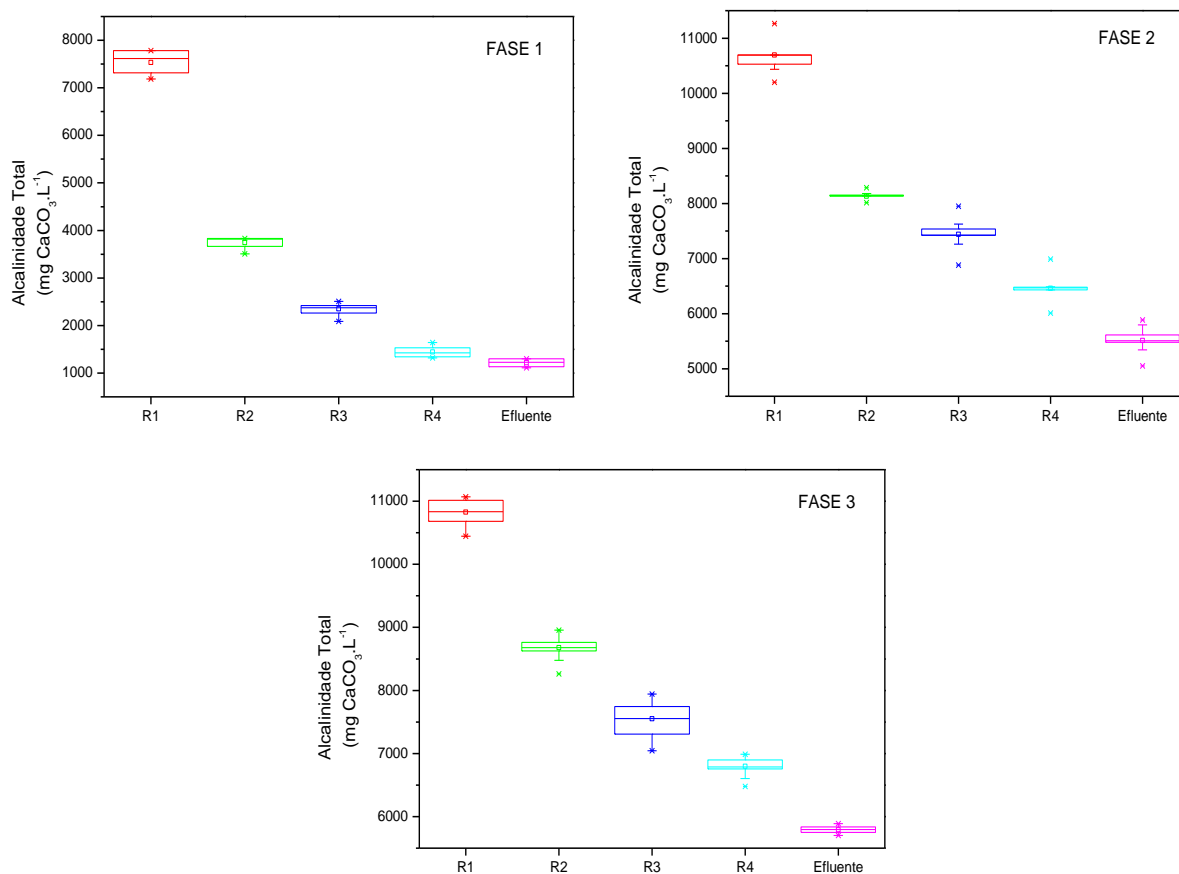
**Tabela 16:** Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de ácidos graxos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,16E+09	14	1,54E+08	12098,88	<0,05	1,70012
Dentro dos grupos	15127254	1185	12765,62			
Total	7,46E+08	1119				

Analisando os dados da Tabela 16 os resultados da concentração de ácidos graxos voláteis apresentaram diferença significativa entre as cargas superficiais aplicadas, uma vez que o F foi maior que o valor do F crítico. Por existir esta diferença significativa entre os resultados, aplicou-se o teste de Tukey, com nível de confiança de 95%. O teste de Tukey gerou 15 grupos, onde todos apresentaram diferença significativa.

#### 5.3.4 Alcalinidade Total

As concentrações da alcalinidade total estão associadas à presença de carbonatos e bicarbonatos no lixiviado de aterro sanitário, compostos químicos que influenciam no pH do meio, e por conseguinte no processo de dessorção de amônia. Na Figura 12 são apresentados os comportamentos das concentrações de alcalinidade total nas fases 1, 2 e 3 no processo de dessorção de amônia.



**Figura 12:** Comportamento da alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Ao Analisar a Figura 12 observa-se o decaimento na concentração da alcalinidade total nas três fases do experimento. As concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram:  $7508,53 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $10693,51 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $10826,93 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo reduzidas para  $1227,46 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $5513,02 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $5792,88 \text{ mg.L}^{-1}$  respectivamente. Este consumo de alcalinidade deve-se ao consumo de  $\text{CO}_2$  pelas algas e a volatilização da amônia.

Na Tabela 17 são apresentados os resultados do teste de variância ANOVA, em nível de confiança de 95%, para os valores da concentração de alcalinidade total ao longo das séries dos reatores, durante as três fases.

**Tabela 17:** Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de alcalinidade total no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	9,93E+09	14	7,1E+08	25152,74	<0,05	1,700228
Dentro dos grupos	33007831	1170	28211,82			
Total	9,97E+09	1184				

Analisando os dados da Tabela 17 os resultados da concentração de alcalinidade total apresentaram diferença significativa entre as cargas superficiais aplicadas, uma vez que o F foi maior que o valor do F crítico. Por existir esta diferença significativa entre os resultados, aplicou-se o teste de Tukey, com nível de confiança de 95%. O teste de Tukey gerou 15 grupos, dos quais o reator R3 da fase 2 e da fase 3 e o reator R1 da fase 1 não apresentaram diferença significativa.

### 5.3.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A concentração DQO quantifica a matéria orgânica disponível no lixiviado de aterro sanitário que são passíveis de oxidação química. Na Tabela 18 são apresentados os parâmetros operacionais em relação à carga de matéria orgânica aplicada ao sistema.

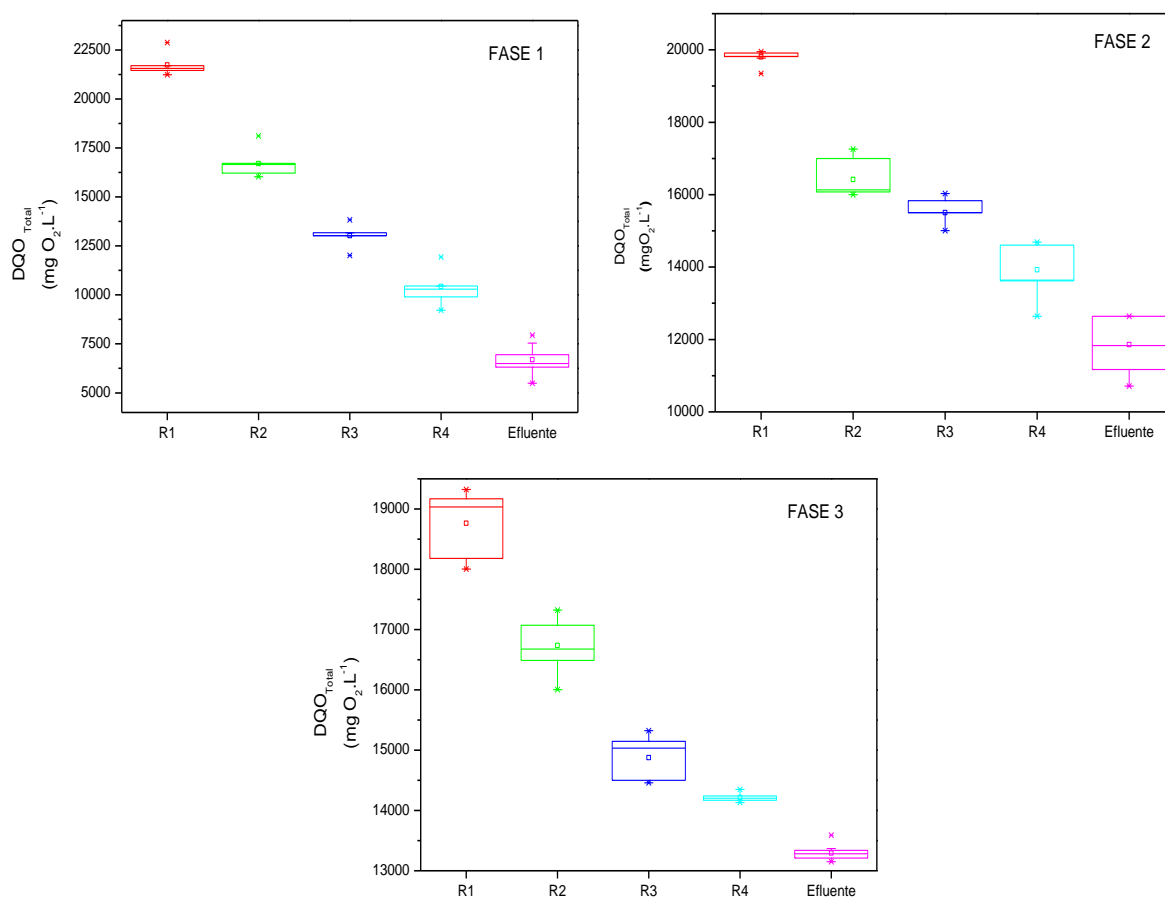
**Tabela 18:** Parâmetros operacionais em relação à  $DQO_{total}$ .

SISTEMA	FASE 1		FASE 2		FASE 3	
	CSA (kg.DQO <sub>total</sub> .ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)	CSA (kg.DQO <sub>total</sub> .ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)	CSA (kg.DQO <sub>total</sub> .ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	TDH (dias)
Reator 1	8207,9	15,89	7478,3	15,89	7093,4	15,89
Reator 2	6305,9	14,56	6200,3	14,56	6320,4	14,56
Reator 3	4917,0	13,24	5855,0	13,24	5617,8	13,24
Reator 4	3941,1	11,91	5259,4	11,91	5367,9	11,91

CSA: Carga Superficial Aplicada; TDH: Tempo de Detenção Hidráulica.

Analisando-se a Tabela 18 observa-se que o lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa apresenta CSA elevadas de  $DQO_{total}$ , não podendo o mesmo ser lançado em um corpo receptor, haja vista seu elevado impacto ambiental.

Na Figura 13 é apresentado o comportamento  $DQO_{total}$  do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB.



**Figura 13:** Comportamento da  $DQO_{Total}$  no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Ao Analisar a Figura 13 observa-se o decréscimo na concentração de  $DQO_{total}$  nas três fases do experimento. As concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram: 21733,26 mg.L $^{-1}$ , 19801,67 mg.L $^{-1}$  e 18782,37 mg.L $^{-1}$ , sendo reduzidas para 6692,68 mg.L $^{-1}$ , 11856,43 mg.L $^{-1}$  e 13291,75 mg.L $^{-1}$  respectivamente. Apesar da diminuição da concentração de  $DQO_{total}$ , esta ainda encontra-se elevada, sendo necessário um pós tratamento deste lixiviado.

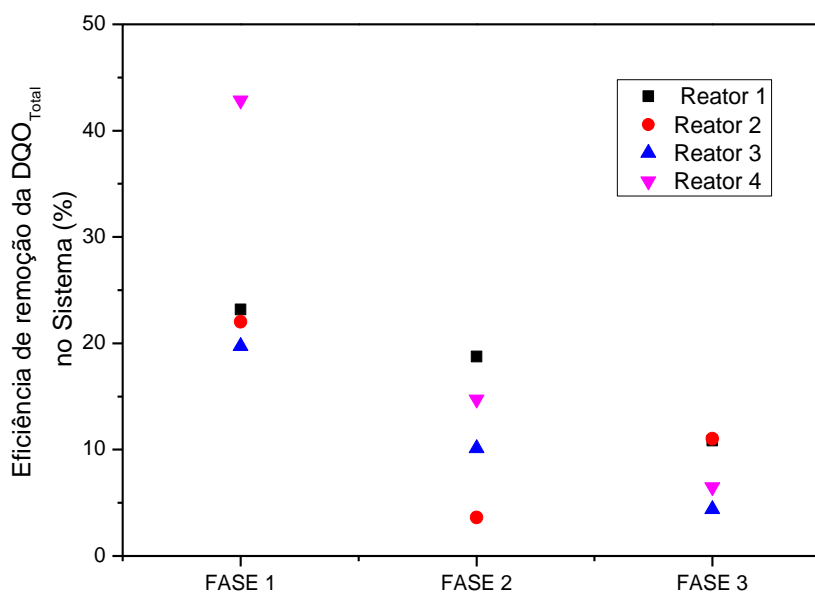
Na Tabela 19 são apresentados o teste de variância ANOVA, a um nível de confiança de 95%, para o valores da concentração de  $DQO_{total}$  ao longo das séries dos reatores, durante as três fases.

**Tabela 19:** Teste de variância ANOVA de fator único aplicado a concentração de  $DQO_{total}$  no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1,69E+10	14	1,21E+09	6132,438	<0,05	1,70012
Dentro dos grupos	2,33E+08	1185	196724			
Total	1,71E+10	1199				

Analisando os dados da Tabela 19 os resultados da concentração de  $DQO_{total}$  apresentaram diferença significativa entre as cargas superficiais aplicadas, uma vez que o F foi maior que o valor do F crítico. Por existir diferença significativa entre os resultados, aplicou-se o teste de Tukey, com nível de confiança de 95% (Tabela 20 – Apêndice A). O teste de Tukey gerou 15 grupos, onde todos apresentaram diferença significativa.

Na Figura 14 é apresentado a eficiência de remoção da concentração de  $DQO_{total}$  remanescente de cada reator nas três fases do sistema experimental.

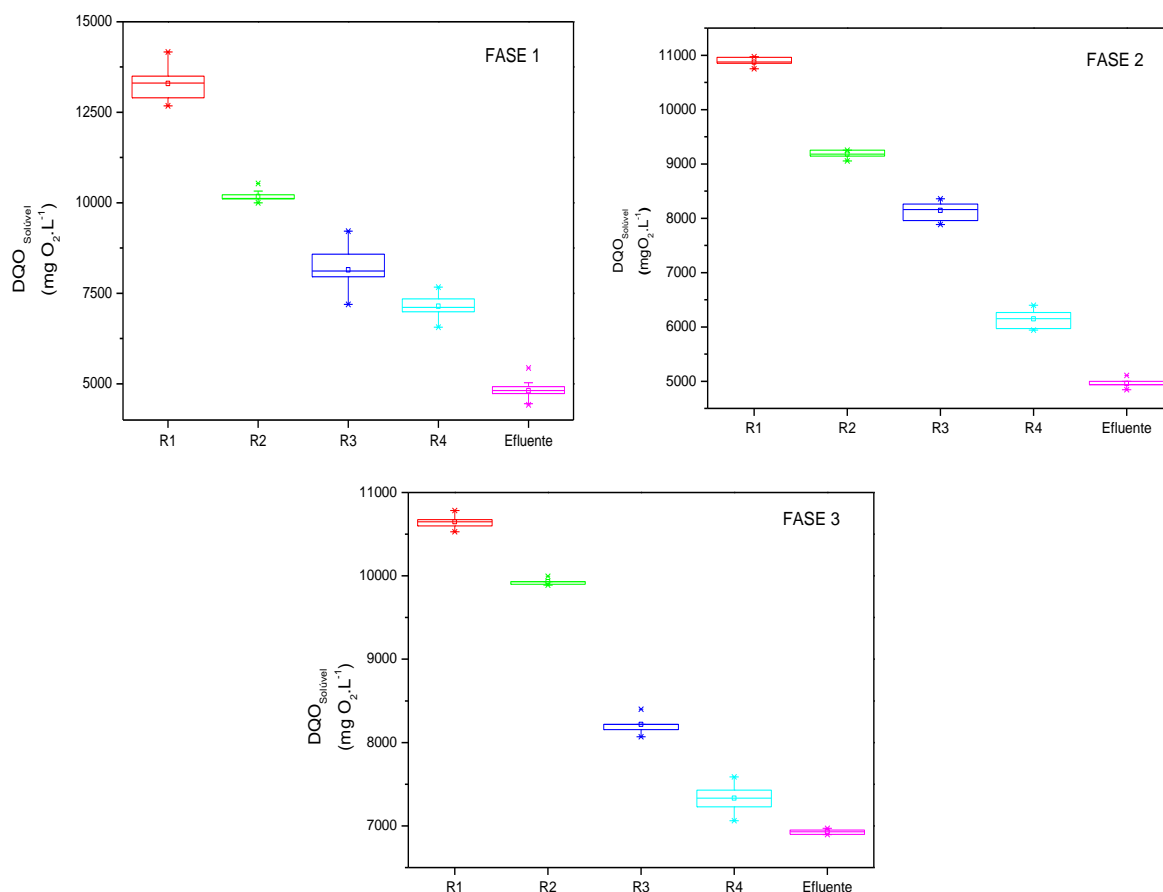


**Figura 14:** Eficiência de remoção da concentração de  $DQO_{total}$  nas três fases do sistema experimental.

Analisando os dados da Figura 14 observa-se que na fase 1 houve remoção da concentração de  $DQO_{total}$  de 69,20%, na fase 2 foi de 40,12% e na fase 3 foi de 29,23%. Utilizando o teste variância Anova observou-se que existe diferença significativa entre a eficiência de remoção de  $DQO_{Total}$  nas três cargas superficiais

aplicadas, pois  $F$  (13,68427) foi maior que o  $F$  crítico (7,708647), através do teste Tukey gerou-se 3 grupos (A, B e C).

A concentração de  $DQO_{solúvel}$  representa a matéria orgânica passível de oxidação do lixiviado sem a interferência da massa algal. Na Figura 15 é apresentado o comportamento  $DQO_{solúvel}$  do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB.



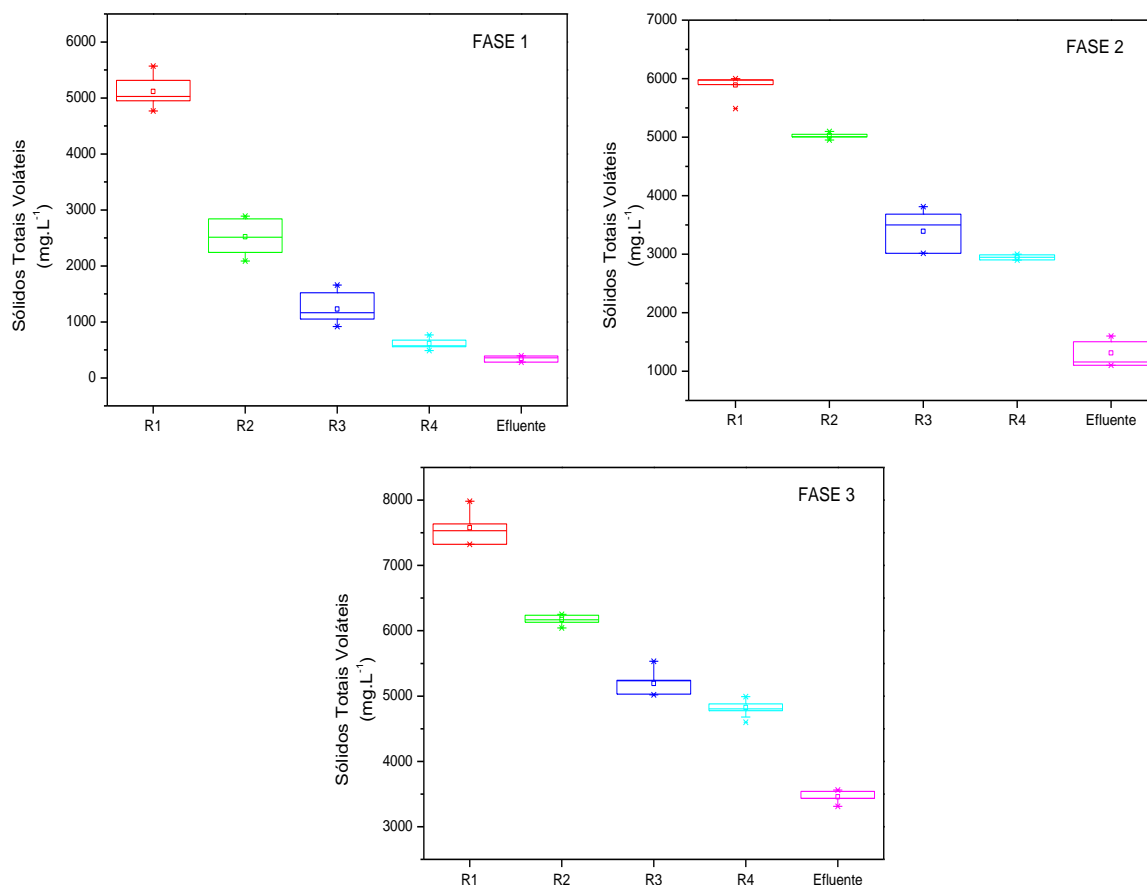
**Figura 15:** Comportamento da  $DQO_{solúvel}$  no processo de desorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Ao Analisar a Figura 15 observa-se o decréscimo na concentração de  $DQO_{solúvel}$  nas três fases do experimento. As concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram: 13293,22 mg.L $^{-1}$ , 10874,08 mg.L $^{-1}$  e 10647,41 mg.L $^{-1}$ , sendo reduzidas para 4708,76 mg.L $^{-1}$ , 4958,12 mg.L $^{-1}$  e 6929,57 mg.L $^{-1}$  respectivamente. A remoção da concentração de  $DQO_{solúvel}$  na fase 1 foi de 64,5%, fase 2 de 54,40% e fase 3 de 34,90%.



### 5.3.6 Sólidos Voláteis

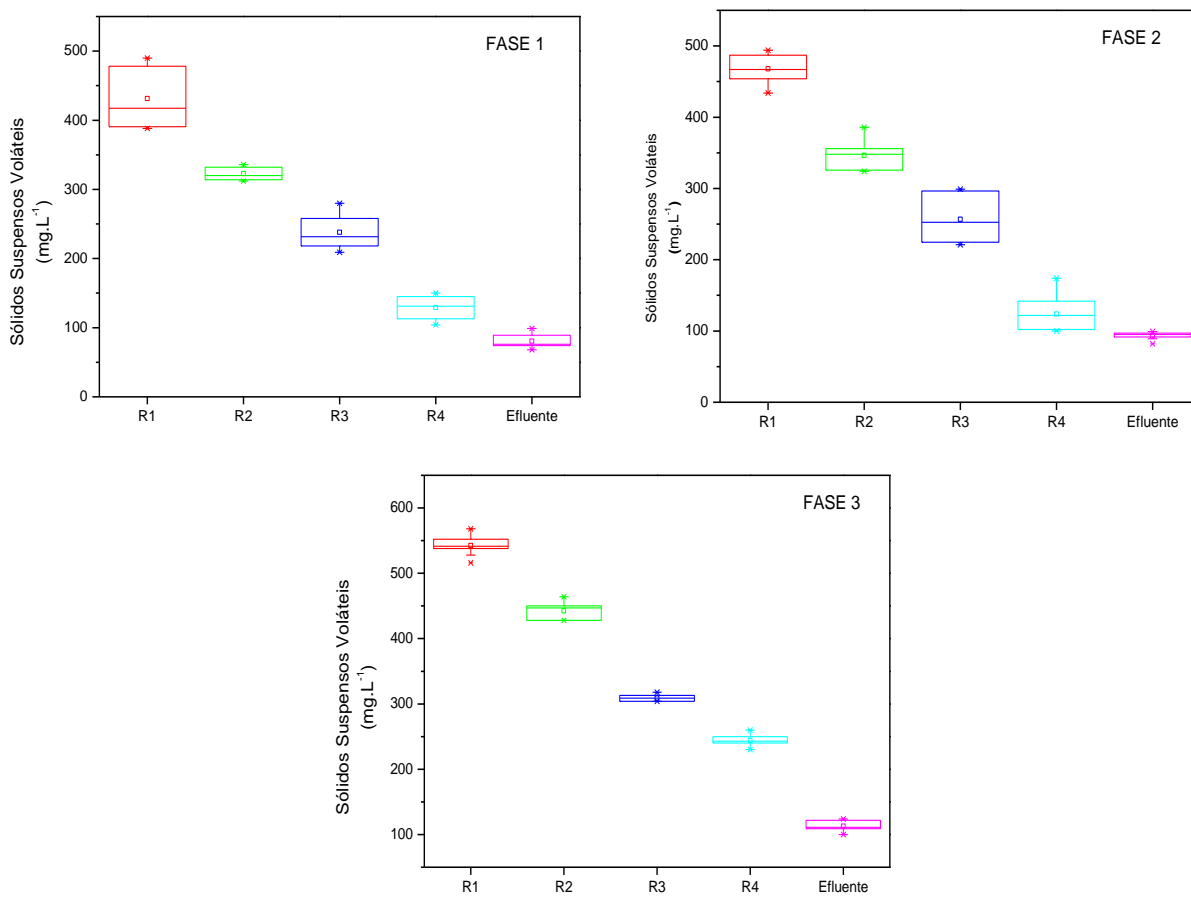
Na Figura 16 é apresentado o comportamento dos sólidos totais voláteis.



**Figura 16:** Comportamento dos sólidos totais voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Analisando os dados da Figura 16 observa-se diminuição na concentração de sólidos totais voláteis nas três fases do experimento. As concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram: 5203,65 mg.L<sup>-1</sup>, 5890,52 mg.L<sup>-1</sup> e 7577,75 mg.L<sup>-1</sup>, sendo reduzidas para 352,94 mg.L<sup>-1</sup>, 1310,67 mg.L<sup>-1</sup> e 3457,24 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente. A remoção da concentração dos sólidos totais voláteis na fase 1 foi de 93,2%, fase 2 de 77,74% e fase 3 de 54,38%, o decréscimo na remoção da concentração de sólidos totais voláteis deve-se a formação de biomassa de algas no sistema.

Na Figura 17 é apresentado o comportamento dos sólidos suspensos voláteis.



**Figura 17:** Comportamento dos sólidos suspensos voláteis no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário nas três fases do sistema experimental.

Analisando os dados da Figura 17 observa-se diminuição na concentração de sólidos totais voláteis nas três fases do experimento. As concentrações médias iniciais nas fases 1, 2 e 3 foram:  $431,25 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $467,95 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $542,51 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo reduzidas para  $78,87 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $92,91 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $112,95 \text{ mg.L}^{-1}$  respectivamente. A remoção da concentração dos sólidos totais voláteis na fase 1 foi de 81,7%, fase 2 de 80,1% e fase 3 de 79,2%, o decréscimo na remoção da concentração de sólidos totais voláteis deve-se a formação de biomassa de algas no sistema.

## 5.4 CINÉTICA DO PROCESSO DE DESSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO

A variável utilizada para a avaliação da dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário foi a velocidade da reação de pseudo primeira ordem,  $k_{ap}$  ( $\text{min}^{-1}$ ). O valor de  $k_{ap}$  foi calculado por:

$$\frac{dC}{dt} = kK C_A = k_{ap} C_A \quad (\text{Eq. 13})$$

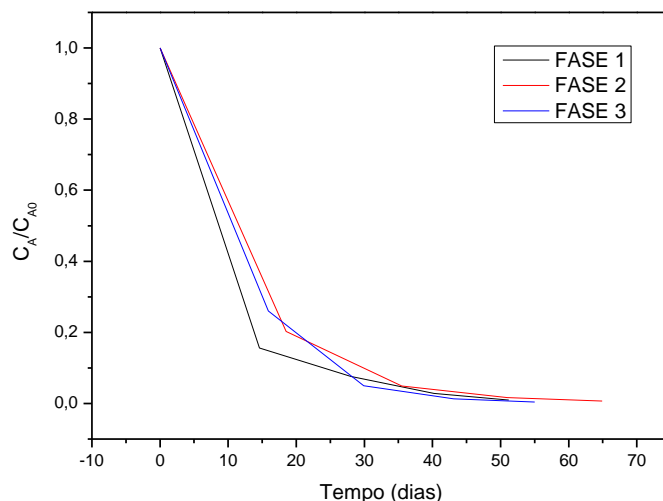
Integrando a equação 11, tem-se:

$$\ln\left(\frac{C_{A0}}{C_A}\right) = k_{ap} \cdot t \quad (\text{Eq. 14})$$

De acordo com a equação 14 tem-se que  $C_A$  representa a concentração do nitrogênio amoniacal em um determinado tempo “ $t$ ” qualquer, onde  $t$  está expresso em dias. Em relação a  $C_{A0}$  este representa à concentração do nitrogênio amoniacal no  $t$  igual a zero. A partir desta relação foram construídos gráficos de  $\ln(C_{A0}/C_A)$  pelo o tempo, onde tem-se o valor de  $k_{ap}$  pelo o coeficiente angular da reta. A veracidade da aproximação da cinética de pseudo primeira ordem é verificada pelo o coeficiente de correlação das retas.

### 5.4.1 Cinética da Concentração de Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 18 é apresentado o perfil da concentração do nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário no processo de dessorção de amônia.



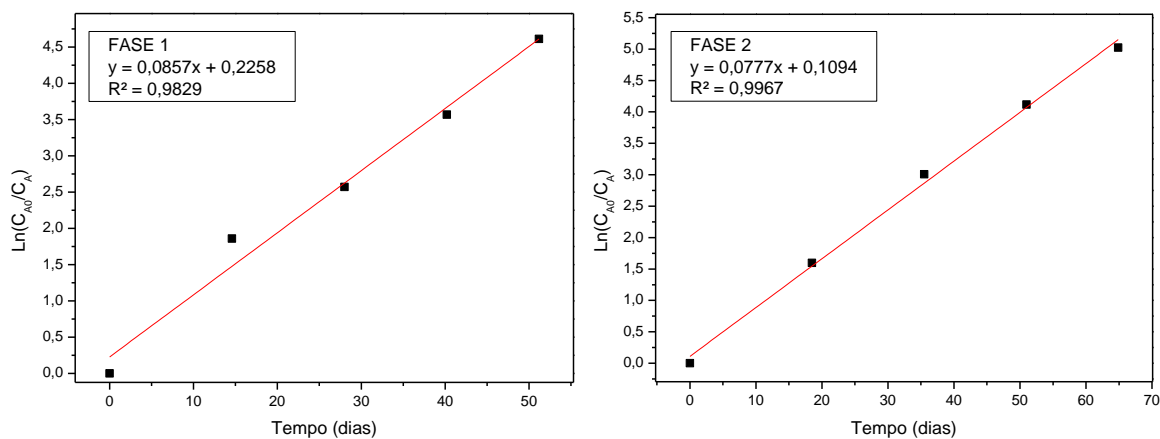
**Figura 18:** Perfil da concentração do nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário.

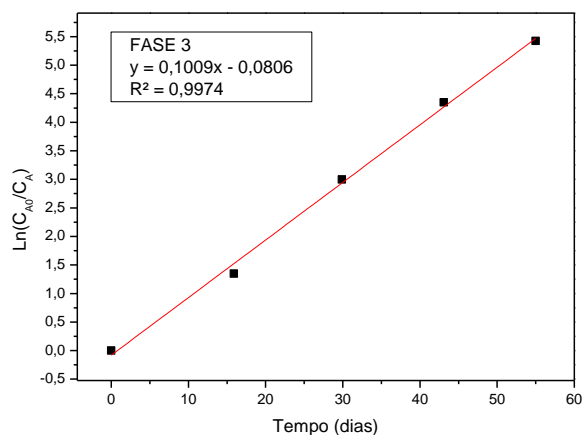
As variações das concentrações de nitrogênio amoniacal alcançada nas fases 1, 2 e 3 estão representados na Tabela 21.

**Tabela 21:** Variações das concentrações de nitrogênio amoniacal nas fases 1, 2 e 3 no processo de dessorção de amônia de lixiviado do aterro sanitário.

FASES	$C_{A0}$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$C_A$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Tempo (dias)	Remoção do Nitrogênio Amoniacal (%)
1	1585,99	15,74	51,2	99,01
2	2319,44	15,26	64,9	99,34
3	2250,67	9,93	55	99,56

A linearização da curva da Figura 18 é apresentada na Figura 19 que relacionou o  $\ln(C_{A0}/C_A)$  com o tempo da dessorção de amônia.



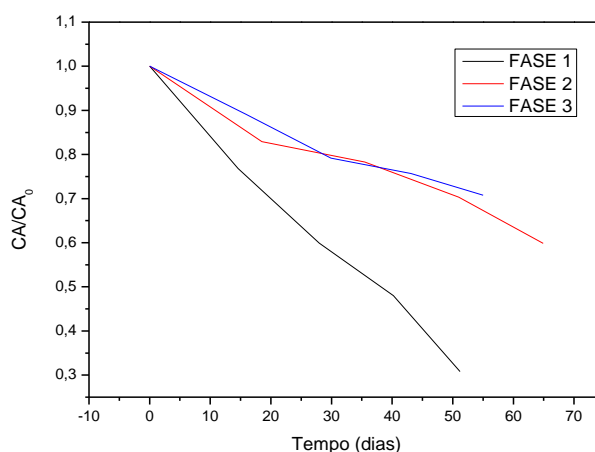


**Figura 19:** Linearização do perfil da concentração do nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário.

Conforme Figura 19 os coeficientes de correlação das fases 1, 2 e 3 são respectivamente: 0,9829, 0,9967 e 0,9974, confirmando que a reação de dessorção de amônia aproxima-se de cinética de pseudo primeira ordem. Observa-se que na proporção que a carga superficial aplicada foi elevada, a constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacal também foi elevada, confirmando a existência da relação entre a remoção de amônia e a carga superficial aplicada.

#### 5.4.2 Cinética da Concentração de $DQO_{total}$

Na Figura 20 é apresentado o perfil da concentração de  $DQO_{total}$  de lixiviado de aterro sanitário no processo de dessorção de amônia.



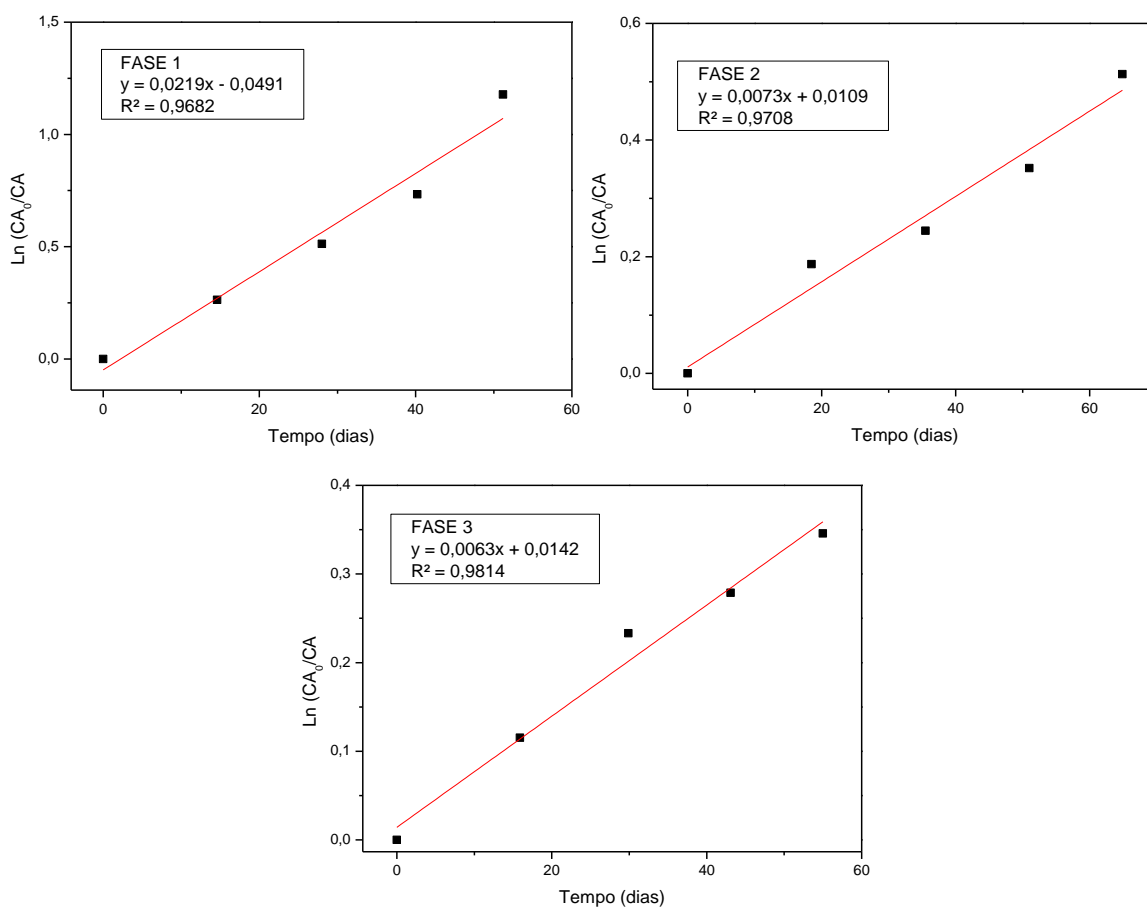
**Figura 20:** Perfil da concentração de  $DQO_{total}$  de lixiviado de aterro sanitário.

As variações das concentrações de  $DQO_{total}$  alcançada nas fases 1, 2 e 3 estão representados na Tabela 22.

**Tabela 22:** Variações das concentrações de nitrogênio amoniacal nas fases 1, 2 e 3 no processo de dessorção de amônia de lixiviado do aterro sanitário.

FASES	$C_{A0}$ ( $mg.L^{-1}$ )	$C_A$ ( $mg.L^{-1}$ )	Tempo (dias)	Remoção do $DQO_{total}$ (%)
1	21733,26	6692,68	51,2	69,20
2	19801,67	11856,43	64,9	40,12
3	18782,36	13291,75	55,6	29,23

A linearização da curva da Figura 20 é apresentada na Figura 21 que relacionou o  $\ln(C_{A0}/C_A)$  com o TDH.



**Figura 21:** Linearização do perfil da concentração de  $DQO_{total}$  do lixiviado de aterro sanitário.

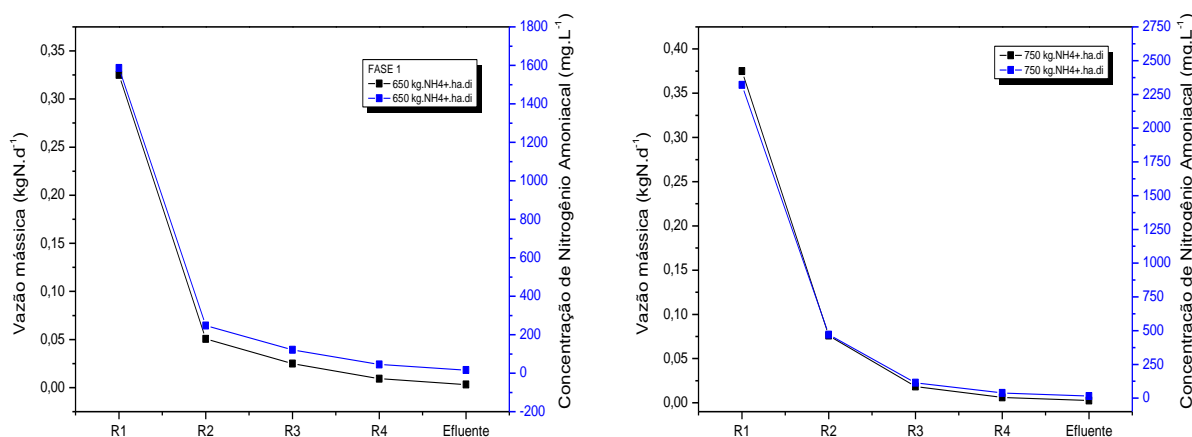
Conforme Figura 21 os coeficientes de correlação das fases 1, 2 e 3 são respectivamente: 0,9682, 0,9708 e 0,9814, confirmando que a reação de dessorção de amônia aproxima-se de cinética de pseudo primeira ordem. Observa-se que na proporção que a carga superficial aplicada foi elevada, a constante cinética de remoção da  $DQO_{total}$  foi diminuindo, confirmando a relação entre elevação da carga superficial aplicada e decréscimo na eficiência de remoção da  $DQO_{total}$ .

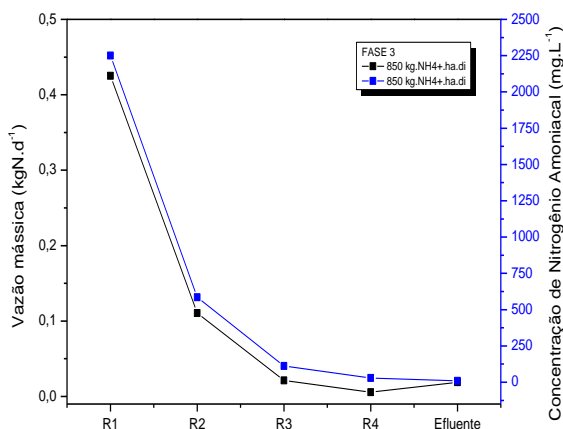
## 5.5 ESTIMATIVA DE CUSTO PARA O PROCESSO DE DESSORÇÃO DE AMÔNIA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Para a estimativa de custo para o processo de dessorção de amônia em lixiviado de aterro sanitário, leva-se em consideração a tratabilidade de uma maior carga superficial aplicada em menor área de reator de fluxo pistonado, ao custo com energia elétrica na utilização do motor elétrico.

O valor da energia elétrica na cidade de Campina Grande – PB é de R\$ 0,18189.KWh<sup>-1</sup>, o motor elétrico utiliza 0,625 KWh, associado a vazão mássica do sistema experimental na fase 1 que foi de 0,325 kgN.d<sup>-1</sup>, 0,375 kgN.d<sup>-1</sup> na fase 2 e 0,425 kgN.d<sup>-1</sup> na fase 3, assim determinou-se que o custo operacional do processo de dessorção de amônia seria de: R\$ 1,92/kgN, R\$ 1,67/kgN e R\$1,47/kgN nas fases 1, 2 e 3, respectivamente.

Na Figura 22 é apresentada a vazão mássica e a concentração de nitrogênio amoniacal.





**Figura 22:** Comportamento da vazão mássica e a concentração de nitrogênio amoniacal.

Analisando os dados da Figura 22 observa-se que é dispensável a utilização do último reator (R4), no caso específico deste trabalho, haja vista que neste reator ocorre a remoção de 0,99% (fase 1), 0,66% (fase 2) e 0,44% (fase 3) da concentração inicial de nitrogênio amoniacal, e que o efluente do R3 apresenta concentração de nitrogênio amoniacal menor que  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , podendo ser direcionado para um pós-tratamento. Portanto, ao diminuir a área do reator, juntamente com o TDH, observa-se o decaimento em 11 dias (fase 1), 13,9 dias (fase 2) e 11,9 dias (fase 3), de acordo com a Tabela 18, obtendo assim menor consumo de energia elétrica. Ao diminuir a área do reator, obter-se-ia uma redução de 29,69% (fase 1), 29,52% (fase 2) e 29,93% (fase 3) no valor do tratamento do lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa-PB.



## 6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no processo de dessorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário, conclui-se que:

- O lixiviado do aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB se caracteriza como lixiviado de aterro sanitário intermediário, com baixo potencial de degradação biológica;
- Os reatores de fluxos pistonados apresentaram maior eficiência de remoção da concentração inicial de nitrogênio amoniacal na fase 3 (99,56%), seguido da fase 2 (99,34%) e fase 1 (99,01%), estando associada diretamente a carga superficial aplicada. Vale ressaltar que o processo de dessorção em reatores de fluxo pistonado decorre sem adição de espécie química e sem custo adicional com energia elétrica para o processo da quebra da tensão superficial da massa líquida no sistema.
- A remoção da concentração inicial de  $DQO_{total}$  foi de 69,20% (fase 1), 40,12 % (fase 2) e 29,23% (fase 3);
- A maior carga superficial aplicada no sistema experimental (fase 3) apresentou maior remoção da concentração de nitrogênio amoniacal, entretanto, menor remoção da concentração de  $DQO_{total}$ , sendo necessário o pós-tratamento do lixiviado, devido a sua elevada carga orgânica;
- Estima-se que o custo operacional do processo de dessorção de amônia no lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa – PB para a maior carga superficial aplicada ( $850 \text{ kgNH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ) foi de R\$ 1,47/kgN;
- É dispensável o uso do quarto reator (R4) no sistema experimental, pois este apresenta baixo percentual de remoção da concentração inicial de nitrogênio amoniacal, com isso, obtém-se uma menor área do reator, ocasionado diminuição no custo operacional no processo de dessorção de amônia, o qual passaria a custar R\$ 1,03/kgN, para a carga de  $850 \text{ kgNH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

## REFERÊNCIAS

ABBAS, A. A. ABBAS; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YING YA, P.; AL-REKABI, W. S. **Review on Landfill Leachate Treatments**. In: GUO JINGSONG (Ed.). American Journal of Applied Sciences, 2009.

AKINBILE, C.O; YUSOFF, M. S.; AHMAD ZUKI, A. Z. **Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by Cyperus haspan**. Waste Management, 2012.

ALVAREZ-VAZQUEZ, H.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. J. **Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: A brief review**. J. Chem. Technol. Biotechnol., V. 79, p. 1043-1049, 2004.

AL-HAMADANI, Y. A. J.; YUSOFF, M. S.; UMAR, Muhammad; BASHIR, Mohammed J.K.; ADLAN, Mohd Nordin. **Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment**. Journal of Hazardous Materials . v. 190, p. 582-587, 2011.

AL-KHATIB, I. A.; MONOU, M. ZAHRA, F. A. A. S.; SHAHEEN, H. Q.; KASSINOS, D. **Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district – Palestine**. Journal of Environmental Management. p. 1-8, 2010.

ANGLADA, A., URTIAGA, A., ORTIZ, I. **Pilot scale performance of the electro-oxidation of landfill leachate at boron-doped diamond anodes**. Environmental Science & Technology 43 (6), 2035 - 2040, 2009.

APHA - **American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2005.

ARCEIVALA, S. J. **Principles of Reactor Design**. Wastewater Treatment and Disposal – Engineering And Ecology In Pollution Control. Marcel Dekker, 1981.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8419**. Rio de Janeiro, 1992.

ATMACA, E. **Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method**. Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 163, n. 1, p. 109-114, 2009.

BASHIR, M.J.K.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S.; HUQE, A.A.M.; MOHAJERI, S. **Effects of ion exchange resins in different mobile ion forms on semi-aerobic landfill leachate treatment.** *Water Sci. Technol.* v. 61, p. 641–649, 2010a.

BASHIR, M.J.K.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S. **New sequential treatment formature landfill leachate by cationic/anionic and anionic/cationic processes: optimization and comparative study.** *J. Hazard. Mater.* v.186, p. 92 – 102, 2010b.

BERGE, N.D., REINHART, D.R., TOWNSEND, T.G. **The fate of nitrogen in bioreactor landfills.** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 35, p. 365–399, 2005.

BOER, E. D.; JEDRCZAK, A.; KOWALSKI, Z.; KULCZYCKA, J.; SZPADT, R. **A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland.** *Waste Management [S.I.]*, v. 30, n. 3, p. 369-377, 2010.

BONMATÍ, A. e FLOTATS, X. **Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre-or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion.** *Waste Management* 23, 261 – 272, 2003.

BORGHI, A.D.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; BORGHI, M.D. **Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge.** *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly* 17 (4), 277 – 283, 2003.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental.** São Paulo: Oficina de Textos, p. 248, 2008.

CABEZA, A.; URTIAGA, A.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. **Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation.** *Journal of Hazardous Materials [S.I.]*, v. 144, n. 3, p. 715-719, 2007.

CALABRÒ, P. S.; SBAFFONI, S.; ORSI, S.; GENTILI, G.; MEONI, C. **The landfill reinjection of concentrated leachate: Findings from a monitoring study at an Italian site.** *Journal of Hazardous Materials [S.I.]*, v. 181, n. 1-3, p. 962-968, 2010.

CAMPOS, D. C. **Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reatores de Fluxo Pistonado.** Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB, 2009.

CAMPOS, D. C.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. **Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reatores de Fluxo Pistonado.** *TECNO-LÓGICA*, Santa Cruz do Sul, v.14, n. 2 p.52-60, 2010.

CASTRILLÓN, L.; NAVA, F.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MARAÑÓN, E. **Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate**. Waste Management [S.I.], v. 30, n. 2, p. 228-235, 2010.

CECEN, F.; ERDINCLER, A.; KILIC, E. **Effect of powdered activated carbon addition on sludge dewaterability and substrate removal in landfill leachate treatment**. Advances in Environmental Research, 7, 707–713, 2003.

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

COMSTOCK, S.; BOYER, G.; GRAF, S.; TOWNSEND, T. **Effect of landfill characteristics on leachate organic matter properties and coagulation treatability**. Chemosphere 81, 976 – 983, 2010.

COTMAN, M.; GOTVAJN, A. Z. **Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 178, n. 1-3, p. 298-305, 2010.

DENG, Y.; ENGLEHARDT, J. D. **Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment**. Waste Management [S.I.], v. 27, n. 3, p. 380-388, 2007.

DI IACONI, C.; PAGANO, M.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. **Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate**. Bioresource Technology [S.I.], v. 101, n. 6, p. 1732-1736, 2010.

FARQUHAR G. J. **Leachate: production and characterization**. Canadá, 1988.

FOO, K. Y.; HAMEED, B. H. **An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process**. Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 171, n. 1-3, p. 54-60, 2009.

GHAFARI, S.; AZIZ, H.A.; ISA, M.H.; ZINATIZADEH, A.A. **Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation–flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum**. Hazard. Mater. v. 163, p. 650–656, 2009.

GOMIDE, R. **Operações Unitárias**, v. 4, operações de transferência de massa. São Paulo, p. 435, 1987.

HASAR, H.; UNSAL, S. A.; IPEK, U.; KARATAS, S.; CINAR, O. **Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 171, n. 1-3, p. 309-317, 2009.

HAZRA, T.; GOEL, S. **Solid waste management in Kolkata, India: Practices and challenges**. Waste Management [S.I.], v. 29, n. 1, p. 470-478, 2009.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário utilizando como pré- tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. Rio de Janeiro, 2011.

JOKELA, J.P.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, R.M.; RINTALA, J.A. **Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilter and laboratory scale in situ denitrification**. Water Research, V.36, p. 4079–4088, 2002.

JOO, H. S.; HIRAI, M.; SHODA, M. **Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification–aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4**. Journal of Bioscience and Bioengineering, V.100, p.184–191, 2005.

KIM, K.W.; KIM, Y.J.; KIM, I.T.; PARK, G.I.; LEE, E.H. **The electrolytic decomposition mechanisms of ammonia to nitrogen at an IrO<sub>2</sub> anode**. Electrochimica Acta 50, 4356-4364, 2005.

KIM, D.J., LEE, D.I., KELLER, J. **Effect of Temperature and Free Ammonia on Nitrification and Nitrite Accumulation in Landfill Leachate and Analysis of its Nitrifying Bacterial Community by Fish**. Bioresources Technology, v.79, p. 459–468, 2006.

KIM, D.; RYU, H. D.; KIM, M. S.; KIM, J.; LEE, S. I. **Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 146, n. 1-2, p. 81-85, 2007.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.-H.; CHAN; G.Y.S. **Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment**. Journal of Hazardous Materials B137, 443 – 455, 2006a.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 129, n. 1-3, p. 80-100, 2006b.

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

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; LUNA, M. L. D. L. **Resíduos sólidos urbanos no estado da Paraíba: Fossilização do caos**. Revista Ecos, v.1, n.1, p. 5-9, 2009a.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. **Estudo do Processo de Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário**. In: Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário para condições brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 2009b.

LEITE, V. D.; PEARSON, H. W. ; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; LUNA, M. L. D. **The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds**. Water Science and Technology, v. 63, p. 666-670, 2011.

LI, M., FENG, C., ZHANG, Z.; LEI, X.; CHEN, R.; YANG, Y.; SUGIURA, N. **Simultaneous reduction of nitrate and oxidation of by-products using electrochemical method**. Journal of Hazardous Materials 171, 724 -730, 2009.

LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F. **Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption**. Desalination, v. 264, p. 56-62, 2010.

LIN, L.; LAN, C.Y.; HUANG, L.N.; CHAN, G.Y.S. **Anthropogenic N<sub>2</sub>O production from landfill leachate treatment**. J. Environ. Manage. v. 87, p. 341 - 349, 2008.

LIANG, Shu-Cheng; ZHAO, Min; LU, Lei; WANG, Chun-Lei; ZHAO, Li-Yan; LIU, Wen-Jin. **Isolation and characteristic of an aerobic denitrifier with high nitrogen removal efficiency**. African Journal of Biotechnology, v. 10, p. 10648-10656, 2011.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. **Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil**. Waste Management [S.I.], v. 31, n. 5, p. 966-977, 2011.

MANGIMBULUDE, J.C., VAN BREUKELEN, B.M., KRAVE, A.S., VAN STRAALLEN, N.M., RÖLING, W.F.M. **Seasonal Dynamics in Leachate Hydrochemistry and Natural Attenuation in Surface Run-Off Water from a Tropical Landfill**. Waste Management, v. 29, p. 829–838, 2009.

MARANON, E.; CASTRILLON, L.; FERNANDEZ-NAVA, Y.; FERNANDEZ-MENDEZ, A. **Tertiary treatment of landfill leachate by adsorption**. Waste Management Research 27, 527 – 533, 2009.

MOHAJERI, S.; AZIZ, H.A.; ISA, M.H.; BASHIR, M.J.K.; MOHAJERI, L.; ADLAN, M.N. **Influence of Fenton reagent oxidation on mineralization and**

**decolorization of municipal landfill leachate.** J. Environ. Sci. Health 45, 692–698, 2010.

OMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. **Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds.** Waste Management [S.I.], v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008.

PI, K. W.; LI, Z.; WAN, D. J.; GAO, L. X. **Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process.** Process safety and environmental protection, v. 87, p. 191 -196, 2009.

PIVELI, R. P.; VON SPERLING, M. LUCA, S.; SANT'ANA, T. D. C. **Cinética e Hidráulica dos Processos de Desinfecção.** Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

POZNYAK, T.; BAUTISTA, G.L.; CHÁÍREZ, I.; CÓRDOVA, R.I.; RÍOS, L.E. **Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment.** Journal of Hazardous Materials, 152 , 1108–1114, 2008.

QUAN, X.; WANG, F.; ZHAO, Q.; ZHAO, T.; XIANG, J. **Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor.** Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 170, n. 2-3, p. 983-988, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity.** Journal of Hazardous Materials [S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

ROCHA, E. M. R.; VILAR, V. J. P.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; BOAVENTURA, R. A.R. **Landfill leachate treatment by solar-driven AOPs.** Solar Energy, v. 85, p. 46-56, 2011.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMMA, R.; ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment.** Desalination [S.I.], v. 220, n. 1-3, p. 108-114, 2008.

SHIMAKURA, S. E. **Correlação; interpretação do coeficiente de correlação.** LEG: Laboratório de Estatística e Geoinformação, 2006.

SINGH, S. K.; TOWNSEND, T. G.; MAZYCK, D.; BOYER, T. H. **Equilibrium and intra-particle diffusion of stabilized landfill leachate onto micro- and mesoporous activated carbon.** Water Research 46, 491 – 499, 2012.

SÍR, M.; PODHOLA, M.; PATOCKA, T.; HONZAJKOVÁ, Z.; KOCUREK, P.; KUBAL, M.; KURAS, M. **The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials 207–208, 86 – 90, 2012.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research**. 2<sup>nd</sup> edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1981.

SOSSA, K., ALARCON, M., ASPE, E., URRUTIA, H. **Effect of ammonia on the methanogenic activity of methylaminotrophic methane producing Archaea enriched biofilm**. *Anaerobe* 10 (1), 13–18, 2004.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: 24<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

TIZAOUI, C.; BOUSELMI, L.; MANSOURI, L.; GHRABI, A. **Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems**. *Journal of Hazardous Material* 140, 316 – 324, 2007.

UMAR, M.; H. A. AZIZ; YUSOFF, M.S. **Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate**. *Waste Management*, v.30, p. 2113-2121, 2010.

VEDRENNE, M.; VASQUEZ-MEDRANO, R.; PRATO-GARCIA, D.; FRONTANA-URIBE, F. A.; IBANEZ, J. G. **Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment**. *Journal of Hazardous Materials*, 205– 206, 208–215, 2012.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Vol. 2**. 1<sup>a</sup> ed. Belo Horizonte, 1996.

VON SPERLING, M.; JORDÃO, E. P.; KATO, M. T.; SOBRINHO, P. A.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. **Lagoas de Estabilização**. Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

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

YANEZ, F. **Lagoas de estabilização: projeto, teoria e manutenção**. Cuenca: ETAPA, 1993.

YE, J.X.; MU, Y.J.; CHENG, X.; SUN, D.Z. **Treatment of fresh leachate with high-strength organics and calcium from municipal solid waste incineration plant using UASB reactor**. *Bioresource Technology* 102 (9), 5498–5503, 2011.

YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C.; MOURA, D. A. G.; COSTA, A. P. M.; CARDILLO, L. **Ammonia removal from landfill by air stripping**. *Waste Management*, 2009.



ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSNERG, R. M. **Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges**. Journal of Environmental Management [S.l.], v. 91, n. 8, p. 1623-1633, 2010.

ZHANG, L.; LEE, Y. W.; JAHNG, D. **Ammonia stripping for enhanced biomethanization of piggery wastewater**. Journal of Hazardous Materials 199– 200, 36– 42, 2012.

ZOUBOULIS, A., JUN, W. e KATSOYIANNIS, A. **Removal of humic acids by flotation**. Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspect., V. 231: p. 181-193, 2003.

## APÊNDICE A

**TABELA 13:** Teste de Tukey aplicado nas três fases do pH no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário.

CONDIÇÃO	MÉDIA	GRUPO
Efluente - Fase 3	9,8198	A
Efluente - Fase 2	9,7063	B
R4 - Fase 3	9,6026	C
R4 - Fase 2	9,5109	D
Efluente - Fase 1	9,3465	E
R3 - Fase 3	9,2115	F
R4 - Fase 1	9,1341	G
R3 - Fase 2	9,1245	G
R3 - Fase 1	8,8735	H
R2 - Fase 2	8,7470	I
R2 - Fase 3	8,7142	J
R2 - Fase 1	8,6517	K
R1- Fase 1	8,0073	L
R1- Fase 2	7,9039	M
R1- Fase 3	7,8211	N

Número de experimento: 80

**TABELA 15:** Teste de Tukey aplicado nas três fases da concentração de nitrogênio amoniacal no processo de dessorção de amônia no lixiviado de aterro sanitário.

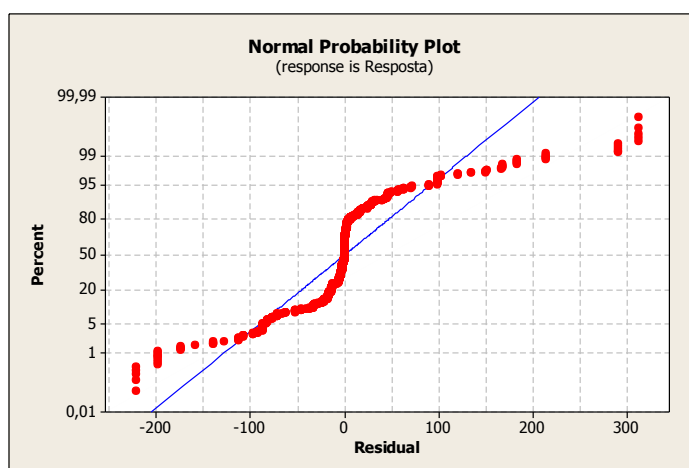
<b>CONDIÇÃO</b>	<b>MÉDIA</b>	<b>GRUPO</b>
R1- Fase 1	21733	A
R1- Fase 2	19802	B
R1- Fase 3	18782	C
R2 - Fase 3	16736	D
R2 - Fase 1	16697	D
R2 - Fase 2	16418	E
R3 - Fase 2	15503	F
R3 - Fase 3	14875	G
R4 - Fase 3	14213	H
R4 - Fase 2	13926	I
Efluente – Fase 3	13292	J
R3 - Fase 1	13020	K
Efluente – Fase 2	11856	L
R4 - Fase 1	10435	M
Efluente – Fase 1	6693	N

Número de experimento: 80

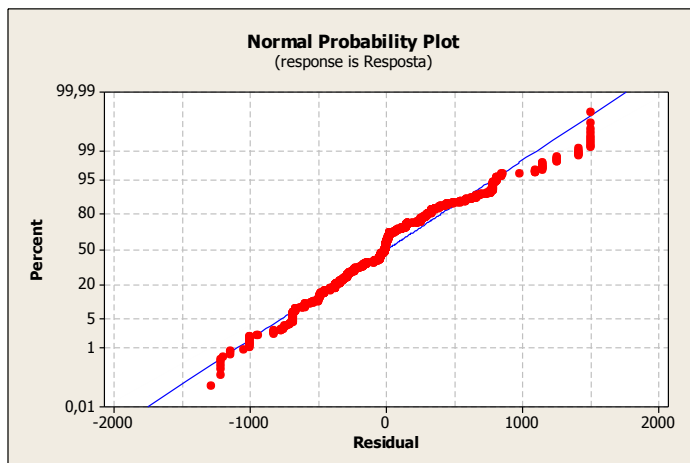
**TABELA 20:** Teste de Tukey aplicado nas três fases da concentração de  $DQO_{total}$  no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário.

CONDIÇÃO	MÉDIA	GRUPO
R1- Fase 3	4284,0	A
R1- Fase 2	3946,6	B
R2 - Fase 3	3097,9	C
R1- Fase 1	2702,3	D
R2 - Fase 2	2367,9	E
R3 - Fase 3	2160,4	F
R3 - Fase 2	1157,4	G
R4 - Fase 3	1094,2	H
Efluente – Fase 3	907,5	I
R4 - Fase 2	809,2	J
Efluente – Fase 2	577,4	K
R2 - Fase 1	432,9	L
R3 - Fase 1	290,6	M
R4 - Fase 1	170,2	N
Efluente – Fase 1	105,6	O

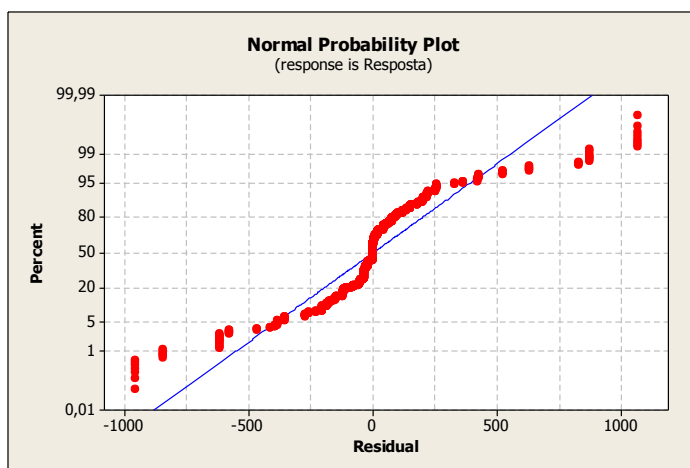
Número de experimento: 80



**Figura 23:** Tendência da distribuição normal dos dados da constante de decaimento de nitrogênio amoniacal.



**Figura 24:** Tendência da distribuição normal dos dados da constante de decaimento da  $DQO_{total}$ .



**Figura 25:** Tendência da distribuição normal dos dados da constante de decaimento da  $DQO_{solúvel}$ .