

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

P
P
G
E
C



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
AVALIAÇÃO TEMPORAL DO LIXIVIADO
DA MURIBECA

Derovil Antonio dos Santos Filho

Maurício Alves da Motta Sobrinho
José Fernando Thomé Jucá

DEROVIL ANTONIO DOS SANTOS FILHO

AVALIAÇÃO TEMPORAL DO LIXIVIADO DA MURIBECA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia

Linha de pesquisa: Geotecnia Ambiental

Orientadores: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá
Universidade Federal de Pernambuco

RECIFE, DEZEMBRO DE 2013

Catálogo na fonte
Bibliotecário Vimário Carvalho da Silva, CRB-4 / 1204

S237a	Santos Filho, Derovil Antonio dos. Avaliação temporal do lixiviado da Muribeca. / Derovil Antonio dos Santos Filho. - Recife: O Autor, 2013. xii, 99 folhas, il., color., mapa, foto., gráfs. e tabs. Orientador: Profº. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho. Coorientador: Profª Dr. José Fernando Thomé Jucá. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013. Inclui Referências bibliográficas, listas de figuras e de tabelas. 1. Engenharia Civil. 2. Aterro. 3. Lixiviado. 4. Resíduos sólidos. 5. Muribeca, Jaboatão (PE). I. Motta Sobrinho, Maurício Alves da (orientador). II. Jucá, José Fernando Thomé. III. Título. 624 CDD (22. ed.) UFPE BCTG/2014-043
-------	---



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

“AVALIAÇÃO TEMPORAL DO LIXIVIADO DA MURIBECA”

defendida por

Derovil Antonio dos Santos Filho

Considera o candidato APROVADO

Recife, 19 de dezembro de 2013

Orientadores:

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(orientador)

Prof. Dr. Jose Fernando Thomé Jucá – UFPE
(co-orientador)

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(orientador)

Prof. Dr. Marcelo Antunes Nolasco – USP
(examinador externo)

Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral – UFPE
(examinador interno)

*“O temor do Senhor é o princípio do
conhecimento; mas os insensatos
desprezam a sabedoria e a instrução.”*

PV 1:7

AGRADECIMENTOS

À Deus por todas as bênçãos e por permitir que mais um objetivo fosse atingido em minha vida.

Aos meus pais, Derovil, Lindinalva e Cleide (*in memoriam*) pela educação, pelo carinho e principalmente pelo amor.

À minha avó Amara (*in memoriam*), também contribuiu para minha educação.

A minha esposa, cúmplice e companheira, Laís, pela força e incentivo profissional.

Aos meus irmãos Ana, Darly, Michelly e Jeane, meus eternos amigos.

Aos meus sogros, Mirian e Ricardo, pela amizade e o estímulo.

A minha cunhada Thaís e seu esposo Vinícius pelo carinho e pelo estímulo profissional.

A toda minha família, pelos bons momentos de convivência familiar, os quais foram indispensáveis para conclusão e sucesso de mais uma etapa de minha vida.

Os orientadores Maurício Motta e Fernando Jucá, por sua amizade e pela confiança depositada.

Ao Engenheiro Antônio Brito, Sr. Severino e Sr. Gutemberg (UFPE), pela sua amizade e ajuda.

A Andreia, secretaria da Pós-graduação, por sua ajuda e profissionalismo.

Aos amigos de todas as horas: Luiz, Edécio, Thiago, Ítalo, Leila, Hugo, Natali, pelo apoio, pelas conversas e compreensões.

Ao Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) e o Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA), pelo companheirismo.

A Empresa de Limpeza Urbana do Recife (EMLURB), em nome dos amigos e companheiros do Aterro da Muribeca, Adauto Lins, Josélia e Oleabe.

A Finep pelo apoio financeiro dado ao projeto TRATALIX, que possibilitou a realização deste trabalho.

RESUMO

SANTOS FILHO, D. A. (2013) **Avaliação Temporal do Lixiviado da Muribeca**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. Recife, Brasil. 103p.

O lixiviado de aterros de resíduos sólidos é uma preocupação devido à sua composição, com altas concentrações de matéria orgânica. Essa composição depende, principalmente, das características e da idade dos resíduos aterrados e das condições climáticas locais. O lixiviado sofre, ao longo do tempo, transformações químicas, físicas e biológicas. Estas reações dependem, majoritariamente, das condições existentes dentro das células do aterro, que por sua vez, depende do grau de degradação dos resíduos ou de sua estabilização, que está interligada as várias fases do aterro (aeróbica, anaeróbica ou acetogênica, ácida, metanogênica e final com queda da produção de biogás). Logo, é de suma importância conhecer as características do lixiviado originado da disposição final RSU, de forma a escolher o tipo de tratamento que mais se adequa as suas particularidades, objetivando a minimização dos riscos ambientais. Com isso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade dos parâmetros físico-químicos do lixiviado oriundo do Aterro Controlado da Muribeca, localizado em Jaboatão dos Guararapes – PE, ao longo de um período de 11 anos. A metodologia utilizada consiste avaliação dos parâmetros físico-químicos do lixiviado no período de Outubro de 2002 a Outubro de 2013. Pode-se observar que o aterro estudado encontra-se, segundo a bibliografia, com uma parte dos parâmetros na fase metanogênica e a outra na ácida. Verificou-se também que as concentrações dos parâmetros estudados (DBO, DQO, razão DBO/DQO, alcalinidade, pH, condutividade, cor, turbidez, nitrogênio amoniacal, fósforo total e metais pesados) apresentam modificações ao longo do tempo, no entanto, nem todos os parâmetros estudados, apresentaram influência da precipitação, segundo os modelos de correlação Linear de Pearson (r) e Análise de Componentes Principais (ACP). Tais correlações entre os parâmetros auxilia na tomada de decisão no tipo de tratamento e monitoramento de lixiviado a ser utilizado em aterros em atividades, e principalmente nos encerrados.

Palavras-chave: aterro de resíduos sólidos urbanos, lixiviado, monitoramento ambiental, parâmetros físico-químicos.

ABSTRACT

SANTOS FILHO, D. A. (2013) **Temporal Evaluation of Leachate from Muribeca**. Dissertation in Civil Engineering, Federal University of Pernambuco. . Recife, Brazil. 103p.

The leachate from solid waste landfills is a concern due to its composition, with high concentrations of organic matter. This composition depends mainly on the characteristics and age of the landed waste and local climatic conditions. The leachate suffers over time, physical, chemical and biological transformations. These reactions depend, largely, of existing conditions within the landfill cells, which in turn depends on the degree of degradation of the waste or its stabilization, are interconnected the various phases of the landfill (aerobic, anaerobic or acetogenic, acid, methanogenic and ending with the fall production of biogas). Therefore, it is extremely important to know the characteristics of the leachate originated from MSW disposal in order to choose the treatment that best fits their particularities, aiming at minimizing the environmental risks. Thus, the present study aimed to evaluate the variability of physico-chemical parameters of the leachate from the landfill Muribeca, located in Jaboatão Guararapes - PE, over a period of 11 years. The methodology consists in the observation of the reports cited Landfill Environmental Monitoring, in a period from October 2002 to October 2013. It may be observed that the landfill is studied, according to the literature, a portion of the parameters in the methanogenic phase and the other in acid. It was also verified that the concentrations of the studied parameters (BOD, COD, ratio BOD/COD, alkalinity, pH, conductivity, color, turbidity, ammonia nitrogen, total phosphorus and heavy metals) show changes over time, however, not all parameters studied showed influence of precipitation, according to models of Linear Pearson Correlation (r) and Principal Component Analysis (PCA). Such correlations between parameters assists in decision making on the type of treatment and monitoring of leachate in landfills to be used in activities, and especially the ending.

Keywords: municipal solid waste landfill, leachate, environmental monitoring, physical and chemical parameters.

SUMÁRIO

<i>CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO</i>	1
1.1 Introdução	1
1.2 Objetivos	4
1.3 Estrutura da dissertação	5
<i>CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</i>	6
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	6
2.2 Aterro sanitário e Destinação final dos RSU	8
2.3 Processo de Degradação de RSU em Aterros Sanitários	11
2.4 Aterros Encerrados e Monitoramento Ambiental	16
2.5 Lixiviado	17
2.6 Características do Lixiviado	23
2.7 Impactos gerados pelo Lixiviado	29
2.8 Tratamento de Lixiviado	30
2.9 Parâmetros importante na análise de lixiviados	36
<i>CAPÍTULO III – MATERIAIS E MÉTODOS</i>	43
3.1 Descrição do local de estudo	43
3.2 Coleta das amostras de lixiviado	46
3.3 Determinações dos Parâmetros Físico- químico das amostras de lixiviado	47
3.4 Análises estatísticas	49

CAPITULO IV- RESULTADOS E DISCUSSÕES _____ 50

4.1 Caracterização do lixiviado ao longo do tempo e sob a influência da precipitação _____ 50

4.1.1 Carga orgânica (DBO e DQO) _____ 50

4.1.2 pH _____ 56

4.1.3 Condutividade elétrica _____ 58

4.1.4 Alcalinidade _____ 60

4.1.5 Cor _____ 63

4.1.6 Turbidez _____ 64

4.1.7 Metais _____ 66

4.1.7.1 Cromo _____ 66

4.1.7.2 Ferro _____ 68

4.1.7.3 Manganês _____ 70

4.1.8 Nitrogênio amoniacal _____ 72

4.1.9 Fósforo total _____ 74

4.2 Correlação dos parâmetros do lixiviado ao longo do tempo _____ 77

CAPITULO V- CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA NOVAS PESQUISAS _ 88

5.1 Conclusões _____ 88

5.2 Perspectivas futuras _____ 89

REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS _____ 90

LISTA DE FIGURAS

Figura II.1: Índice de Abrangência da Coleta de RSU (%). Fontes: ABRELPE e IBGE _____	7
Figura II.2: Número de países europeus que alcançaram níveis definidos de reciclagem e eliminação (incineração e aterros sanitários) dos resíduos urbanos nos anos de 2001 e 2010. Fonte: European Environment, 2013. _____	9
Figura II.3: Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Fontes: IBGE, PNSB 1989/2008 e ABRELPE 2012 _____	11
Figura II.4: Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros. Fonte: POHLAND & HARPER (1986) _____	12
Figura II.5: Distribuição da amônia (NH ₃) e íon amônio (NH ₄) em função do pH. _____	40
Figura III.1: Mapa de localização do Aterro Controlado da Muribeca/PE. Fonte: MACIEL (2009) _____	44
Figura III.2: Vista aérea do Aterro Controlado da Muribeca. Fonte: GOOGLE MAPS (2012) adaptada OLIVEIRA (2013). _____	44
Figura III.3: Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro Controlado da Muribeca. _____	46
Figura III.4: Coleta de lixiviado. _____	47
Figura IV.1: Evolução da DBO do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	50
Figura IV.2: Correlação estatística entre a DBO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	52
Figura IV.3: Evolução da DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	52
Figura IV.4: Correlação estatística entre a DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	54

Figura IV.5: Evolução da relação DBO/DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	55
Figura IV.6: Correlação estatística entre a relação DBO/DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	56
Figura IV.7: Evolução da pH do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	57
Figura IV.8: Correlação estatística entre o pH do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	58
Figura IV.9: Evolução da condutividade elétrica do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	59
Figura IV.10: Correlação estatística entre a condutividade elétrica do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	60
Figura IV.11: Evolução da alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	61
Figura IV.12: Correlação estatística entre a alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	62
Figura IV.13: Evolução da cor do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	63
Figura IV.14: Correlação estatística entre a cor do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	64
Figura IV.15: Evolução da turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	65
Figura IV.16: Correlação estatística entre a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	66
Figura IV.17: Evolução da concentração do cromo no lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	67
Figura IV.18: Correlação estatística entre a concentração do cromo do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	68

Figura IV.19: Evolução da concentração do ferro no lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	69
Figura IV.20: Correlação estatística entre a concentração do ferro do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	70
Figura IV.21: Evolução da concentração do manganês no lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	71
Figura IV.22: Correlação estatística entre a concentração do manganês do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	72
Figura IV.23: Evolução da concentração do nitrogênio amoniacal no lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	73
Figura IV.24: Correlação estatística entre o nitrogênio amoniacal do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	74
Figura IV.25: Evolução do fósforo total no lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação. _____	75
Figura IV.26: Correlação estatística entre o fósforo total do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação. _____	76
Figura IV.27: Análise e componentes principais entre os parâmetros cor, cromo, ferro e manganês. _____	77
Figura IV.28: Correlação estatística entre a cor e o cromo do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	78
Figura IV.29: Correlação estatística entre o ferro e o manganês do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	79
Figura IV.30: Análise e componentes principais entre os parâmetros turbidez, DBO, DQO, pH e condutividade elétrica. _____	80
Figura IV.31: Correlação estatística entre a DBO e a DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	82
Figura IV.32: Correlação estatística entre a DBO e a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	82

Figura IV.33: Correlação estatística entre a DQO e a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	83
Figura IV.34: Correlação estatística entre a condutividade elétrica e o pH do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	83
Figura IV.35: Análise e componentes principais entre os parâmetros pH, alcalinidade, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal. _____	84
Figura IV.36: Correlação estatística entre o pH e a alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	85
Figura IV.37: Correlação estatística entre o nitrogênio amoniacal e a alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	86
Figura IV.38: Correlação estatística entre o nitrogênio amoniacal e a condutividade elétrica do lixiviado do Aterro da Muribeca. _____	87

LISTA DE TABELAS

Tabela II.1: Participação dos materiais no total RSU coletado no Brasil. Fontes: ABRELPE (2012).	8
Tabela II.2: Faixas de concentrações de parâmetros de caracterização dos lixiviados durante as fases de estabilização biológica. Fonte: Adaptado de Pohland & Harper (1986).	14
Tabela II.3: Composição típica de lixiviados em diferentes fases do aterro sanitário. Fonte: EPA (1995) apud, TEIXEIRA (2011).	15
Tabela II.4: Parâmetros Meteorológicos e Outros Dados Utilizados no Método do Balanço Hídrico. FONTE: FENN <i>et al.</i> (1975) modificado	20
Tabela II.5: Valores do Coeficiente de Escoamento Superficial (C'). Fonte: Fenn <i>et al.</i> , 1975 apud Capelo Neto, 1999	21
Tabela II.6: Umidade do solo (mm de água/m de profundidade de solo). Fonte: Fenn <i>et al.</i> , 1975 apud Capelo Neto, 1999	21
Tabela II.7: Valores de K para aplicação do Método Suíço. Fonte: Rocca, 1981	22
Tabela II.8: Qualidade dos lixiviados em aterros sanitários na Ásia e África	24
Tabela II.9: Prováveis características do lixiviado de aterros brasileiros. Fonte: Souto e Povinelli, 2007.	25
Figura II.10: Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Piracicaba no 1º semestre de 2007. Fonte: Castro (2001)	26
Tabela II.11: Valores médios dos parâmetros analisados para o chorume de 4 células no Aterro da Muribeca no período março/1996 a setembro/2001. Fonte: Adaptado de PAES (2003).	27
Tabela II.12: Caracterização do lixiviado do Aterro da Muribeca agrupado em períodos chuvosos e secos, do ano de 2002. Fonte: SANTOS (2003).	28
Tabela II.13: Principais características e aplicações dos processos de separação por membranas. Fonte: Adaptado de Teixeira (2001) apud Nascimento (2004).	35

Tabela II.14: Concentração média de alguns metais pesados encontrados em aterros sanitários. FONTE: Qasim e Chiang (1994)	42
Tabela III.1: Método e equipamentos utilizados nas análises físico-químicas realizadas.	48
Tabela IV.1: Autovalores, porcentagem da variância e porcentagem cumulativa da variância para as quatro primeiras componentes principais dos parâmetros cor, cromo, ferro e manganês.	78
Tabela IV.2: Autovalores, porcentagem da variância e porcentagem cumulativa da variância para as quatro primeiras componentes principais dos parâmetros turbidez, DBO, DQO, pH e condutividade elétrica.	80
Tabela IV.3: Autovalores, porcentagem da variância e porcentagem cumulativa da variância para as quatro primeiras componentes principais dos parâmetros pH, alcalinidade, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal.	85

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO

1.1 Introdução

Nos primórdios a humanidade produzia uma menor quantidade de dejetos e basicamente de origem orgânica, sendo de fácil depuração pelos processos naturais. A mudança para uma sociedade industrializada e de fácil produção de bens para consumo, gerou um forte crescimento de rejeitos por parte da população.

É óbvio que o problema se agrava com a expansão e o adensamento dos aglomerados urbanos, já que a infraestrutura sanitária da maioria das cidades brasileiras não acompanha o ritmo acelerado desse crescimento (POLAZ, 2009).

Em 2012, o Brasil coletava cerca 181.288 tonelada/dia de resíduos sólidos urbanos (RSU), o que representa cerca de 1,107 kg/hab./dia (ABRELPE, 2012). Tais resíduos nem sempre recebem uma destinação final adequada. A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) aponta os lixões como destinação final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros (IBGE, 2008).

Nesse contexto, surgiu a Lei 12.305/10, que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a qual foi um marco fundamental para prática de gestão, não geração, como também tratamento e disposição final adequada dos RSU, entre outros. Verifica-se que após a criação da PNRS, houve uma diminuição significativa no número de lixões e um aumento significativo dos aterros sanitários.

A disposição final em aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos (EEA, 1998). No entanto, segundo SISINNO & MOREIRA (1996), estas áreas de despejo não podem ser consideradas como o ponto final para muitas das substâncias contidas ou produzidas a partir do lixo urbano, devido a translocação das mesmas em diversos compartimentos, além da proliferação de doenças e da degradação ambiental.

Por outro lado, com o encerramento dos vazadouros a céu aberto e aterros controlados, tem-se uma gama de locais de disposição final com resíduos de diferentes idades e conseqüentemente, com distintas fases de degradação, que irão envelhecer ao longo do tempo, e com isso, é importante verificar o seu comportamento e potencial de poluição até sua estabilização.

O envelhecimento do aterro está intimamente ligado ao tempo de aterramento dos RSU. Com relação a composição do lixiviado, a idade do aterro influencia de forma que o seu potencial poluidor é inversamente proporcional ao tempo de aterramento.

A variedade e quantidade de substâncias químicas no resíduo é finita, e a qualidade do lixiviado alcança limites de diversidade de seus componentes depois aproximadamente 2 ou 3 anos, seguidos pelo declínio gradual nos anos seguintes (PAES, 2003). Geralmente o lixiviado de aterros novos tem elevadas concentrações de DBO_5 e DQO, que diminuirão com o tempo, estabilizando-se depois de aproximadamente 10 anos (MCBEAN *et al.*, 1995; LU *et al.*, 1985). No entanto, como um local de disposição final apresenta resíduos com diferentes estágios de decomposição, sua degradação não ocorre da mesma forma, nem ao mesmo tempo. Com isso, os contaminantes não atingem picos máximos e mínimos de concentração ao mesmo tempo (PAES, 2003).

A questão da disposição final do lixo urbano, apesar de ser um dos principais pontos relacionados com o saneamento das grandes cidades, na maioria das vezes ainda permanece sem solução. A inadequada forma de disposição final destes resíduos pode proporcionar sérios danos à qualidade de vida do homem e do meio ambiente (LINS, 2003).

Tal descuido, só piora após o encerramento dos locais de disposição final de RSU. O fechamento das atividades funcionais de disposição de resíduos em um determinado aterro constitui, apenas, o encerramento da disposição dos resíduos (RSU) dentro do presente aterro, mas não se pode considerá-lo como encerrado. Um aterro só pode ser considerado encerrado quando estiver estabilizado, tanto do ponto de vista bioquímico como geotécnico, e a área utilizada devidamente recuperada e apta para uma nova ocupação e aproveitamento (JORGE *et al.*, 2004).

Uma das principais problemáticas desse sistema de disposição é a produção de lixiviado, que é um dos produtos gerados a partir da decomposição da matéria orgânica depositada na massa de resíduo (chorume), juntamente com a água que se infiltrou pela camada de cobertura ou pelo solo ou ainda da própria umidade do resíduo.

Quando o mesmo é disposto inadequadamente, gera grande impacto ambiental devido seu alto potencial poluidor, elevada carga orgânica associada às altas concentrações de nitrogênio amoniacal, sendo necessário tratar antes de seu lançamento.

Desta forma, é de suma importância conhecer as características do lixiviado originado da disposição final RSU, de forma a escolher o tipo de tratamento que mais se adequa as suas particularidades, objetivando a minimização os riscos ambientais.

O lixiviado gerado nos aterros sanitários das principais cidades brasileiras é tratado em sua grande maioria em lagoas de estabilização, digestores anaeróbios, tanques sépticos, filtros biológicos e recirculação na própria célula (CAMPOS, 2009).

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), através das Resoluções 357/05 e 430/11 estabelece parâmetros orgânicos e inorgânicos de padrões de lançamentos de efluentes originados de disposição final de RSU.

Desta forma, o presente trabalho visa estudar a evolução das características do lixiviado produzido no Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos da Muribeca/PE ao longo do tempo.

1.2 Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar a evolução das características do lixiviado do Aterro da Muribeca, para melhor determinar o tratamento adequado para lixiviado antigo.

Os objetivos específicos a serem atingidos são:

- Avaliar a variabilidade das características do lixiviado do Aterro da Muribeca através dos parâmetros físico-químicos, ao longo de um período de 11 anos;
- Avaliar o efeito da precipitação pluviométrica na evolução das características do lixiviado;
- Avaliar o efeito da idade do Aterro e suas fases de degradação nas características do lixiviado;
- Analisar, através de método estatístico, correlações e semelhanças de comportamento existente entre os parâmetros físico-químicos analisados.

1.3 Estrutura da dissertação

Esta dissertação está dividida em cinco capítulos.

O Capítulo 1 introduz o assunto que será abordado nesta dissertação, além de mostrar a importância do tema na área de Geotecnia Ambiental e Resíduos Sólidos Urbanos.

O Capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica sobre Resíduos sólidos urbanos, Aterro sanitário, processo de degradação nos aterros e por fim produção de lixiviado e sua composição ao longo do tempo.

O Capítulo 3 descreve as metodologias empregadas nos ensaios realizados, além da descrição do local de estudo.

O Capítulo 4 apresenta e discute os resultados da análise histórica dos parâmetros físico-químicos avaliados durante o período de estudo no Aterro da Muribeca.

O Capítulo 5 apresenta as conclusões desta pesquisa e sugestões para trabalhos futuros.

CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

A NBR 10004/2004 define-se resíduos sólidos como:

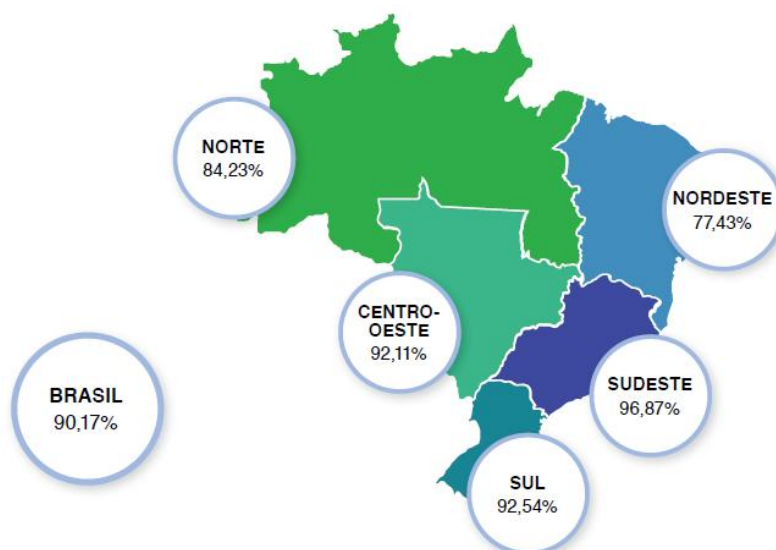
“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”.

Dentre os vários RSU gerados, são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sanitários sob responsabilidade do poder municipal os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como os comerciais, e os resíduos da limpeza pública.

A questão de resíduos sólidos no Brasil tem sido debatida na sociedade, a partir de vários levantamentos e principalmente após a PNRS 2010.

O Brasil gerou em 2012 cerca de 201.058 toneladas/dias resíduos sólidos urbanos (RSU), o que representa 1.228 kg/hab./dia. Em relação ao ano anterior houve um aumento de 1,3% na quantidade gerada de RSU. A Figura 1 apresenta a distribuição da coleta de RSU por região, na qual fica evidenciada que a região Nordeste apresenta menor índice de coleta.

Figura II.1: Índice de Abrangência da Coleta de RSU (%). Fontes: ABRELPE e IBGE



A região Nordeste possui nove estados e 1.794 municípios, em 2012, houve uma geração, de 51.689 toneladas/dia de RSU, que representa 1.309 Kg/hab/dia, das quais 77,43% foram coletadas. Os dados indicam crescimento de 2,4% no total coletado e aumento de 1,4% na geração de RSU em relação ao ano anterior. Desse total, o estado de Pernambuco contribuiu com a geração 8.471 t/dia e uma coletada de 7.118 t/dia (ABRELPE, 2012).

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos, expressa a presença de cada componente, em porcentagem, em relação ao peso total do lixo. Nela, estão relacionados os componentes mais comuns: vidro, plástico, metais, papel, matéria orgânica e outros. A Tabela II.1 mostra a composição gravimétrica dos RSU total coletado no Brasil.

Tabela II.1: Participação dos materiais no total RSU coletado no Brasil. Fontes: ABRELPE (2012).

Materiais	Participação (%)	Quantidade (t/ano)
Metais	2,9	1.640.294
Papel, papelão e tetrapak	13,1	7.409.603
Plástico	13,5	7.635.851
Vidro	2,4	1.357.484
Matéria orgânica	51,4	29.072.794
Outros	16,7	9.445.830
Total	100	56.561.856

2.2 Aterro sanitário e Destinação final dos RSU

Os RSU são fontes de contaminação, desta forma, o seu tratamento é indispensável e de grande relevância para conservação do meio ambiente.

O aterro sanitário é um dos métodos mais empregados, por ser ao mesmo tempo um método de tratamento e disposição (LIMA, 2006).

A NBR-1819 (ABNT, 1992) conceitua o aterro sanitário como uma técnica de disposição de RSU no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se for necessário.

Na Europa, no início deste século, observou-se um claro movimento cujo objetivo é diminuir e restringir a utilização de aterros sanitários (BURNLEY, 2001).

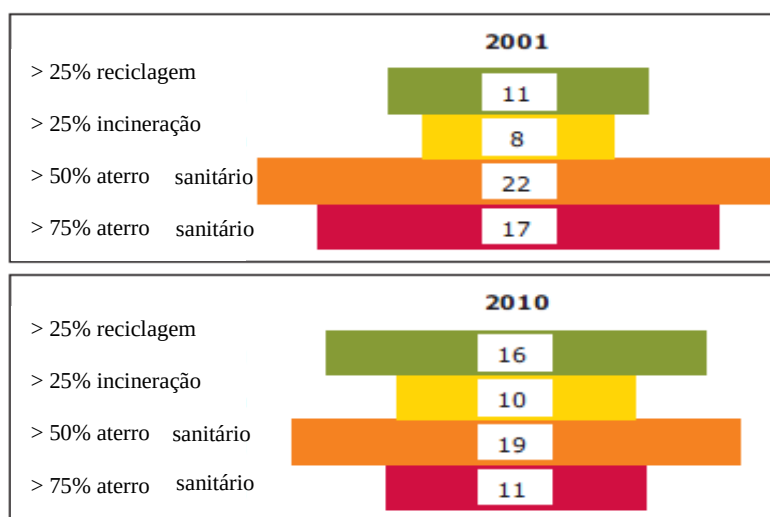
O desenvolvimento da gestão de resíduos sólidos urbanos em países europeus reflete iniciativas tomadas tanto pela União Europeia (EU) quando pelos países individualmente. A paisagem política de resíduos na EU evoluiu consideravelmente ao longo dos últimos 30 anos, um passo importante foi a Estratégia temática de prevenção e reciclagem de resíduos (CE, 2005), que em 2008, resultou na Diretiva nº 2008/98/CE. Em 2011, a referida Diretiva foi altera e transposta pelo Decreto-Lei nº73/2011.

O Decreto-Lei nº 73/2011 fala do Princípio de Hierarquia dos Resíduos, onde se tem a seguinte ordem de prioridade: prevenção e redução, preparação para reutilização, reciclagem, outros tipo de valorização (por exemplo, a recuperação de energia) e por fim eliminação ou disposição final.

A Figura II.2 também ilustra a progressão a hierarquia dos resíduos na Europa.

Figura II.2: Número de países europeus que alcançaram níveis definidos de reciclagem e eliminação (incineração e aterros sanitários) dos resíduos urbanos nos anos de 2001 e 2010.

Fonte: *European Environment Agency*, 2013.



Observa-se na Figura II.2 que o número de países que dependem principalmente da deposição em aterros sanitários reduziu entre 2001 e 2010. O número de países que destinavam mais que 75 % dos seus resíduos urbanos em aterros sanitários caíram de 17 para 11, ao passo que a destinação de mais de 50% de resíduos urbanos em aterros, diminuiu de 22 para 19. No mesmo período, o número de países que incineravam mais de 25% dos seus resíduos urbanos aumentou ligeiramente, de 8 para 10 e o número de reciclagem de mais do que 25 % dos resíduos urbanos aumentou de 11 para 16. De uma forma geral, nota-se que os países europeus estão implementando hierarquia de resíduos nas gestões municipais de resíduos.

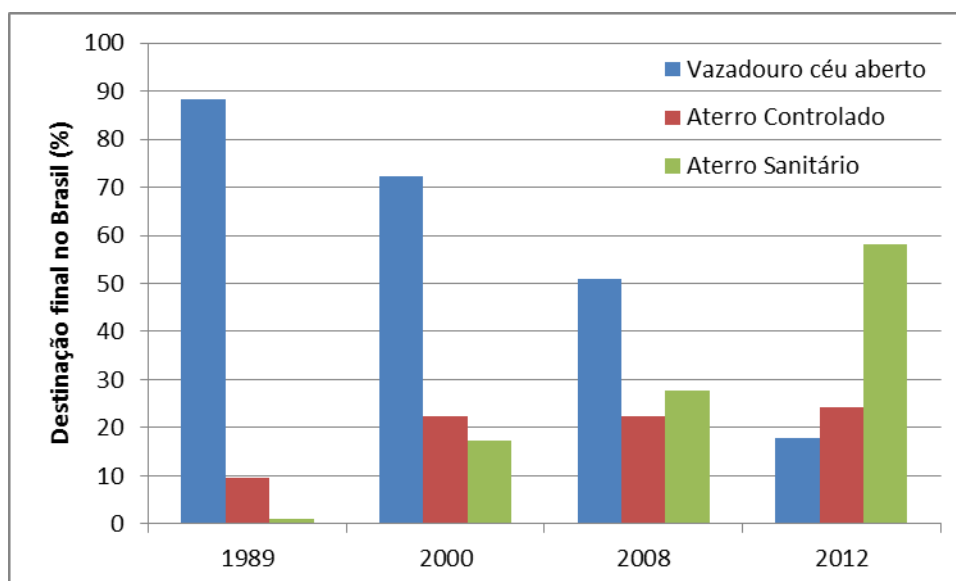
O Decreto-Lei nº 73/2011 fala dos resíduos como possível matéria-prima secundária, bem como uma fonte de energia. Com isso, a importância do processamento eficaz dos resíduos e um roteamento de fluxos de resíduos. Por um lado, a reciclagem de materiais requer um elevado grau de pureza do material residual a ser reciclado.

No Brasil, observa-se, de forma geral, um melhoramento nos cuidados relativos ao tratamento e destinação final dos RSU, representado pela redução da quantidade de resíduo depositado em lixão e um aumento de aterros sanitários, além de um pequeno crescimento de outros tipos de tratamento, como a separação para reciclagem de materiais, compostagem da matéria orgânica e incineração para resíduos perigosos.

Pernambuco, especificamente, possui 184 municípios, onde a disposição final dos resíduos são distribuídos em 35 aterros sanitários, 2 aterros controlados e 148 lixões (SEMAS, 2012).

Essa situação deverá ser modificada com o encerramento dos lixões e aterros controlados existentes e implantação de aterros sanitários, previsto para 2014, conforme estabelecido na PNRS. A Figura II.3 apresenta tal mudança de cenário, mostrando dados de disposição final dos resíduos sólidos no Brasil de 1989 a 2012.

Figura II.3: Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Fontes: IBGE, PNSB 1989/2008 e ABRELPE 2012

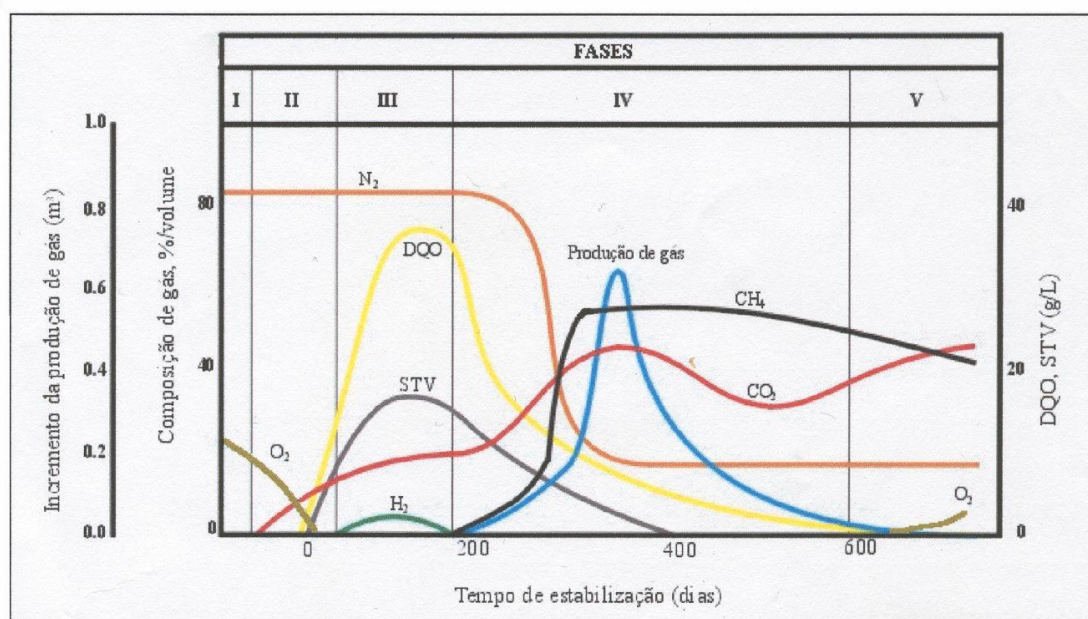


2.3 Processo de Degradação de RSU em Aterros Sanitários

Os aterros sanitários se assemelham a grandes reatores biológicos (BIDONE et al, 2001), onde o estado de decomposição dos resíduos tem grande influência nas características dos lixiviados, podendo a sua composição variar ao longo do aterro.

POHLAND & HARPER (1986) definem cinco fases distintas para avaliar a estabilização dos resíduos sólidos em aterros, descritas abaixo e visualizadas na Figura II.4.

Figura II.4: Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros. Fonte: POHLAND & HARPER (1986)



- Fase 1/Fase Inicial: esta fase se caracteriza pela presença de microrganismos aeróbios e facultativos, ou seja, a degradação da matéria orgânica se inicia na presença de oxigênio. Sua duração é curta, de aproximadamente um mês. Apresenta, também, acúmulo de água e elevada temperatura.
- Fase 2/Fase de Transição: nesta fase verifica-se uma predominância das atividades microbianas anaeróbias em detrimento das aeróbias.
- Fase 3/Formação Ácida: marcada pelo início da produção de metano, porém de forma intermitente. Diminuição de nitrogênio e fósforo para o crescimento dos microrganismos. Os compostos orgânicos gerados na fase anterior são convertidos em metano e gás carbônico pela atuação de microrganismos denominados de arqueas metanogênicas. O pH se eleva pela redução de ácidos, consequentemente, diminui-se a solubilização de compostos inorgânicos. A carga de matéria orgânica é diminuída nos lixiviados, significando uma menor biodegradabilidade dos mesmos.

- Fase 4/Fermentação Metanogênica: intensa geração de metano e dióxido de carbono, permanecendo constante a produção e a composição do biogás. A carga orgânica dos lixiviados decresce e as concentrações em nutrientes se tornam limitantes.
- Fase 5/Maturação Final: queda acentuada na produção de gás, cessando ao final. O oxigênio volta a aparecer e as matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

As Tabelas II.2 e 3 apresentam a relação entre as características dos lixiviados e as fases de degradação supracitada acima, segundo POHLAND & HARPER (1986) e EPA (1995) *apud*, TEIXEIRA (2011), respectivamente. Todavia, as fases de degradação ocorrem paralelamente em vários pontos do mesmo aterro, tornando-se cada vez mais difícil a prever as características dos lixiviados originados.

Tabela II.2: Faixas de concentrações de parâmetros de caracterização dos lixiviados durante as fases de estabilização biológica. Fonte: Adaptado de Pohland & Harper (1986).

Parâmetros (mg/L)	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
pH (adimensional)	6,7	47, a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
ST	2.050 a 2.450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640
DBO	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DQO	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
AVT (mgHAc/L)^(*)	100 a 3.000	3.000 a 18.800	250 a 4.000	ausente
Cobre	0,085 a 0,39	0,005 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
Ferro	68 a 312	90 a 2.200	115 a 336	4 a 20
Chumbo	0,001 a 0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,10	0,01 a 0,10
Magnésio	66 a 96	3 a 1.140	81 a 505	81 a 190
Manganês	0,60	0,6 a 41	0,60	0,60
Níquel	0,02 a 1,55	0,03 a 79	0,01 a 1	0,07
Potássio	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.500	35 a 2.500
Sódio	20 a 7.600	-	-	-
Zinco	0,06 a 21	0,65 a 220	0,40 a 6	0,40
Cádmio	190 a 490	70 a 3.900	76 a 490	76 a 254
Cromo	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
Cloreto	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
Sulfeto	Ausente	0 a 818	0,9	ausente
Coliformes Totais (NNP/100ml)^(*)	100 a 105	100 a 105	ausente	ausente
Coliformes Fecais (NNP/100ml)^(*)	100 a 105	100 a 105	ausente	ausente

(a) Parâmetros medidos em mg/L, com exceção dos indicados (*).

Tabela II.3: Composição típica de lixiviados em diferentes fases do aterro sanitário. Fonte:
EPA (1995) apud, TEIXEIRA (2011).

Parâmetros Medidos em mg/L ^(*)	Fase Ácida (EPA, 1995)		Fase Metanogênica (EPA, 1995)		Aterro novo (< 2 anos) (Tchobanoglous et al, 1993)		Aterro velho (> 10 anos) (Tchobanoglous et al, 1993)
	Intervalo	Média	Intervalo	Média	Intervalo	Valor típico	Intervalo
pH	4,5-7,5	6,1	7,5-9,0	8	4,5-7,5	6	6,6-7,5
DBO	4.000-40.000	13.000	20-550	180	2.000-30.000	10.000	100-200
DQO	6.000-60.000	22.000	500-4.500	3.000	3.000-60.000	18.000	100-500
DBO/DQO	-	0,58	-	0,06	0,5-1,0	-	0,05-0,2
COT	-	-	-	-	1.500-20.000	6.000	80-160
SST	-	-	-	-	200-2.000	500	100-400
N amoniacal	30-3.000	750	*	*	10-800	200	20-40
Nitratos	0,1-50	3	*	*	5-40	25	5-10
N total	50-5.000	1.250	*	*	10-800	200	*
Cloretos	100-5.000	2.100	*	*	200-3.000	500	100-400
Sulfatos	70-1.750	500	10-420	80	50-1.000	300	20-50
Fósforo total	0,1-30	6	*	*	5-100	30	05/out
Ferro total	20-2.100	780	3-280	15	50-1.200	60	20-200
Magnésio	50-1.150	470	40-350	180	50-1.500	250	50-200
Cálsio	10-2.500	1.200	20-600	60	200-3.000	1.000	100-400
Potássio	10-2.500	1.100	*	*	200-1.000	30	50-400
Sódio	50-4.000	1.350	*	*	200-2.500	500	100-200
Dureza ^(*)	-	-	-	-	300-10.000	3.500	200-500
Alcalinidade ^(*)	300-11.500	6.700	-	-	1.000-10.000	3.000	200-1.000

Legenda:

(a) Exceto para o pH que não apresenta unidades (escala Sorensen) e para a razão DBO₅/DQO (adimensional).

(b) Grandeza medida em mg/L de CaCO₃.

* Concentrações destes parâmetros não variam entres as duas fases.

2.4 Aterros Encerrados e Monitoramento Ambiental

Após o fechamento e o encerramento das atividades de disposição de resíduos, o maciço continua a apresentar elevadas deformações horizontais e verticais, e a gerar lixiviados e gases.

As deformações normalmente registradas em maciços de resíduos sólidos urbanos podem conduzir a instabilidades dos taludes ou, em situações mais comuns, formar áreas mais deprimidas no maciço, causando alterações irregulares no caimento, desarranjo ou quebra das canaletas e demais dispositivos de drenagem superficial (JORGE *et al.*, 2004).

As falhas funcionais nos sistemas de drenagem superficial podem provocar tanto o acúmulo das águas pluviais como o escoamento superficial em fluxos concentrados. O empoçamento favorece a infiltração de água no aterro, aumentando o nível e o volume de lixiviado. Por outro lado, o escoamento superficial das águas pluviais em fluxos direcionado, pode acelerar processos erosivos, removendo a cobertura de solo final do aterro, expondo a massa de lixo.

Desta forma, observa-se a importância do Monitoramento Ambiental em locais de disposição final de RSU, que tem como objetivo acompanhamento a produção dos subprodutos gerados (lixiviado e biogás), visto que estes continuam sendo gerados após o encerramento das atividades do aterro

A deposição em aterro de resíduos representa uma ameaça potencial ao longo prazo para o meio ambiente. É importante, portanto, que os aterros sejam localizados, concebido, operado e controlado para minimizar os efeitos no meio ambiente, pondo em perigo a saúde humana, concebendo risco para água, solo, atmosfera, plantas, animais, criando perturbações sonoras, cheiros e por fim afetando negativamente o meio rural ou em locais de especial interesse (*Environmental Agency*, 2003).

O Monitoramento Ambiental de Aterro de RSU pode ser definido como um conjunto de normas adotadas para avaliar os impactos e riscos ambientais que podem ser causados pelo mesmo. Esses acontecimentos estão relacionados à produção, migração de biogás e lixiviados, e à instabilidade da massa de resíduos. Permite também determinar a eficácia real dos sistemas de proteção ambiental e garantir que sejam suficientes para manter a qualidade ambiental da área circunvizinha e do próprio aterro ao longo do tempo. Esse monitoramento deve contemplar as etapas de implantação, operação e pós-encerramento.

Os objetivos de um programa de monitoramento é estabelecer as condições ambientais de referência, como também detectar os impactos ambientais adversos da deposição de resíduos, demonstrando que as medidas de controle ambiental estão operando como projetado, auxiliando na avaliação dos processos que ocorrem no interior do corpo de resíduos para demonstrar o cumprimento das condições de licenciamento, contribuindo tanto para dados de inventários de emissões como para informar o público (*Environmental Agency*, 2003). O plano de monitoramento não deve só abordar, apenas, os aspectos ambientais, mas também os parâmetros geotécnicos.

2.5 Lixiviado

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como o efluente líquido originado da umidade natural e da água presente nos resíduos, do resultado da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água que infiltra na camada de cobertura e no interior das células existentes no aterro (MORAVIA, 2007).

Segundo a NBR 8849/1985 (ABNT, 1985), o lixiviado é definido como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura e mau cheiro.

Segundo EL-Fadel *et al.* (2002), os principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados são:

- Características dos resíduos: composição, granulometria, umidade, idade do resíduo e pré-tratamento;
- Condições ambientais: geologia, regime pluviométrico, temperatura e clima;
- Características do aterro: aspectos construtivos das células, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, disposição de resíduos líquidos e recirculação;
- Processos internos: hidrólise, adsorção, biodegradação, dissolução, diluição, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, geração e transporte de gás.

Dentre os diversos fatores, a precipitação, contribui de uma forma efetiva tanto na quantidade quanto na qualidade do lixiviado, devido ao seu potencial de diluição do lixiviado, como também, em locais de baixa precipitação, geração de menor volume de lixiviado (STEGMAN, 1983).

Estudo das particularidades hídricas da região onde se encontra o aterro sanitário é de suma importância para termos uma aferição mais precisa do volume gerado de lixiviados.

A produção de lixiviados está também intimamente relacionada com o grau de compactação dos resíduos, o qual dificulta a velocidade de infiltração. É habitual distinguir entre resíduos com índice de compactação maior ou menor do que $0,8 \text{ t/m}^3$.

Existem vários métodos para se estimar a geração de lixiviados. No entanto, os métodos mais empregados são: o método do balanço hídrico e o método suíço (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2003).

- MÉTODO DE BALANÇO HÍDRICO

O método do balanço hídrico, proposto por Fenn em 1975 e depois desenvolvido por Kmet em 1982, é um dos modelos mais utilizados para determinação dos volumes de lixiviados gerados em aterros sanitários (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

Esse método do Balanço Hídrico geralmente é utilizado nos casos em que há grande disponibilidade de dados climatológicos, notadamente precipitação e evapotranspiração, medidos no local do aterro ou disponibilizados pela estação meteorológica mais próxima (CATAPRETA, 2008).

Trata-se de método mais consistente que o Método Suíço, pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo (LINS, 2003).

A aplicação deste método consiste em registrar mês a mês, durante o período em estudo, os valores dos parâmetros indicados na Tabela II.4. Vale salientar que, os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais.

Tabela II.4: Parâmetros meteorológicos e outros dados utilizados no Método do Balanço Hídrico. FONTE: FENN et al, 1975 apud CAPELO NETO ,1999

PARÂMETROS	MODO DE OBTENÇÃO
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos
Evaporação potencial (EP)	Boletins Hidrometeorológicos (Tanque classe A)
Escoamento superficial (ES)	Aplicando-se o coeficiente de escoamento C' para cada tipo de solo e inclinação (ver Tabela II.5). $ES = C' \cdot P$
Infiltração (I)	Através da Expressão $I = P - ES$
$I - EP$	Diferença entre a água que infiltra e a que evapora.
Σ (NEG ($I - EP$))	É calculado somando-se os valores negativos de ($I - EP$)
Armazenamento de água no solo de cobertura (AS)	Multiplicando-se o valor da água disponível para cada solo (ver Tabela II.6) pela espessura desse solo, no caso em que $(I - EP) > 0$; Quando o solo estiver abaixo da capacidade de campo, $(I - EP) < 0$
Variação no armazenamento de água no solo (ΔAS)	Diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro ($\Delta AS = AS_n - AS_{n-1}$)
Evaporação real (ER)	Quando $(I - EP) > 0$ então $ER = EP$ Quando $(I - EP) < 0$ então $ER = [EP + (I - EP) - \Delta AS]$
Percolação em mm (PER)	$PER = P - ES - AS - ER$
Vazão mensal em l/s (QM)	$QM = (PER \times \text{Área}_{\text{aterro}}) / 2.592.00$

Na Tabela II.5, têm-se os valores do coeficiente de escoamento para as estações seca e úmida, levando-se em consideração o tipo de solo e declividade adotada. Na Tabela II.6 são fornecidos os valores da capacidade de campo, do ponto de murchamento e da água disponível para alguns tipos de solos.

Tabela II.5: Valores do Coeficiente de Escoamento Superficial (C'). Fonte: Fenn et al, 1975
apud Capelo Neto, 1999

Tipo de solo	Declividade	Coeficiente C'	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso	0 a 2%	0.05	0.10
	2 a 7%	0.10	0.15
Argiloso	0 a 2%	0.18	0.17
	2 a 7%	0.18	0.22

Tabela II.6: Umidade do solo (mm de água/m de profundidade de solo). Fonte: Fenn et al, 1975
apud Capelo Neto, 1999

Tipo de solo	Capacidade de campo	Ponto de murchamento	Água disponível
Arenoso	200	50	150
Siltoso	300	100	200
Argiloso	375	125	250

- MÉTODO SUIÇO

Já o método estabelecido na Suíça é uma sistemática empírica para determinação da vazão de percolado, através da relação entre precipitação pluviométrica e o escoamento de líquidos lixiviados, como cita BARROS (2004).

Segundo CAPELO NETO (1999), o método Suíço, é um método bem simples, mas deixa a desejar no que diz respeito à precisão. O método suíço considera como elementos principais a precipitação pluviométrica sobre a cobertura e o peso específico inicial dos resíduos (CATAPRETA, 2008). Não considera, inclusive, os efeitos da evaporação potencial.

Utilizando o método suíço, BARROS (2004), estima que uma porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização de base e, conseqüentemente, deve ser drenada. Esta porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista (CATAPRETA, 2008).

O volume de líquidos percolados pode ser avaliado para os casos mais simples, pela seguinte EQUAÇÃO II.1 apresentada por ROCCA (1981):

$$Q = \frac{1}{t} \cdot P \cdot A \cdot K$$

Equação II.1

Onde:

Q é a vazão média de lixiviado (L/s);

P é a precipitação do mês em questão (mm);

A é a área total do aterro (m²);

t é o tempo (segundos/mês);

K é o coeficiente que depende do peso específico inicial ou grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos (Tabela II.7).

Tabela II.7: Valores de K para aplicação do Método Suíço. Fonte: Rocca, 1981

Tipo de aterro	Peso específico dos resíduos urbanos compactados	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton/m ³	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton/m ³	0,15 a 0,25

2.6 Características do Lixiviado

A caracterização do lixiviados pode se tornar instrumento fundamental para gerar subsídio para melhor escolha do processo ou técnica de tratamento de lixiviados.

De acordo com MORAVIA (2007), o “lixiviado novo” apresenta compostos orgânicos biodegradáveis, baixa concentração de nitrogênio amoniacal e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixa massa molecular e o “lixiviado velho” apresenta baixa concentração de material orgânico biodegradável, elevada concentração de nitrogênio amoniacal e de compostos orgânicos refratários.

No âmbito internacional, ROBINSON (2007), realizou uma análise muito detalhada da qualidade dos lixiviados em alguns dos maiores aterros sanitários do mundo, objetivando fornecer uma base de dados confiável e robusta para as previsões de qualidade do lixiviado. Na Tabela II.8 tem-se a caracterização dos lixiviados de alguns Aterros na Ásia e África, realizados pelo referido estudo.

No Brasil, SOLTO & POVINELLI (2007), também reuniu dados disponíveis na literatura referente a 25 aterros localizados em nove estados brasileiros, com o objetivo de elaborar uma caracterização do lixiviado de aterros brasileiros, já que os dados disponíveis em literatura usualmente apresentam dados oriundos do exterior, principalmente de clima temperado. Com base neste levantamento foram construídas distribuições de frequência que permitiram determinar as faixas mais prováveis de concentração para algumas variáveis físico-químicas do lixiviado, conforme a Tabela II.9.

Tabela II.8: Qualidade dos lixiviados em aterros sanitários na Ásia e África

VARIÁVEIS	Aterro Sanitário Pillar Point (Hong Kong, China)	Aterro Sanitário Vissershok (Cape Town, África do Sul)	Aterro Sanitário Leuwigadja (Bangung, Indonésia)	Aterro Sanitário Lat Krabang (Bangkok, Tailândia)
pH	8,6	8,1	8,4	7,6
COD (mg/L)	2560	3382		2700
COT (mg/L)			968	392
DBO (mg/L)	167			
N-amoniaco (mg/L)	2563	1998	2000	3032
Cloreto (mg/L)	2740	2977	2330	3802
Alcalinidade total (mg/L de CaCO₃)	11500	9950	7840	23910
Condutividade (µS/cm)	29500	27000		28100
N-nitrato (mg/L)	2,5	1,3	<1	<1
N-nitrito (mg/L)	<0,1	1,05	<1	0,7
Sulfato (mg/L)		94	159	15
Fosfato (mg/L)	27,6	12,8	12	1,7
Sódio (mg/L)	2100	2320	1130	2453
Magnésio (mg/L)	31	141	56	121
Potássio (mg/L)	1000	1615	1600	1932
Cálcio (mg/L)	19	136	86	55
Cromo (mg/L)			250	780
Manganês (mg/L)			473	240
Ferro (mg/L)	5500	7320	6230	2770
Níquel (mg/L)			380	<1000
Cobre (mg/L)			386	<50
Zinco (mg/L)	2000	64	463	150
Cádmio (mg/L)			<20	<50
Chumbo (mg/L)			<300	<1000
FONTE	ROBINSON & LUO (1991)	ROBINSON (2007)	DFID, 1998	DFID, 1998

Tabela II.9: Prováveis características do lixiviado de aterros brasileiros. Fonte: Souto e Povinelli, 2007.

VARIÁVEL	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL	FVMP
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78%
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750 - 11	400 750 - 7 100	69 %
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3 100	95 – 2 100	81 %
Condutividade (µS/cm)	2 950 - 25 000	2 950 - 17 660	77 %
DBO (mg/L)	< 20 - 30 000	< 20 - 8 600	75 %
DQO (mg/L)	190 – 80 000	190 - 22 300	83 %
Óleos e Graxas (mg/L)	10 - 480	10 – 170	63 %
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58 %
NTK (mg/L)	80 - 3 100	não há	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4 - 3 000	0,4 - 1 800	72 %
N-orgânico (mg/L)	5 - 1 200	400 - 1 200	80 %
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 – 15	69 %
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 – 3,5	69 %
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 – 15	63 %
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 – 10	78 %
Sulfato (mg/L)	0 - 5 400	0 - 1 800	77 %
Cloreto (mg/L)	500 - 5 200	500 - 3 000	72 %
Sólidos totais (mg/L)	3 200 - 21 900	3 200 - 14 400	79 %
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 - 20 000	630 - 5 000	60 %
Sólidos totais fixos (mg/L)	2 100 - 14 500	2 100 - 8 300	74 %
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2 800	5 – 700	68 %
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 – 200	62 %
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 – 65	67 %
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79 %
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61 %
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71 %
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89 %
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67 %
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64 %
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70 %

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Os valores exposto na Tabela II.9 mostra a faixa e a versatilidade dos valores de DQO, DBO, nitrogênio amoniacal, baixa concentração de metais pesados entre outros, nos aterros sanitários brasileiros.

Contudo, a utilização desses valores não pode ser extrapolada para todo território brasileiro, uma vez que cada região do país está submetida a condições climáticas diferentes, bem como diferenças sociais, culturais e econômicas que levam a composições singulares de resíduos sólidos gerados que, consequentemente, influenciam as características dos lixiviados (LIMA 2006).

CASTRO (2001) caracterizou o lixiviado do aterro sanitário de Piracicaba (SP) preliminarmente ao tratamento do mesmo em um sistema de lagoa australiano, obteve os resultados na Tabela II.10.

Figura II.10: Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Piracicaba no 1º semestre de 2007. Fonte: Castro (2001)

PARÂMETROS	VALOR
pH	7,8
Alcalinidade (mg/L)	3570,0
STV (mg/L)	3406,0
DBO (mg/L)	1640,0
DQO (mg/L)	3935,0
Cobre (mg/L)	0,08
Manganês (mg/L)	0,85
Zinco (mg/L)	0,2

De acordo com valores de pH, DBO, DQO e cobre percebe-se que é um lixiviado característico de um aterro na fase 4 (metanogênica), de acordo com os valores de referência citado e adaptado de POHLAND & HARPER (1986), e contemplado nesta Revisão.

PAES (2003) realizou a caracterização dos lixiviados em quatro células do Aterro Controlado da Muribeca/PE, as células C1 e C2 (16 anos) e as células C3 e C4 (4 anos), como mostra a Tabela II.11. É importante ressaltar que as células possuem diferentes inícios de operação e a coleta foi realizada em diferentes profundidades, mostrando, também, a relação entre profundidade e características dos lixiviados, e principalmente, a influência das células mais novas (C2,C3 e C4), com valores de DQO mais elevados.

Tabela II.11: Valores médios dos parâmetros analisados para o chorume de 4 células no Aterro da Muribeca no período março/1996 a setembro/2001. Fonte: Adaptado de PAES (2003).

Parâmetros (mg/L)	C1			C2	C3	C4
	16 anos			16 anos	4 anos	4 anos
	Pz-9	Pz-5	Pz-6	Pz-8	Pz-1	Pz-1
	(18m)	(15m)	(18m)	(15m)	(10m)	(10m)
pH (adimensional)	7,7	7,81	7,91	8,04	8,31	8,3
Alcalinidade	4496	4768	6931	7866	6751	6396
Sólidos voláteis	2630	3199	6178	6319	7998	13886
DBO	838	969	1023	2787	2362	7367
DQO	2010	2303	5247	7427	9015	16879
Cádmio	0,039	-	-	0,09	0,15	0,13
Chumbo	0,41	-	-	1,24	1,32	1,19
Cobalto	0,095	-	-	0,18	0,51	0,2
Cobre	0,44	-	-	0,23	0,8	0,65
Cromo	0,26	-	-	0,15	0,07	0,09
Manganês	1,56	-	-	0,54	0,64	0,9
Zinco	1,75	-	-	0,31	0,53	4,15

Tabela II.12: Caracterização do lixiviado do Aterro da Muribeca agrupado em períodos chuvosos e secos, do ano de 2002. Fonte: SANTOS (2003).

Parâmetros	Média do período chuvoso	Média do período seco
T(°C)	28,5	31,0
pH	8,0	8,1
Salinidade(‰)	3,7	8,6
TDS (mg/L)	3183,5	8045,5
Condutividade (mS/cm)	6,3	14,4
DQO	1407,8	2663,4
DBO	581,7	756,4
Turbidez (NTU)	631,7	317,1
Cor (Pt-Co)	2958,3	3945,2
Cloretos (mg Cl-/l)	1799,5	2571,9
Alcalinidade (mg/L CaCO₃)	1870,8	2193,2
AGV (mg/L)	195,4	241,8
ST (mg/L)	4657,3	6548,5
STF (mg/L)	3590,0	5090,1
STV (mg/L)	1065,8	1412,0
SST(mg/L)	958,9	732,9
SSF (mg/L)	767,6	538,7
SSV (mg/L)	191,3	194,3
Óleos e graxas (mg/L)	94,9	84,6
Nitrogênio total (N- NTK) (mg/L)	6,7	6,8
Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺) (mg/L)	137,5	359,9
Nitrato (mg/L)	2,7	2,2
Nitrito (mg/L)	5,2	3,9
Fósforo (mg/L)	3,7	4,2
Sulfato (mg/L)	200,3	215,0
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	$6,55 \times 10^7$	$3,81 \times 10^6$
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	$7,12 \times 10^5$	$4,64 \times 10^5$

Observa-se uma diluição ocasionada pela intrusão da água de chuva, que reduz a quantidade de matéria orgânica e inorgânica por unidade volumétrica e sendo assim há uma redução desses parâmetros. Outro fator relacionado a esses dois parâmetros é a relação DQO/DBO, no período chuvoso, a relação média foi de 2,4, e no período seco, de 3,5 (SANTOS, 2003).

2.7 Impactos gerados pelo Lixiviado

Além dos compostos orgânicos e inorgânicos comumente analisados nas amostras de efluentes domésticos, no lixiviado também podem ser encontradas outras substâncias tóxicas provenientes do recebimento de resíduos industriais ou do recebimento dessas substâncias perigosas de maneira inadvertida (MOURA, 2008).

Os efluentes, com alta concentração de nitrogênio amoniacal, quando descartados em cursos d'água, sem prévio tratamento, podem estimular o crescimento de algas, a diminuição do oxigênio dissolvido, além de serem tóxicos à biota do ecossistema aquático. Quando em sistemas de tratamento biológico, as altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar problemas de odores, além de serem tóxicas às bactérias decompositoras (CASTILHOS JR. *et al.*, 2006).

Devido à alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, muitas vezes apenas o tratamento biológico não é suficiente para o tratamento do lixiviado sendo necessário à associação com processos físico-químicos (TELLES, 2010).

O lixiviado é bem mais complexo que o esgoto doméstico e precisa de um tratamento adequado. O tratamento de lixiviado é uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida para a população local (SERAFIM *et al.*, 2003).

2.8 Tratamento de Lixiviado

A viabilidade das características do lixiviado torna os sistemas de tratamento complexos, pois inúmeros fatores interferem na escolha de uma forma de tratamento. O tipo de tratamento adotado dependerá das características do aterro e da sua localização física e geográfica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

A decisão quanto ao processo a ser adotado para o tratamento de lixiviado deve ser fundamentada em uma avaliação com critérios técnicos e econômicos, com a apreciação de parâmetros quantitativos e qualitativos, vinculados essencialmente à realidade em foco (LIMA *et al.*, 2005).

Vale salientar que tratar o lixiviado que é um efluente de certa complexidade de maneira isolada fica muito difícil, e sim com combinação de várias tecnologias. Abaixo serão citadas algumas delas:

- **Evaporação**

O aspecto mais destacado desse processo é a redução do volume de lixiviado, seja qual for o tipo de energia (BIDONE, 2007). As principais desvantagens da aplicação desta técnica são o mau cheiro e o aumento da concentração de sais solúveis (como por exemplo, o cloreto de sódio) nos resíduos. Os resíduos formados quando depositados em células de aterro sanitário, pode ocasionar aumento da concentração dos sais, inibindo a ação de microrganismos característicos e consequentemente impedindo a degradação dos resíduos depositados (MORAIS, 2005). Uma técnica que poderá ser utilizada em locais de baixa precipitação.

SÁ (2012) estudou a influência da radiação solar, assim como a pluviometria/evaporação. E constatou uma redução de aproximadamente 100% na turbidez, cor e sólidos totais. Os resultados da DBO e DQO, assim como dos coliformes totais e fecais do destilado estiveram dentro dos padrões de lançamento do CONAMA 357/2005.

Essa técnica poderá ser aplicada em regiões de baixa pluviometria dentro do nosso Estado, que abrange as cidades interioranas, onde tem-se aterros de pequeno porte e com tecnologias de baixo custo.

BACELAR (2010) conduziu experimentos em laboratório, utilizando diferentes amostras e variando a temperatura de aquecimento, de 100°C a 700°C, na evaporação do lixiviado proveniente do aterro metropolitano de Jardim Gramacho, localizado no Rio de Janeiro. O autor obteve reduções de 99% do volume e remoções de mais de 75% dos parâmetros encontrados no lixiviado bruto. No entanto, notou-se a necessidade do tratamento do resíduo em forma de vapor que é emitido para atmosfera, visto que os ensaios em laboratório foram identificados quantidades acima do valor máximo estabelecido pelos órgãos ambientais para alguns parâmetros como: dioxinas, furanos, cloretos, amônia e alguns metais, em determinadas temperaturas de aquecimento estudadas.

- **Processo de Coagulação/Floculação**

O processo de coagulação/floculação é um processo que tem como objetivo fundamental a remoção de sólidos em suspensão pelo mecanismo de desestabilização das cargas elétricas existentes na superfície das partículas. Essa desestabilização é provocada pela adição de produtos químicos (eletrólitos) que, através de mecanismos de ligação e adsorção na superfície coloidal, neutralizam as forças elétricas superficiais e anulam as forças repulsivas (ECKENFELDER, 1989). As partículas desestabilizadas tendem a se aglomerar, através de um mecanismo de agitação para facilitar o contato, formando partículas maiores que são mais suscetíveis a sedimentação.

Segundo DI BERNARDO (1993), a coagulação resulta de dois fenômenos: o primeiro essencialmente químico consiste nas reações do coagulante com a água e resulta na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do cátion e do pH final da mistura; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja o contato com as impurezas presentes na água (TELLES, 2010).

No processo de floculação, a aglutinação dos flocos se dá por adsorção. As cargas em suspensão no meio e o grupo funcional são neutralizados pela carga do polímero, quanto mais atuante, mais facilitará a adsorção das partículas ao polímero (SANTOS FILHO, 1981).

Os coagulantes mais comumente usados são: sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e cal hidratada (TELLES, 2010).

SILVA (2010) também avaliou o método de precipitação química associado ao *stripping* de amônia no tratamento de lixiviados gerados no Aterro da Muribeca-PE, utilizando-se concentrações de 15 e 35g/L de hidróxido de cálcio proporcionou cerca de 50% de remoção de turbidez e 60% de remoção de cor.

- **Processos Oxidativos Avançados (POAs)**

A oxidação química é processo no qual os elétrons são removidos de uma substância aumentando seu estado de oxidação. Os POAs compõe um tratamento bastante eficiente para remoção de contaminantes, sendo largamente empregados no tratamento de lençóis freáticos, águas de superfície, efluentes industriais, lixiviado de aterros, dentre outros (BILA, 2000).

A vantagem no uso destes processos é a não geração de subprodutos sólidos e não transferência de fases de poluentes (RODRIGUES, 2004). E as desvantagens são: altos custos operacionais (produtos químicos utilizados), grande consumo de energia, custos de manutenção aos depósitos de resíduos.

- **Tratamento Biológico**

O tipo de biodegradação que ocorre em determinado processo biológico de tratamento de efluentes líquidos é definido pela tecnologia empregada. Geralmente os processos anaeróbios empregam lagoas anaeróbias, reatores de fluxo ascendente ou fluxo horizontal e filtros biológicos anaeróbios. Já os processos aeróbios ocorrem em lagoas facultativas e aeróbias, lagoas aeradas, lodos ativados e suas variações e filtros biológicos aeróbios. Em todos os casos o objetivo é a remoção de matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2006).

Os processos mais empregados no Brasil, para o tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários, incluem processos biológicos, como lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (BIDONE *et al.*, 1997).

A lagoa de estabilização é um dos processos de tratamento de efluentes mais difundidos no mundo por apresentarem inúmeras vantagens, principalmente em regiões de clima tropical e onde a disponibilidade de área não é um fator limitante. É um método natural simples e importante para o tratamento de efluentes, e é usada no tratamento de lixiviados em muitos aterros sanitários (HAMADA & MATSUNAGA, 2000).

Devido às facilidades operacionais e baixo custo de implantação e operação, o processo de tratamento biológico é preferencialmente adotado quando comparado ao tratamento físico-químico. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa das vazões e cargas orgânicas muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA *et al.*, 2004)

Os sistemas de lodos ativados é processo realizado em tanques de aeração, onde aeradores desempenham duas funções distintas: fornecer oxigênio, pois se trata de um processo aeróbio, e manter os microrganismos em constante contato com o substrato orgânico. Tendo-se, por consequência, uma maior eficiência na remoção de poluentes e menores tempos de detenção hidráulica (LIMA, 2006). Vale salientar que nesse sistema, parte do lodo é recirculado.

As lagoas aeradas são lagoas construídas com taludes de terra cuja profundidade varia de 2,5 a 5,0m, e são normalmente usados aeradores mecânicos para mistura e aeração da massa líquida.

Diferentemente dos lodos ativados, o lodo gerado é totalmente descartado. O processo de lagoas aeradas é recomendável quando existem grandes áreas de terra disponíveis. É um processo de elevada eficiência, baixo custo de instalação e manutenção e de operação fácil e econômica. Apresenta, ainda, a vantagem de ser pouco sensível a oscilações de sobrecarga orgânica (LIMA, 2006).

O reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) consiste na passagem de um fluxo ascendente de efluente qualquer através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. A água residuária entra pelo fundo do reator anaeróbio e segue uma trajetória ascendente, passando por uma zona de digestão, onde há um leito ou manta de lodo, atravessando uma abertura existente no separador de fases e entrando em uma zona de sedimentação. O contato entre a água residuária e a manta de lodo, presente na zona de digestão, propicia a digestão anaeróbia, o que resulta na produção de biogás e no crescimento de lodo (IPT/CEMPRE, 2000).

Os filtros biológicos caracterizam-se por ser uma configuração de reator na qual se preenche parte do seu volume interno com material de enchimento inerte. O material de enchimento serve como suporte para os microrganismos, que formam películas ou biofilmes na sua superfície, propiciando alta retenção da biomassa no reator. Esses filtros podem ser aeróbios ou anaeróbios, sendo que nos filtros aeróbios é necessário, como condição do processo, uma ampla ventilação através dos interstícios suficiente para manter o suprimento de oxigênio (MORAVIA, 2010).

- **Remoção de amônia**

Existem várias técnicas de remoção de amônia em efluentes, são elas: cloração, troca iônica, precipitação usando a técnica fosfato/amônia/magnésio (MAP) e arraste por ar ou “air stripping” (MOURA, 2008).

- **Membranas**

Os processos de separação por membranas têm sido muito estudados nas últimas décadas. GIERLICH & KOLBACH (1998) mencionam que a tecnologia de membranas tem sido amplamente usada nos países europeus no tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

PETERS (1998) utilizou processos de nanofiltração para tratar o lixiviado de aterros sanitários na Alemanha, conseguindo reduzir o seu volume em 75 a 80% e recirculando concentrado para o aterro.

No Brasil temos vários exemplos essa técnica também está bastante disseminada. A estação de tratamento de lixo do aterro metropolitano de Gramacho conta com uma unidade de nanofiltração como etapa final do tratamento do efluente. Segundo GIORDANO (2002), a eficiência de remoção total do sistema é de 99,9% para cor, 94% para a DQO e 97% para a DBO. Atualmente a vazão de rejeito (concentrado) é de cerca de 20% da vazão total de alimentação introduzida nas membranas, e o mesmo é retornado para uma lagoa de equalização.

A Tabela II.13 apresenta as principais características e aplicações dos processos de membranas.

Tabela II.13: Principais características e aplicações dos processos de separação por membranas. Fonte: Adaptado de Teixeira (2001) apud Nascimento (2004).

Processo de Separação	Tipo de membrana	Força Motriz	Mecanismo de ação	Aplicações
Microfiltração (MF)	Microporosa	Gradiente de pressão (0,1 – 1 bar)	Exclusão por tamanho	Remover sólidos em Suspensão
Ultrafiltração (UF)	Anisotrópica	Gradiente de pressão (0,5 – 5 bar)	Exclusão por tamanho	Remover substâncias coloidais e bactérias
Nanofiltração (NF)	Anisotrópica	Gradiente de pressão (1,5 – 40 bar)	Exclusão por tamanho/ Difusividade	Remover vírus, íons inorgânicos e substâncias com peso molecular > 400 Da.
Osmose inversa (OI)	Anisotrópica	Gradiente de pressão (10 – 80 ba	Difusividade	Remover compostos orgânicos, sais dissolvidos, vírus e bactérias

2.9 Parâmetros importante na análise de lixiviados

- pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ em escala anti-logarítmica, indicando condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH (METCALF & EDDY, 1993). Desta forma, o pH do lixiviado pode indicar a fase de degradação em que se encontra o aterro, o que não necessariamente condiz com a idade do aterro. Um pH próximo de 6 indica que o aterro encontra-se em fase ácida de degradação, se próximo de 8 indica que a degradação atingiu a fase metanogênica, sendo considerado velho (GIORDANO, 2003).

- Alcalinidade

A definição analítica da alcalinidade de uma amostra foi expressa por PIVELI (2005) como sua capacidade de reagir quantitativamente com um ácido forte até um valor definido de pH. A alcalinidade é devida principalmente a presença de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) e elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, e secundariamente, aos silicatos, boratos e fosfatos. A alcalinidade total é a soma da alcalinidade produzida por todos esses íons (METCALF & EDDY, 2003).

A alcalinidade, o pH e a amônia estão diretamente ligados, pois o lixiviado com pH elevado geralmente tem uma alcalinidade elevada, enquanto a amônia (NH_4^+), por tornar o meio alcalino, também acentua a concentração deste parâmetro na amostra (CLÈMENT et al., 1997).

Na alcalinidade de carbonato e bicarbonato, o pH da amostra deverá estar compreendido entre 8,3 e 11,0 e a titulação ao pH 8,3 representa metade da alcalinidade de carbonato. Só alcalinidade de bicarbonato. Ocorre em amostras com pH inferior a 8,3. Neste caso a alcalinidade de bicarbonato coincide com a alcalinidade total (PIVELI, 2005).

- DQO e DBO₅

A relação DBO₅/DQO pode sugerir o estágio de degradação dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, indicar a maturidade do aterro e do lixiviado a qual decresce com o tempo. Aterros novos, cujo lixiviado apresenta grande quantidade de matéria orgânica de fácil biodegradação, a relação DBO₅/DQO encontra-se na faixa de 0,4 a 0,6. Para aterros mais antigos, esta relação situa-se normalmente na faixa entre 0,05 e 0,2. SANTOS (2003).

- Condutividade Elétrica

De acordo com a CETESB (1978), este parâmetro varia com a concentração total das substâncias ionizadas dissolvidas num meio aquoso, com a temperatura, com a mobilidade e a valência dos íons e com as concentrações, real e relativa de cada íon. MENEZES (1995), estudando os impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos / SP relata que os valores elevados encontrados para os íons amônio, nitrato e fosfato podem contribuir para a alta condutividade.

A elevada força iônica, calculada a partir de valores de condutividade, é também uma das características do lixiviado e as conseqüências disso refletem a dificuldade de se tratar o lixiviado por coagulação-floculação (SOUTO, 2009).

Os lixiviados apresentam concentrações de condutividade, em geral superiores a 1000 μ S/cm, devido à elevada presença de sais e pela presença de compostos amoniacais. Esses sais podem ser medidos como cátions (sódio, potássio, cálcio, magnésio), ânions (cloretos, bicarbonatos, sulfatos e fosfatos), e forma total, como sólidos dissolvidos, e indiretamente pela condutividade elétrica (GIORDANO, 2003).

- Série do Nitrogênio

Existem complexas inter-relações entre diferentes espécies nitrogenadas (tais como amônio, nitrato, nitrito e outras) e diferentes mecanismos de transformação. O nitrogênio orgânico é representado por diversos compostos incluindo aminoácidos, ureia, ácido úrico e bases nitrogenadas. Sob condições aeróbicas, amônio é oxidado a nitrato, tendo nitrito como produto intermediário. Esse processo é denominado por nitrificação. A nitrificação é a etapa preliminar do processo convencional de remoção de nitrogênio. Já a etapa complementar é desnitrificação, no qual ocorre a redução de nitrato a nitrogênio gasoso (BASSIN, 2011).

A presença de nitrogênio em efluentes está diretamente relacionada à degradação de matéria orgânica, por ser um dos elementos essenciais à síntese proteica e celular. Em efluentes domésticos a concentração de nitrogênio total (NT) geralmente está entre 20 e 70 mg/L (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Em lixiviados de aterros sanitários, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do nitrogênio amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro em meio anaeróbico quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico formado pela reação entre a unidade do resíduo e o dióxido de carbono também resultante da decomposição da matéria orgânica (CONTRERA, 2008).

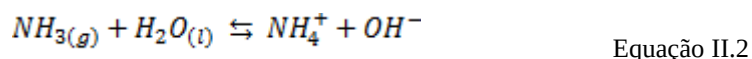
Para ONAY & POHLAND (1998), os lixiviados gerados na fase final de estabilização do aterro são geralmente ricos em nitrogênio amoniacal devido à hidrólise e à fermentação das frações nitrogenadas dos substratos biodegradáveis.

O nitrogênio amoniacal é uma das dificuldades relacionadas ao tratamento de lixiviado por processo biológico e principalmente em aterros encerrados por sua elevada concentração, pois o mesmo favorece diretamente para a degradação dos corpos hídricos receptor desse efluente.

A amônia é uma substância química que, em temperatura ambiente, caracteriza-se como um gás incolor e de odor pungente e irritante, cuja fórmula molecular é o NH_3 (CAS, 2010).

A amônia é aproximadamente cem vezes mais tóxica nas espécies aquáticas que a forma ionizada, mesmo em baixas concentrações. Essa maior toxicidade certamente se deve a difusão da amônia pela membrana epitelial das espécies aquáticas, dificultando, por exemplo, mecanismos naturais de eliminação dessas substâncias desses organismos (SILVA & JARDIM, 2007).

A amônia é uma molécula polar, devido ao arranjo assimétrico dos seus átomos, na forma de uma pirâmide trigonal. Isto provoca um acúmulo de carga elétrica junto ao átomo de nitrogênio, o que torna negativa esta extremidade da molécula. Seu caráter polar é a razão para sua grande solubilidade em água. Dissolvida na água, a amônia pode se ionizar, recebendo um íon hidrogênio e se convertendo no íon amônio (NH_4^+). Por ter carga, o íon amônio contribui para a condutividade do meio onde está. A amônia, em fase aquosa, encontra-se em equilíbrio de duas formas, questão a iônica (NH_4^+) e a molecular gasosa (NH_3). Segundo CAMPOS (2009), a equação de equilíbrio pode ser descrita da seguinte forma:



Para a Equação II.2 o valor da constante de dissociação (K_b) a 25°C é igual a $1,8 \times 10^{-5}$ (HANDBOOK, 2002). Essa constante de dissociação pode ser descrita pela Equação 2:

$$k_b = \frac{[NH_4^+ \times [OH^-]]}{[NH_3]}$$

Equação II.3

na qual:

k_b : constante de dissociação de basicidade

$[NH_4^+]$: concentração do íon amônio

$[OH^-]$: concentração do íon hidroxila

$[NH_3]$: concentração do gás amônia

Rearranjando a Equação II.3 é possível obter a fração de cada componente, as equações de cada componente é representada por:

$$\alpha_{NH_4^+} = \frac{k_b \times H^+}{k_b \times H^+ + k_w} \quad \alpha_{NH_3} = \frac{k_w}{k_b \times H^+ + k_w}$$

Equação II.4 e 5

na qual:

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

α_{NH_3} : fração do gás amônia

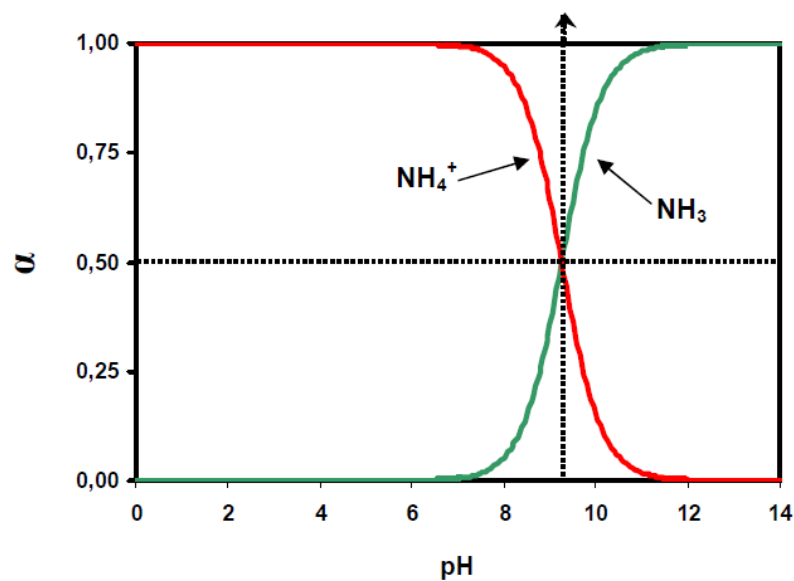
k_b : constante de dissociação de basicidade

H^+ : concentração do íon amônio

k_w : constante de dissociação da água

Baseado nas Equações III.4 e 5 é possível obter o gráfico da Figura II.5 com a distribuição das espécies em função do pH, a partir das equações de equilíbrio da amônia, a temperatura de 25°C.

Figura II.5: Distribuição da amônia (NH₃) e íon amônio (NH₄) em função do pH.



A amônia livre é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH₃. No pH em torno da neutralidade (7), praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de NH₄⁺, enquanto que no pH em torno de 9,2, cerca de 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de NH₃ e 50% na forma de NH₄⁺. Em pH superior a 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma livre (CAMPOS, 2009).

Devido ao seu baixo peso molecular, o nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, pode ser removido por uma variedade de métodos, incluindo físicos-químicos e biológicos. A remoção deste contaminante é eficiente através de processos físicos, tais como *stripping* ou volatilização (exceto pelo processo de separação por membranas), quando por processos biológicos de nitrificação desnitrificação (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

- Nutrientes

O ecossistema biológico requer, além da matéria orgânica, macronutrientes como nitrogênio e fósforo, e micronutrientes como cálcio, magnésio, enxofre, potássio, ferro, zinco, cobre, cobalto dentre outros. Estes nutrientes são encontrados na maioria dos aterros sanitários, contudo, nos casos em que há limitação de nutrientes para a degradação biológica, o fósforo é o elemento limitante mais comum (WARITH & SHARMA, 1998).

- Cloretos

Segundo CHERNICHARO (1997), a toxicidade por sais está associada ao cátion e não ao ânion do sal. Adicionalmente, os íons cloretos podem provocar efeito antagônico ao se combinar com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, os riscos de toxicidade no efluente (Moravia 2010).

- Metais pesados

São aqueles que têm densidade maior que 5 g/cm³. São comumente utilizados na indústria e podem, se presentes em elevadas concentrações, retardar ou inibir o processo biológico aeróbio ou anaeróbio de biodegradação (SISINNO & OLIVEIRA, 2000).

As concentrações dos metais presentes nos lixiviados provenientes de resíduos domésticos são relativamente baixas, aumentando caso haja o despejo de resíduos industriais. As concentrações variam de acordo com a fase de decomposição do resíduo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estarão mais solúveis e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico (RAY & CHAN, 1986).

Na Tabela II.14 apresentam-se alguns dos metais encontrados mais frequentemente nos lixiviados de aterros sanitários.

Tabela II.14: Concentração média de alguns metais pesados encontrados em aterros sanitários.

FONTES: Qasim e Chiang (1994)

METAL	Concentração média (mg/L)
Antimônio	4,52
Arsênio	0,042
Bário	0,853
Berílio	0,006
Cádmio	0,022
Cobre	0,168
Cromo	0,175
Chumbo	0,162
Ferro	221,0
Manganês	9,59
Mercurio	0,002
Níquel	0,326
Prata	0,021
Selênio	0,012
Tálio	0,175
Zinco	8,32

CAPÍTULO III – MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo está dividido em quatro partes. A primeira consiste na descrição da área de estudo com a apresentação do histórico do Aterro da Muribeca, do seu sistema de tratamento do lixiviado, bem como o local onde foram realizadas as coletas de lixiviado. A segunda parte descreve a metodologia de coleta empregada, bem como cuidados e preservação até a chegada ao laboratório. A terceira parte expõe as metodologias aplicadas para caracterização do lixiviado, no período Outubro de 2002 a Outubro de 2013. Esses dados foram obtidos em relatórios confeccionados pelo Grupo de Resíduos de Sólidos (GRS) oriundo de um convênio com a Prefeitura do Recife e referente ao Monitoramento Ambiental do Aterro da Muribeca. E por fim, a análise estatística utilizada para correlação dos parâmetros analisados com a precipitação e dos parâmetros entre si.

3.1 Descrição do local de estudo

O Aterro Controlado da Muribeca localiza-se no estado de Pernambuco, na Região Metropolitana do Recife, no município de Jaboatão dos Guararapes. O mesmo se encontra a 15 km da cidade do Recife. As coordenadas geográficas do Aterro, ou seja, sua latitude e longitude são respectivamente, 8° 9' 50" S e 34° 59' 00" W.

As Figuras III.1 e 2 apresentam, respectivamente, o mapa de localização e uma vista aérea do atual Aterro da Muribeca/PE.

Figura III.1: Mapa de localização do Aterro Controlado da Muribeca/PE. Fonte: MACIEL (2009)



Figura III.2: Vista aérea do Aterro Controlado da Muribeca. Fonte: GOOGLE MAPS (2012) adaptada OLIVEIRA (2013).



O Aterro da Muribeca possui uma área de 62 hectares e uma quantidade de resíduos estimada em mais 11 milhões de toneladas, recebia diariamente cerca de 2.000 t de RSU dos municípios de Recife, Jaboatão dos Guararapes, Moreno e particulares quando foi fechado em julho/2009.

A deposição de resíduos sólidos urbanos nesta área teve início em 1985, como um vazadouro a céu aberto. Em 1994, o aterro passou por um programa de recuperação ambiental, que objetivou transformar o lixão em aterro controlado. A principal mudança foi a disposição dos resíduos em nove células isoladas. Sete anos depois, em 2001, o aterro teve as vias de acesso das células isoladas preenchidas e elevação da altura das mesmas a 60 metros de resíduos, devido a necessidade de aumentar sua vida útil do aterro (OLIVEIRA, 2013).

Em 2002, iniciaram-se as obras tanto do sistema de drenagem do gás, como da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL). A concepção adotada para a ETL foi um tratamento biológico, através de duas lagoas decantação, uma anaeróbia, seguida de três facultativas e o tratamento bioquímico, através de fitoremediação (LINS, 2011), como mostra a Figura III.3.

Até setembro de 2002 todo lixiviado produzido era lançado no rio Muribequinha, contudo, com a construção da ETL, em outubro de 2002, todo lixiviado foi drenado para mesma (PAES, 2003).

MACIEL (2009) realizou a composição gravimétrica (base úmida) dos resíduos sólidos urbanos do Recife/PE na construção da Célula Experimental da Muribeca, a média foi baseada em dez rotas de coleta, que compreende: 46,0% de matéria orgânica; 12,4% de pape/ papelão; 19,6% de plásticos; 2,0% de metal; 2,5% de madeira; 3,4% materiais têxteis; 0,8% de borracha e couro; 1% de vidro; 3,5% de fraldas descartáveis; 5,2% de coco e 3,6% outros.

Com o encerramento das atividades, do Aterro da Muribeca, em julho de 2009, houve a tendência de o lixiviado ficar menos biodegradável, comprometendo o sistema atual (LINS, 2011). Por esse motivo, em Abril de 2013, o lixiviado produzido no referido aterro foi transportado para tratamento em outra estação de tratamento de efluentes em um aterro sanitário privado próximo ao Aterro da Muribeca.

Figura III.3: Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro Controlado da Muribeca.



3.2 Coleta das amostras de lixiviado

A coleta do lixiviado foi realizada mensalmente no período de outubro de 2002 a outubro de 2013, na caixa de areia ETL, localizada antes das duas lagoas de decantação (Figura III.4).

A técnica de coleta das amostras foi baseada conforme o CETESB (1998). No entanto alguns cuidados importantes foram tomados, tais como:

- não foram coletadas partículas grandes, detritos, ou folhas e as amostras foram coletadas com o frasco contra a corrente;
- No geral, foram amostrados cerca de 5 litros de lixiviado, acondicionado em bombonas plásticas previamente esterilizadas. Após a amostragem, os frascos foram colocados em banho de gelo a uma temperatura aproximada de 4°C, até a chegada aos laboratórios para análise imediata dos parâmetros físico-químicos.

Figura III.4: Coleta de lixiviado.



3.3 Determinações dos Parâmetros Físico- químico das amostras de lixiviado

As análises dos parâmetros físico-químicos do lixiviado coletado (mensalmente) foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, como mostra a Tabela III.1, nos Laboratórios de Geotecnia Ambiental e de Engenharia Ambiental e da Qualidade, dos Departamentos de Engenharia Civil e Engenharia Química, respectivamente, da Universidade Federal de Pernambuco, e no Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP).

No entanto, não serão apresentados dados de todos parâmetros, descritos neste estudo, de todo esse intervalo de tempo, ou seja, de outubro de 2002 a outubro de 2013, visto que houveram meses em que não foram realizadas tais análises.

Tabela III.1: Método e equipamentos utilizados nas análises físico-químicas realizadas.

PARÂMETRO	MÉTODO	EQUIPAMENTOS
pH	Método Eletrométrico - SMEWW 4500B	Potenciômetro
Cor (Hazen)	Fotocolorimétrico- SMEWW2120 C	Espectrofotômetro
Condutividade (mS/cm)	Condutância elétrica SMEWW2510 B	Condutivímetro
Turbidez (NTU)	Nefelométrico SMEWW 2130 B	Turbidímetro
Nitrogênio Amoniacal	Eletrométrico SMEWW 4500 NH ₃ D	Eletrodo de íon seletivo
DQO (mg/L)	Titulométrico (Digestão com K ₂ Cr ₂ O ₇) SMEWW 5220 C	Termo reator de DQO, Titulométrico ou Espectrofotômetro
DBO (mg/L)	Manométrico adaptado do SMEWW 5210	Manômetro adaptado
Alcalinidade (mg/L)	Titulométrico SMEWW2320 B	Titulométrico
Fósforo Total	Fotocolorimétrico	Espectrofotômetro
Metais Pesados (Ferro, Cromo, mangânês e Zinco)	Espectroscopia de Absorção Atômica	Espectrofotômetro

3.4 Análises estatísticas

O tratamento estatístico dos dados foi realizado utilizando o *software Statistica* por meio de duas técnicas:

- Correlação entre dois parâmetros utilizando o Coeficiente de Correlação Linear de Pearson (r) com confiabilidade de 95%;
- Análise dos Componentes Principais (PCA).

O Coeficiente de Correlação Linear de Pearson é um método usualmente conhecido para medir a correlação entre duas variáveis, e é também conhecido como Coeficiente de Correlação do Momento Produto ou simplesmente “r” (LIRA, 2004).

De acordo com FILHO & JUNIOR (2009), o coeficiente de correlação Pearson (r) varia de -1 a 1, o sinal indica direção positiva ou negativa do relacionamento e o valor sugere a força da relação entre as variáveis. A correlação é negativa, $r < 0$, quando as variáveis variam em direções opostas.

Segundo CALLEGARI-JACQUES (2003), o coeficiente de correlação pode ser avaliado qualitativamente da seguinte forma:

- se $0,00 < r < 0,30$, existe fraca correlação linear;
- se $0,30 \leq r < 0,60$, existe moderada correlação linear;
- se $0,60 \leq r < 0,90$, existe forte correlação linear;
- se $0,90 \leq r < 1,00$, existe correlação linear muito forte.

O PCA é uma técnica de simplificar um conjunto de dados, descrevendo um conjunto de dados multivariados usando "componentes principais", sendo uma transformação linear dos dados para um novo sistema de coordenadas, onde a maior variância e todas as projeções dos dados serão posicionadas como primeira coordenada (chamada componente principal), a segunda maior variância será a segunda coordenada e assim por diante (MARIANO, 2008).

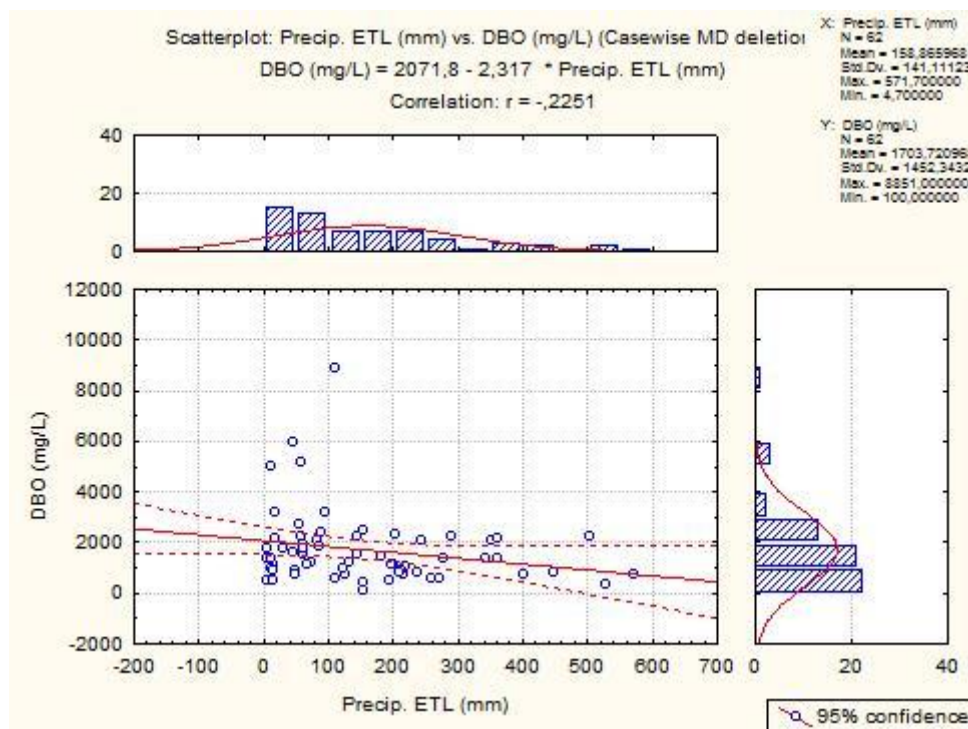
Pela figura IV.1, pode-se observar que a DBO foi significativamente reduzida ao longo do tempo. Considerando as médias anuais, a redução da concentração do ano de 2002 para o ano de 2013 foi aproximadamente 46%. Tal decréscimo pode ter acontecido devido a redução da matéria carbonácea presente nos resíduos aterrados.

A partir de 2010, com o encerramento do aterro, ocorreu uma queda da DBO, que ficou abaixo de 1400 mg/L, indicando que neste período, as condições anaeróbias no aterro eram bastante favoráveis para o desenvolvimento dessa atividade microbiana. No entanto, devido a existência de resíduos muitos antigos nas camadas mais profundas do aterro, não foi possível verificar a queda brusca da DBO ao longo do tempo como era esperado.

Considerando o período após o encerramento do aterro, de 2010 a 2013, segundo Pohland & Harper (1986), o aterro da Muribeca, para a DBO, encontra-se na fase metanogênica.

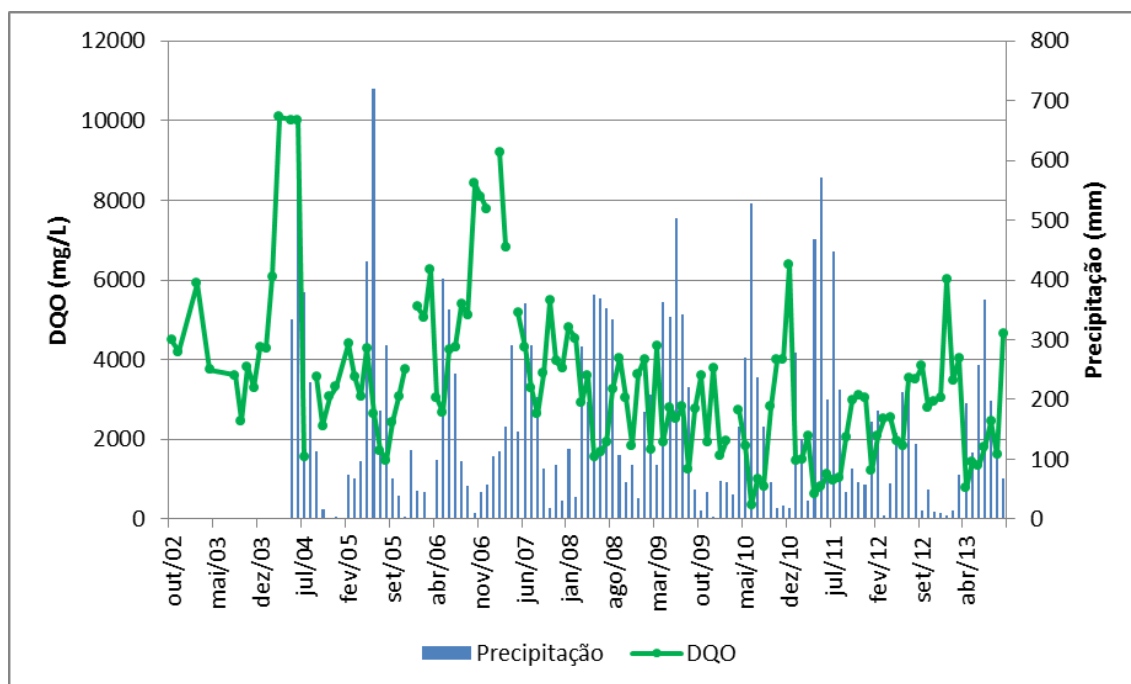
Através Figura IV.1, pode-se observar uma leve influencia da precipitação a partir de Dezembro de 2005. Nota-se um sutil acréscimo e decréscimo dos valores de DBO, nos períodos secos e chuvosos, respectivamente, devido a uma possível diluição. Visualizam-se picos de DBO nos seguintes meses do período seco da região: dezembro de 2005, outubro, novembro, dezembro de 2006 e fevereiro 2007. Tal comportamento pode ser confirmado através da análise estatística apresentada na Figura IV.2, onde visualiza-se uma correlação negativa e fraca de 0,2251, provando estatisticamente que existe uma leve correlação negativa entre a DBO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.

Figura IV.2: Correlação estatística entre a DBO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



A Figura IV.3 apresenta as oscilações da DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca ao longo do tempo e a precipitação.

Figura IV.3: Evolução da DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



Desta forma, observa-se uma significativa redução da DQO ao longo do período estudado. Considerando as médias anuais, a redução da concentração do ano de 2002 para o ano de 2013 foi aproximadamente 37%. Tal decréscimo pode ter acontecido devido a redução da quantidade de matéria orgânica susceptível de ser oxidada por meios químicos.

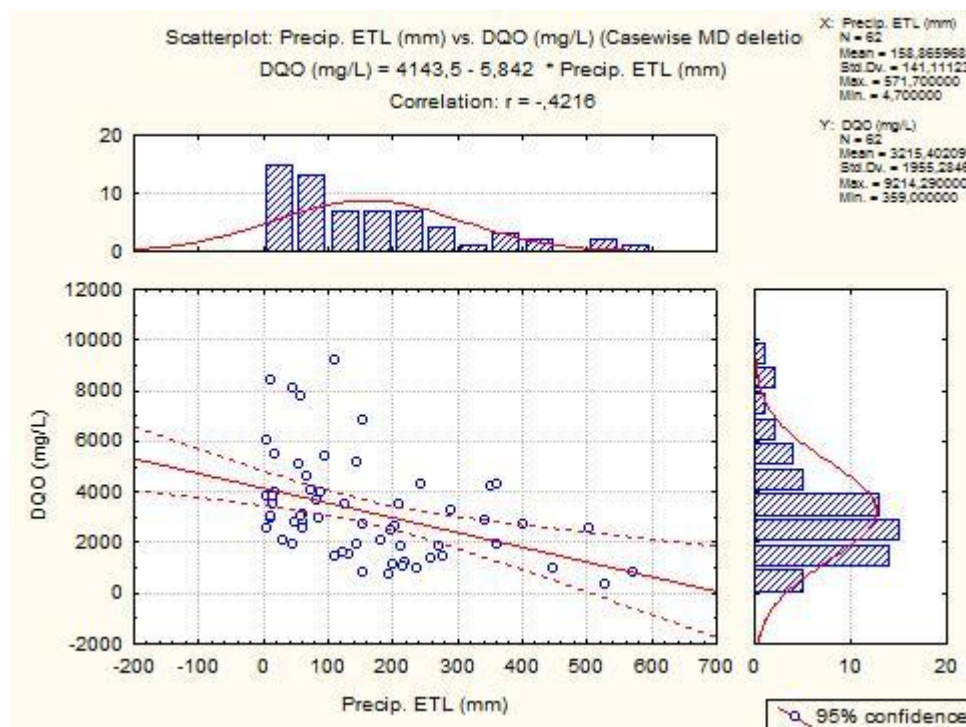
Nota-se que a DQO do lixiviado quando o aterro ainda estava em operação, teve valores altos acima de 6000 mg/L, com pico de 10097 mg/L em março de 2004, observou-se valores acima de 6000 mg/L também em nos anos de 2006 e 2007. Essa nítida variação de DQO ao longo do tempo pode ser justificável, visto que o aterro ainda em operação.

Após o encerramento das atividades no aterro em 2010, verificou-se que a DQO teve sua concentração reduzida, exceto nos meses de baixa precipitação, onde o efluente estava mais concentrado (dezembro de 2010 e janeiro de 2013). Em contraposição, o menor valor de DQO ocorreu em mês de junho de 2010, mês de elevada precipitação. Com isso, nota-se uma interferência da precipitação no parâmetro DQO.

Considerando o período após o fechamento do aterro, de 2010 a 2013, segundo POHLAND & HARPER (1986), o aterro se enquadra, para a DQO, na fase metanogênica.

A influência da precipitação feita acima pode ser confirmada através da análise estatística apresentada na Figura IV.4, onde é possível visualizar uma correlação de negativa de 0,4216, que é uma correlação moderada. Que indica uma correlação oposta, ou seja, com o aumento da precipitação há um decréscimo da DQO.

Figura IV.4: Correlação estatística entre a DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



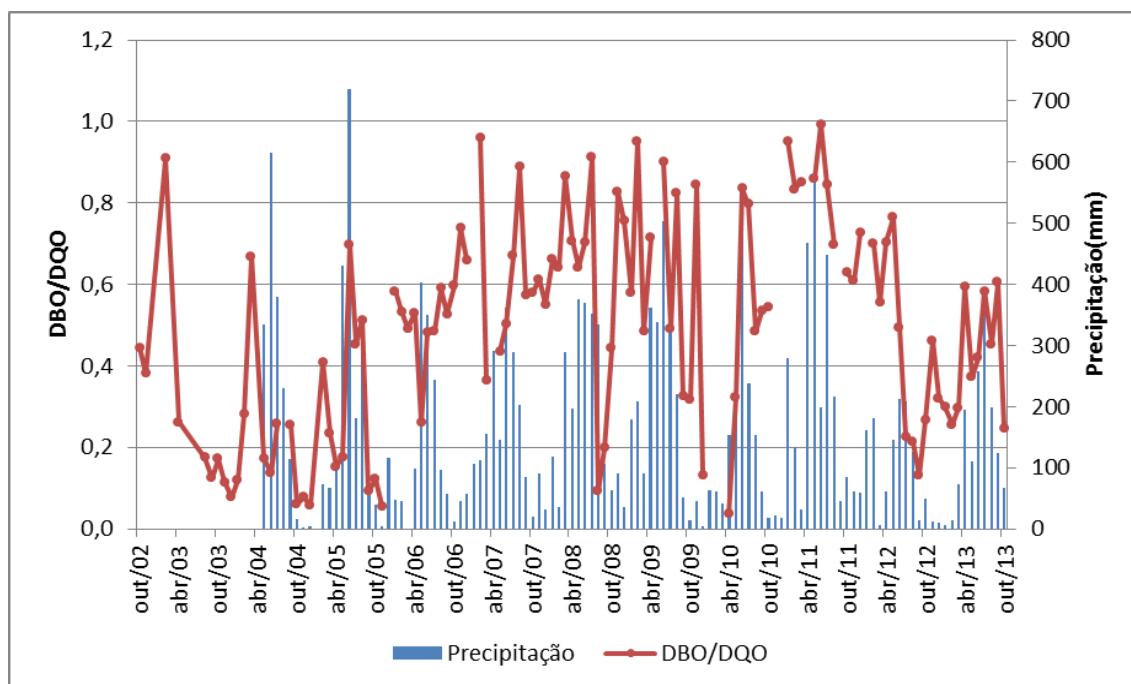
A relação DBO/DQO é um indicador do nível de degradação biológica do lixiviado e pode ser considerada como uma medida de biodegradabilidade da matéria orgânica e da maturidade tanto do lixiviado quanto do aterro, o qual diminui com o tempo (EL-FADEL et al., 2002; KARGI & PAMUKOGLU, 2003).

Por isso, pode-se ter uma ideia sobre o estado de degradação dos lixiviados e a idade dos aterros, utilizando a relação DBO₅/DQO descrita abaixo e apresentada por TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993):

- Relação **DBO₅/DQO > 0,5** → Lixiviado biodegradável (aterro de idade jovem);
- Relação **DBO₅/DQO entre 0,1 e 0,5** → Lixiviado intermediário (aterro idade mediana);
- Relação **DBO₅/DQO < 0,1** → Lixiviado pouco biodegradável (aterro estabilizado).

A Figura IV.5 exibe a variabilidade da razão DBO₅/DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca, ao longo do tempo, indicando, com isso, a biodegradabilidade dos lixiviados com o passar dos anos.

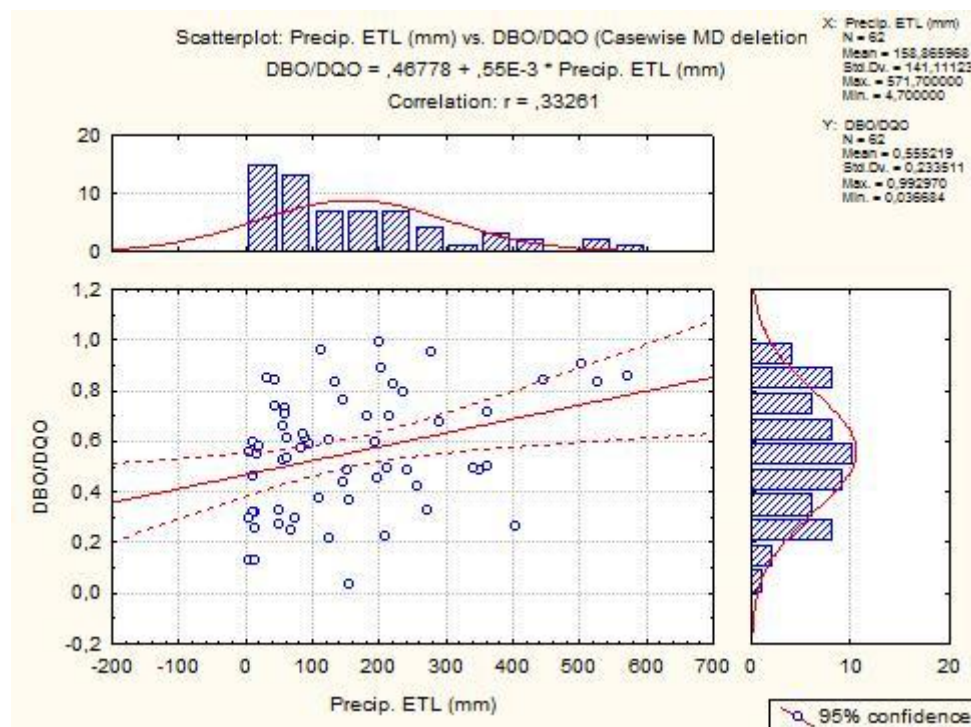
Figura IV.5: Evolução da relação DBO/DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



Na Figura IV.5, pode-se observar que, o lixiviado do Aterro da Muribeca, teve a relação DBO_5/DQO reduzida ao longo do tempo, no início do período monitorado o lixiviado era biodegradável e nos últimos anos analisados, o lixiviado pode ser caracterizado como intermediário. Nota-se também pequenas variações nos períodos chuvosos e secos, onde lixiviado está mais diluído ou não pelas águas das chuvas, respectivamente.

Ao realizar análise estatística entre a relação DBO/DQO e a precipitação (Figura IV.6), obteve-se um valor de r igual a 0,33261, que é correspondente a uma correlação moderada. Demonstrando, com isso, uma correlação positiva, ou seja, com o aumento da precipitação há também um aumento da relação DBO/DQO. Tal fato pode ser explicado devido a diluição do lixiviado pelas águas da chuva, tornando-o mais biodegradável.

Figura IV.6: Correlação estatística entre a relação DBO/DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



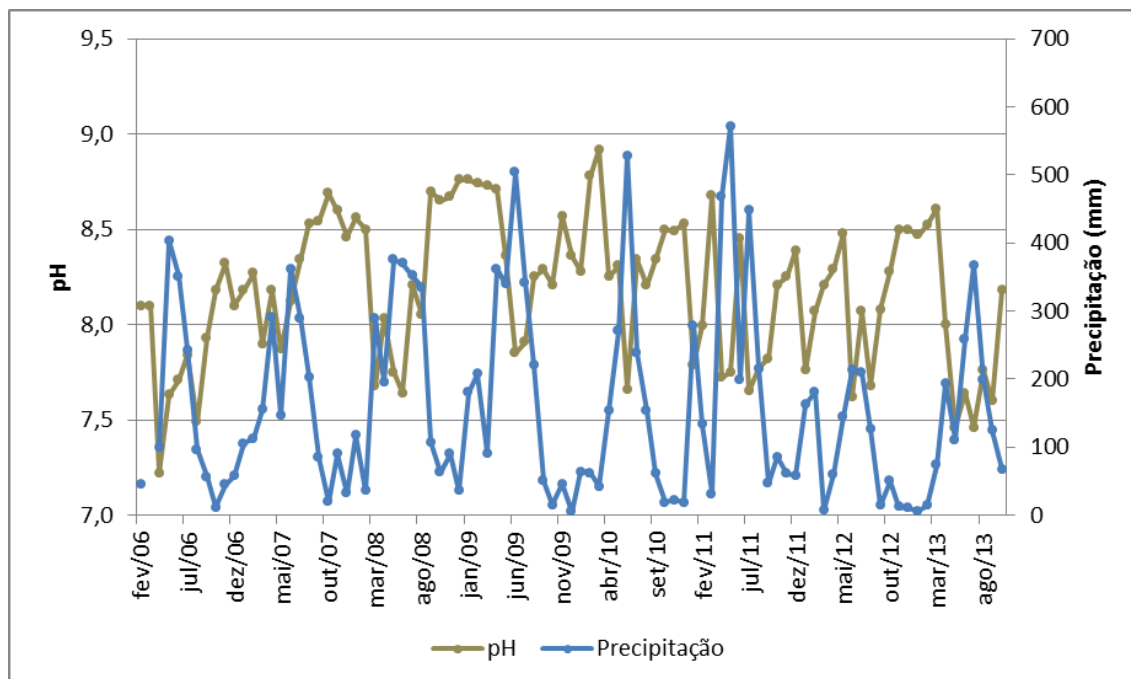
4.1.2 pH

O pH é um parâmetro que retrata o processo de decomposição da matéria orgânica. Em processos de biodegradação anaeróbica, o desenvolvimento de microrganismos está diretamente relacionado com o pH.

Segundo LETTINGA *et al.* (1996), citados por METCALF & EDDY (1991), os efeitos do pH sobre a digestão anaeróbia se manifestam sobre duas vertentes: afetando a atividade microbiana e a toxicidade de vários compostos. As bactérias metanogênicas atuam na faixa ótima de 6,6 a 7,4, as acidogênicas na faixa de 5 a 6.

A Figura IV.7 mostra a evolução do pH do lixiviado do Aterro Muribeca, no período de fevereiro de 2006 a outubro de 2013, e sua relação com a pluviometria.

Figura IV.7: Evolução da pH do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



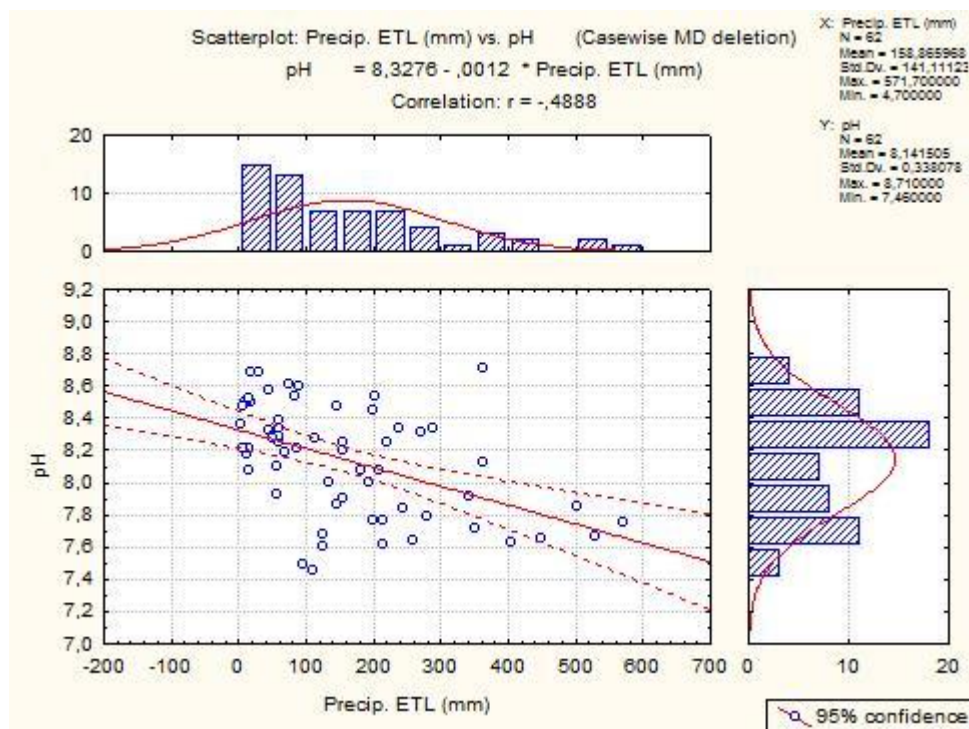
Verifica-se uma estabilidade nos valores apresentados na Figura IV.7, visto que os valores encontrados variaram entre 7,22 e 8,92; estando entre o neutro e o básico.

O pH encontrado indica que o aterro está na fase metanogênica (POHLAND & HARPER, 1986) variando de (6,3 a 8,8). Então pode-se dizer que os valores obtidos nesse estudo se enquadra na fase de degradação IV.

Estudos realizados por PAES (2003) no mesmo aterro obteve resultados de pH similares, entre 6,9 e 8,6; na ocasião a área estudada eram células com distintas idades (16 e 4 anos) e profundidades (18, 15 e 10 metros), utilizando piezômetros.

Na Figura IV.7, também pode-se observar uma relação com o índice pluviométrico: período de escassas precipitações ocorre uma elevação no valor do pH, e épocas de elevadas precipitações, os valores ficaram abaixo de 8. Evidenciado com a correlação obtida na análise estatística, na Figura IV.8, que é uma correlação negativa moderada (-0,4888), ou seja, trata-se de correlação oposta, com o aumento da precipitação há um decréscimo do pH.

Figura IV.8: Correlação estatística entre o pH do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.

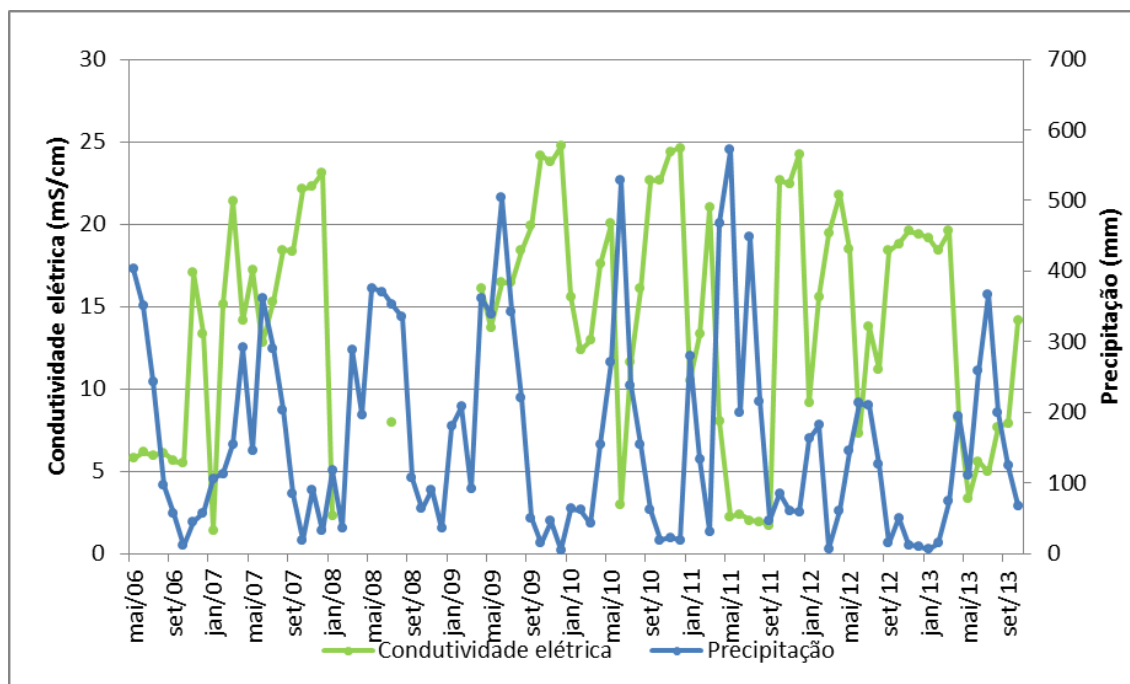


4.1.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica exibe a capacidade de conduzir corrente elétrica em função da presença de substância dissolvida no meio.

Na Figura IV.9 está representada a condutividade no lixiviado do Aterro da Muribeca, no período de maio de 2006 a outubro de 2013, juntamente com a precipitação.

Figura IV.9: Evolução da condutividade elétrica do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



Utilizando-se a Figura IV.9, verifica-se que a condutividade elétrica variou de 1,41 a 24,73 mS/cm. De acordo com RODRIGUES (2007), a condutividade dos aterros sanitários de RSU encontra-se acima de 1 mS/cm.

Condutividade elétricas elevadas também podem dificultar os processos biológicos, provocando desidratação dos microrganismos, uma vez associado a presença de sais. Foram encontrados valores de condutividade no aterro de aguazinha em Olinda – Pernambuco cerca 10 a 14 e 10 a 21 mS/cm. para lixiviado antigo e novo do aterro citado (ROCHA, 2008). Valores do nosso estudo estão dentro dos valores correspondidos para lixiviado ainda novo.

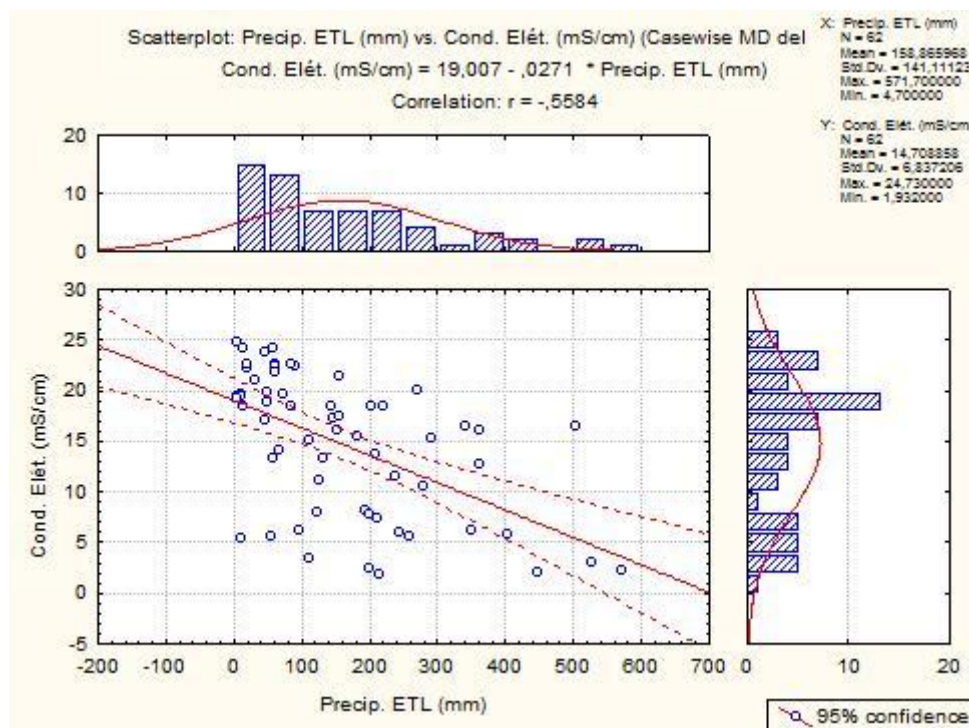
Era esperado valores mais baixos devidos ao Aterro esta fora de operação cerca de 4 anos e ficou em operação por 28 anos como lixão até 1994.

SCHALCH (1992) salientou que os valores de condutividade elétrica tendem diminuir à medida que o aterro vai envelhecendo ou a fase de degradação vai diminuindo valores 1,4 a 4,5 mS/cm .

De forma bastante semelhante ao que aconteceu com o parâmetro pH, pode-se evidenciar uma clara influência da precipitação: períodos secos e chuvosos, apresentam maiores e menores condutividades elétricas, respectivamente.

Esse comportamento pode ser evidenciado na Figura IV.10 que mostra análise estatística, com a correlação entre esse dois parâmetros (pH e precipitação) de 0,5584, que é uma correlação negativa e moderada.

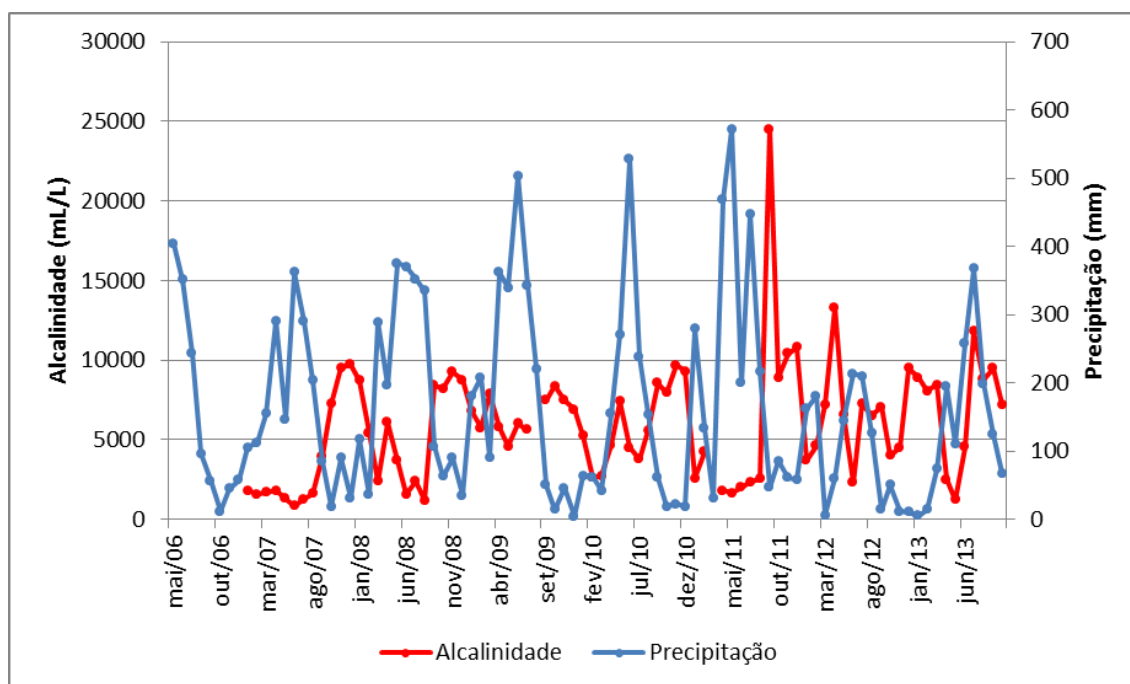
Figura IV.10: Correlação estatística entre a condutividade elétrica do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



4.1.4 Alcalinidade

A Figura IV.11 apresenta a variabilidade da alcalinidade ao longo do tempo, de um período de maio de 2006 a outubro de 2013 e a precipitação.

Figura IV.11: Evolução da alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



Desta forma, nota-se que as médias anuais não variaram muito ao longo do tempo, estando na maioria dos anos monitorados entre 5000 e 7000 mL/L.

VON SPERLING (1996) fala que valores altos de alcalinidade dificulta os processos de tratamento biológico, os quais, apresentam boas eficiências em concentrações máximas de 400 a 500 $\text{CaCO}_3\text{L}^{-1}$.

A alcalinidade pode ser devida a bicarbonatos, carbonatos ou hidróxidos, e representa a capacidade do meio em resistir a possíveis oscilações do pH, ou seja, é a medida da capacidade dos íons presentes em um meio capazes de neutralizar ácidos (MORAVIA, 2007).

Como foi relatado acima, os valores de pH encontrados neste estudo variaram entre 7,22 e 8,92, desta forma, a alcalinidade obtida está relacionada com o bicarbonato ($4,4 < \text{pH} < 8,3$) e o carbonato ($8,3 < \text{pH} < 9,4$), de acordo com os valores de referência descrito por VON SPERLING (1996).

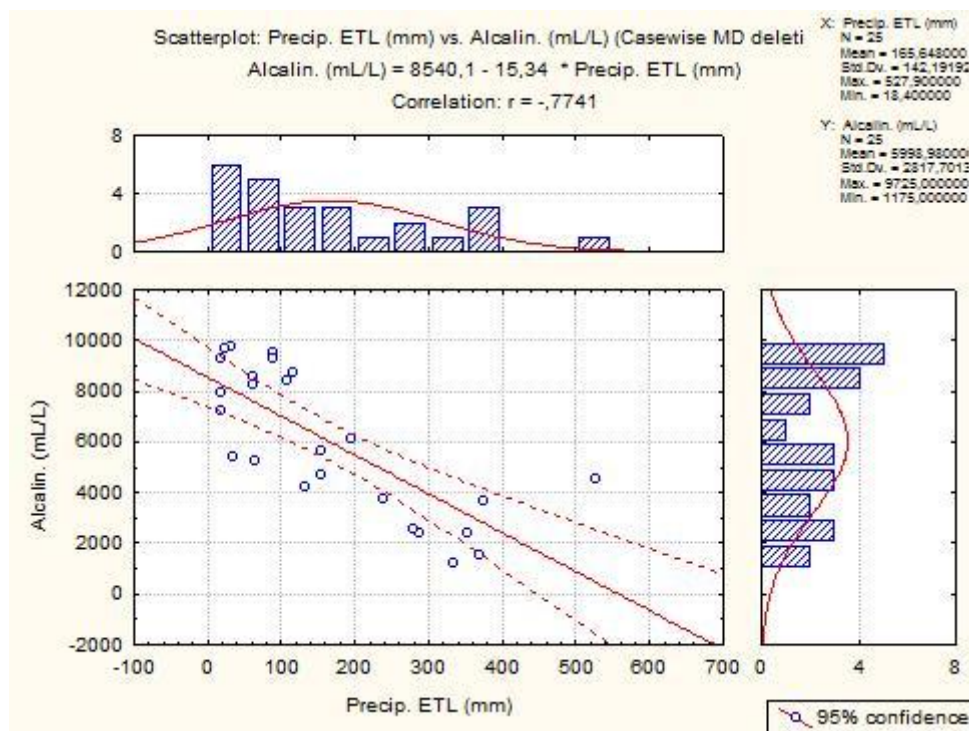
Segundo os valores de referência apresentado TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993), o aterro se encontra fase ácida, pois está na faixa de 300 a 11500 mL/L de alcalinidade.

De forma similar aos parâmetros pH e condutividade elétrica, observa-se um influência da precipitação, tornando o efluente mais ou menos diluído pelas águas das chuvas.

ROCHA (2008) também observou a influência da precipitação com alcalinidade, altas precipitações culminam em menores valores de alcalinidade.

Na Figura IV.12, foi realizada uma análise estatística entre a alcalinidade e a precipitação obteve-se uma correlação forte e negativa de (0,7741). Comportamento também encontrado nesse estudo.

Figura IV.12: Correlação estatística entre a alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.

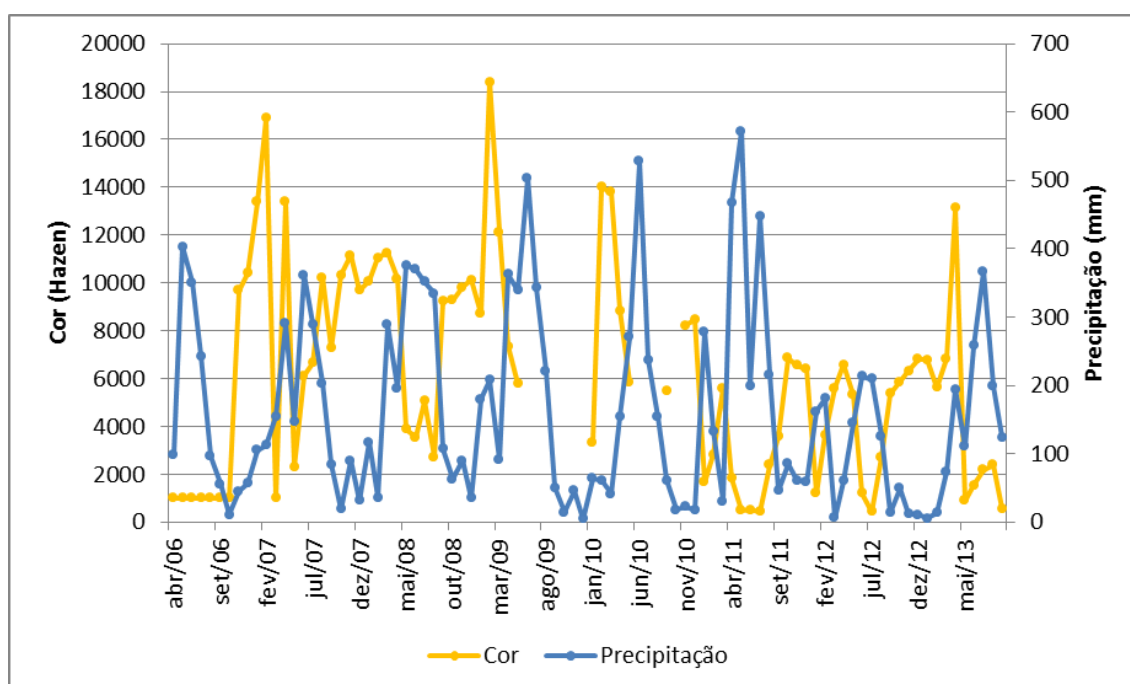


4.1.5 Cor

A cor é dada pela presença de substâncias dissolvidas, decorrentes da decomposição de matéria orgânica, pela presença de substâncias tais como ferro e manganês ou pela introdução de efluentes (Ministério da Saúde, 2006).

Na Figura IV.13 está representada a cor do lixiviado do Aterro da Muribeca, ao longo do tempo, do período de abril de 2006 a outubro de 2013, e a precipitação da microrregião.

Figura IV.13: Evolução da cor do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



Então, nota-se que obteve-se várias oscilações nos valores de cor para o lixiviado em estudo.

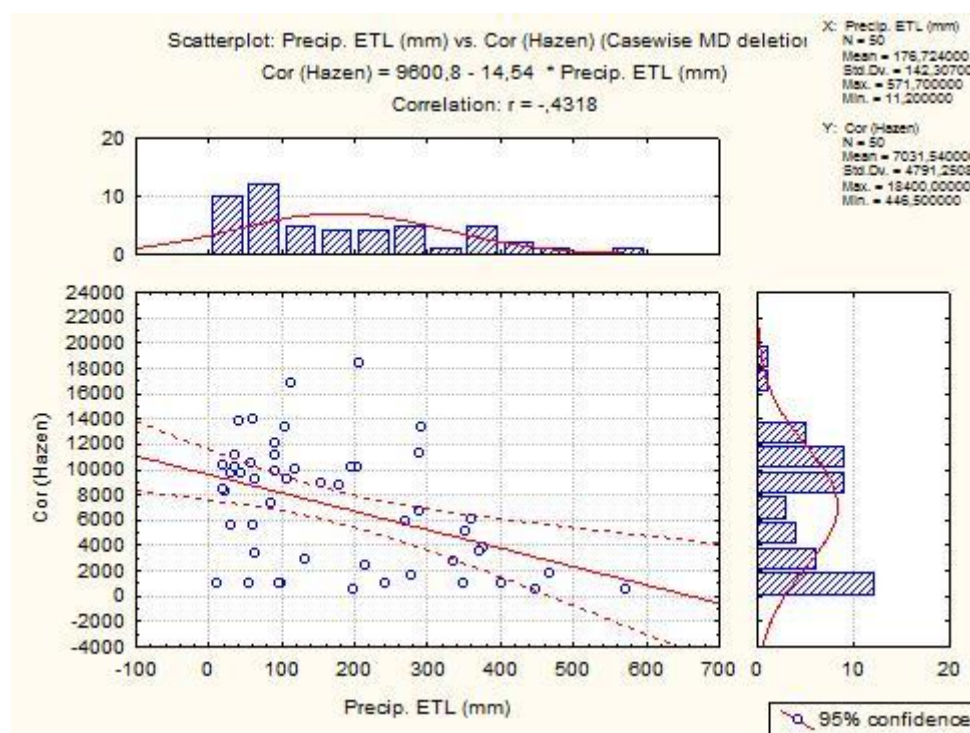
Pode-se observar que as médias anuais apresentaram duas faixas temporais de variação do parâmetro cor: (i) de 2007 a 2010, com uma variação entre 8000 e 10500 Hazen; e (ii) 2006 e de 2011 a 2013, entre 3000 e 4500 Hazen. Indicando uma redução de cerca de 59% entre as médias das distintas faixas.

Segundo PAULINO (2011) afirma que a cor do lixiviado pode ser conferida pelos ácidos húmicos e fúlvicos e alguns metais (ferro e manganês).

Outra questão muito importante é a interferência da precipitação no parâmetro cor, pode-se verificar, através da Figura IV.13 e 14. Na Figura IV.13 observa-se visualmente uma redução da cor provocada pela precipitação mais intensa, fato este ocasionado pela diluição do lixiviado. E na Figura IV.14 tem-se uma análise estatística que correlaciona os parâmetros, onde teve-se uma correlação negativa de 0,4318 observada de acordo com o gráfico, que é uma correlação moderada.

ROCHA (2008) também encontrou a correlação da precipitação e da cor em estudos com lixiviado novo.

Figura IV.14: Correlação estatística entre a cor do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



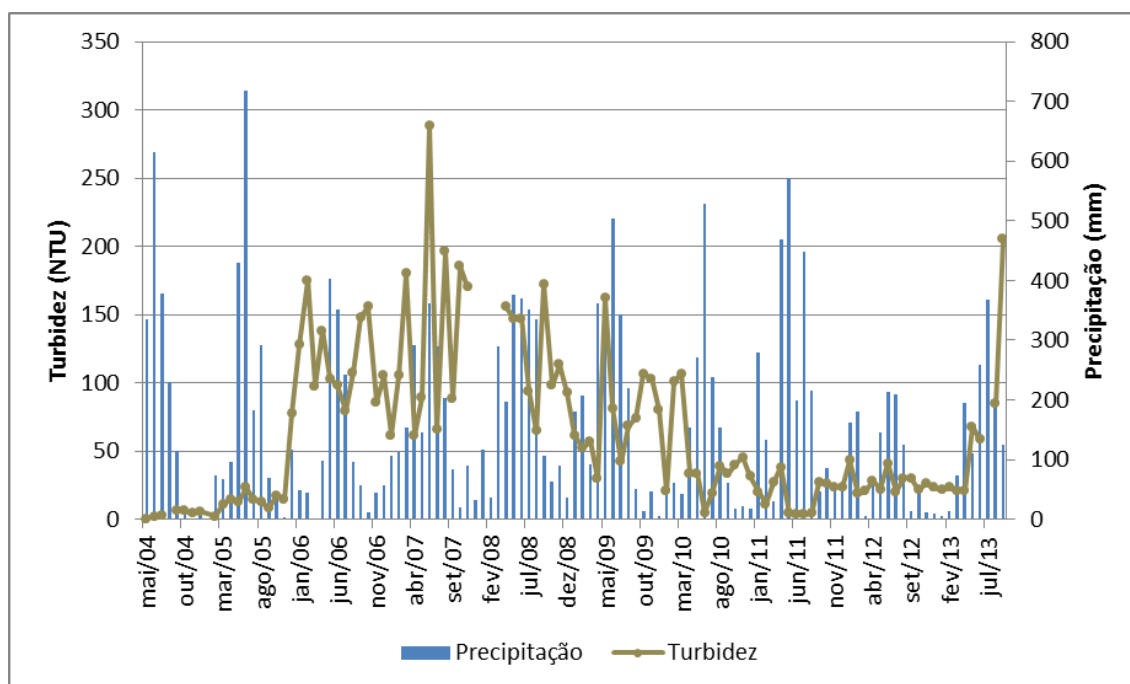
4.1.6 Turbidez

De acordo com VON SPERLING (1996), a turbidez pode estar associada a compostos tóxicos e a organismos patogênicos. Reduzindo a penetração da luz nos corpos d'água e com isso, prejudicando a fotossíntese.

Para JORDÃO & PESSOA (1995), a turbidez pode ser medida para caracterizar avaliar a eficiência de tratamento secundário, uma vez que pode esta relacionada á concentração de sólidos em suspensão.

Na Figura IV.15 está representada a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca, ao longo do tempo, do período de maio de 2004 a outubro de 2013, e a precipitação.

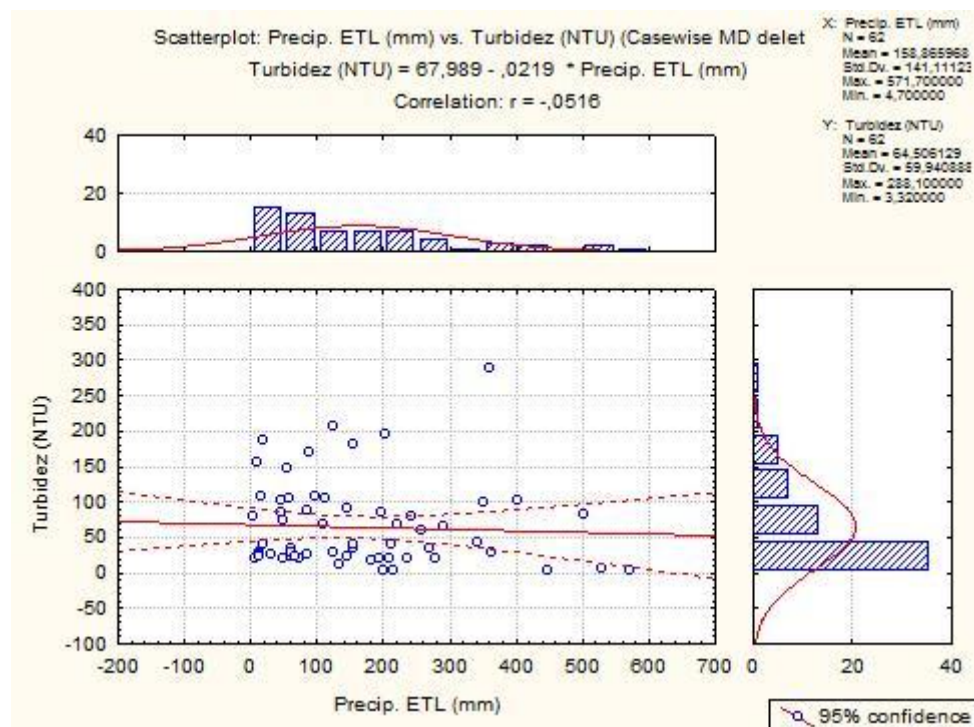
Figura IV.15: Evolução da turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



As médias anuais oscilaram bastante ao longo do tempo e não apresentaram tendência de acréscimo ou decréscimo com o passar dos anos.

Visualmente e estatisticamente, não observou-se influência da precipitação no parâmetro turbidez, analisando as Figuras IV.15 e 16, respectivamente. A análise estatística entre esses parâmetros obteve-se uma correlação negativa e fraca de 0,0516, ou quase nenhuma correlação.

Figura IV.16: Correlação estatística entre a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



4.1.7 Metais

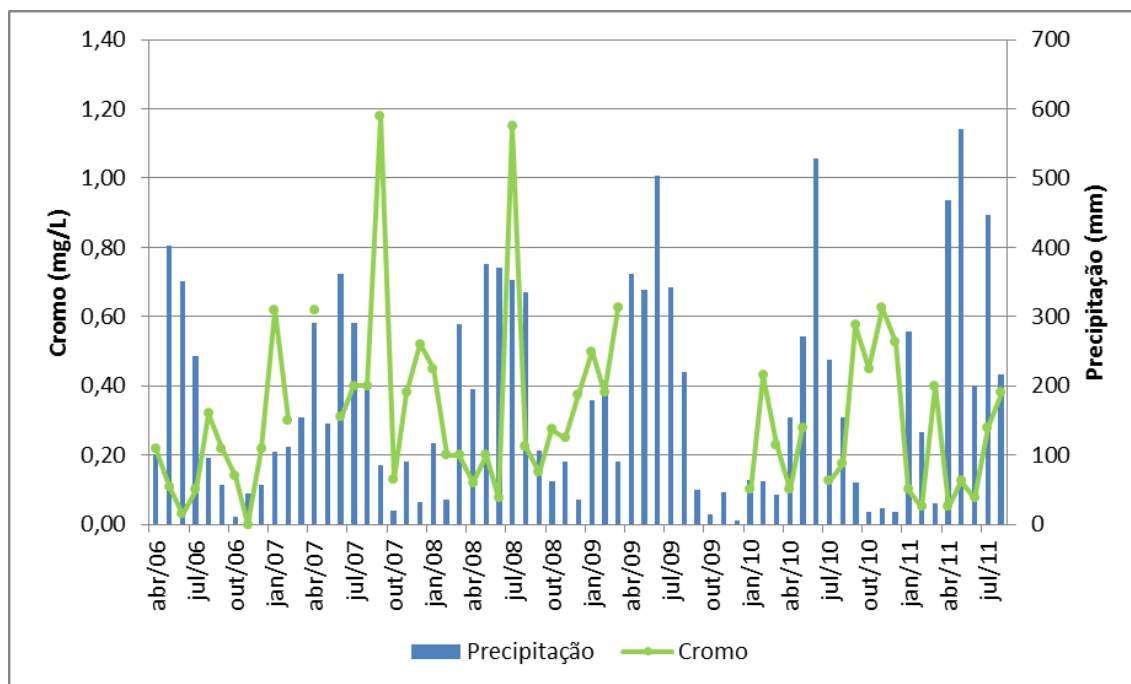
Os lixiviados provenientes de resíduos domésticos têm baixa concentração de metais pesados, que aumentam quando há um despejo de resíduos industriais (Ray e Chan, 1986; PROSAB, 2009).

A concentração de metais como o ferro, zinco, cobre, chumbo e cádmio pode ser elevada em aterros jovens devido ao meio ácido, que permite a sua solubilização, no entanto, com o passar do tempo o pH tende a aumentar, fazendo com que as concentrações de metais tenham uma tendência decrescente.

4.1.7.1 Cromo

Na Figura IV.17 tem-se a concentração do cromo, do período de abril de 2006 a agosto de 2011, do lixiviado do Aterro da Muribeca, ao longo do tempo, e a precipitação.

Figura IV.17: Evolução da concentração do cromo no lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.

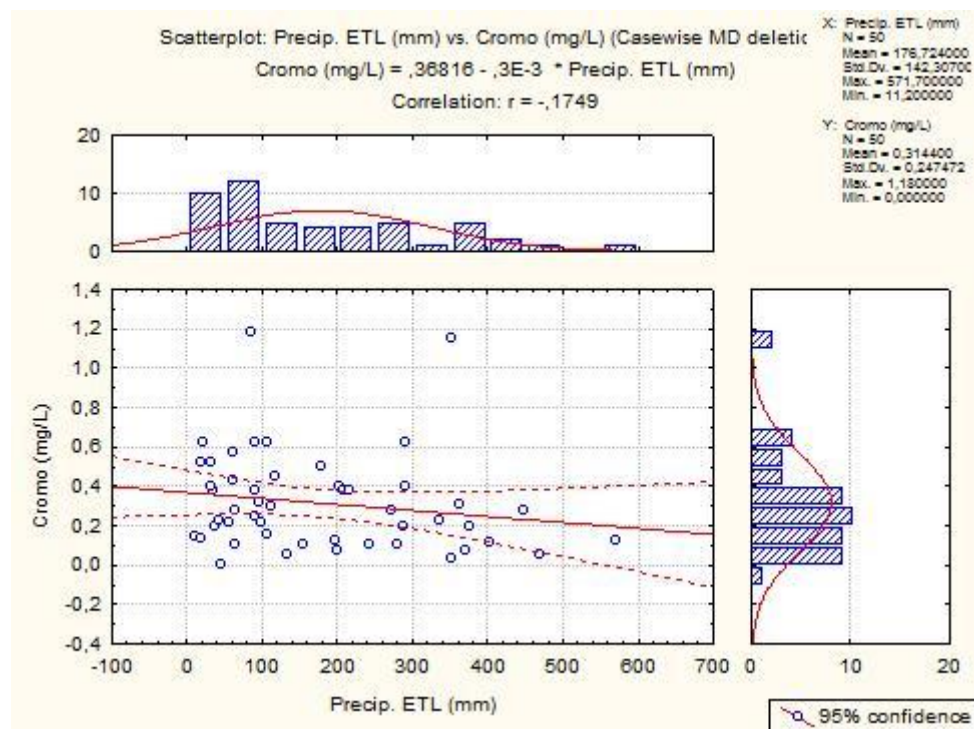


A concentração de cromo do lixiviado variou de 0,03 a 1,18 mg/L. Os picos de concentrações desse metal ocorreram no período em que o Aterro ainda estava em operação, em setembro 2007 (1,18 mg/L) e em julho de 2008 (1,15 mg/L). Após o encerramento do Aterro a concentração de cromo variou de 0,05 a 0,58 mg/L.

Segundo POHLAND & HARPER (1986) a faixa de valores desse estudo, o classifica na fase ácida, onde a variação é 0,06 a 18 mg/L. Pode-se observar que tanto antes ou após o encerramento do Aterro (em meados de 2009), os valores corresponde a fase ácida, com exceto do mês de abril de 2011 (0,05 mg/L), que é considerado fase metanogênica.

Para o parâmetro cromo nota-se uma influência pontual da precipitação apenas nos período secos dos anos de 2007, 2009 e 2010 onde sua concentração se eleva. Ao realizar a análise estatística entre a concentração de cromo e precipitação (Figura IV.18), obteve uma correlação negativa e fraca de (0,1749), que confirma o comportamento visualmente observado na Figura IV.17.

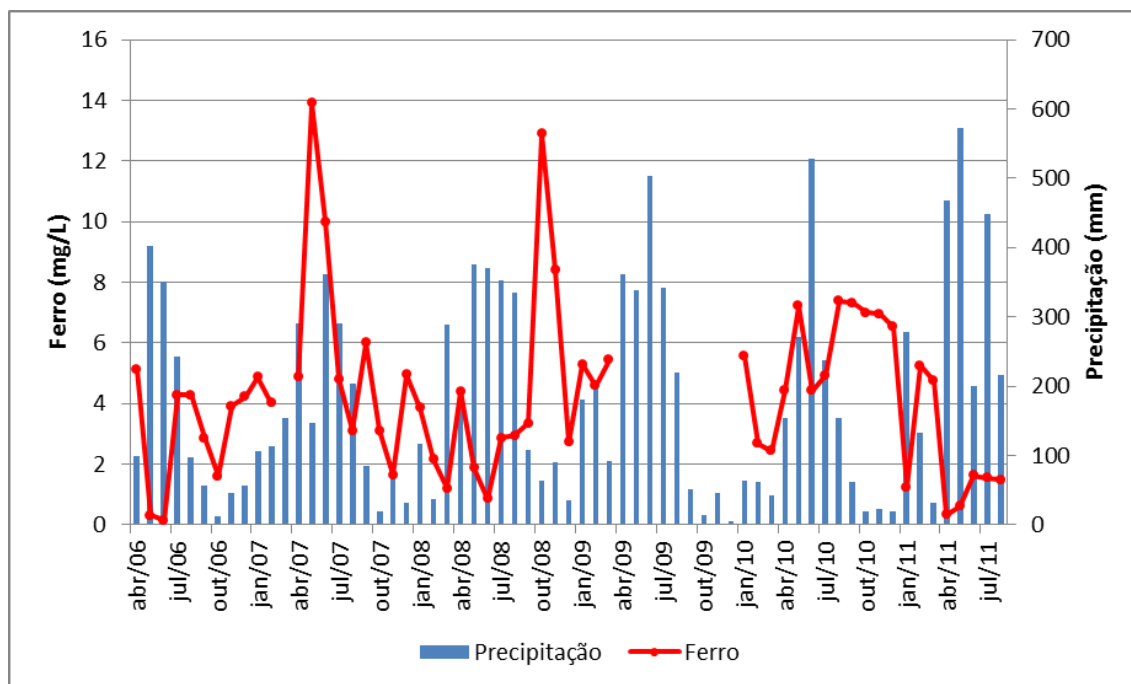
Figura IV.18: Correlação estatística entre a concentração do cromo do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



4.1.7.2 Ferro

Na Figura IV.19 tem-se a concentração do ferro, do período de abril de 2006 a agosto de 2011, do lixiviado do Aterro da Muribeca, ao longo do tempo, e a precipitação.

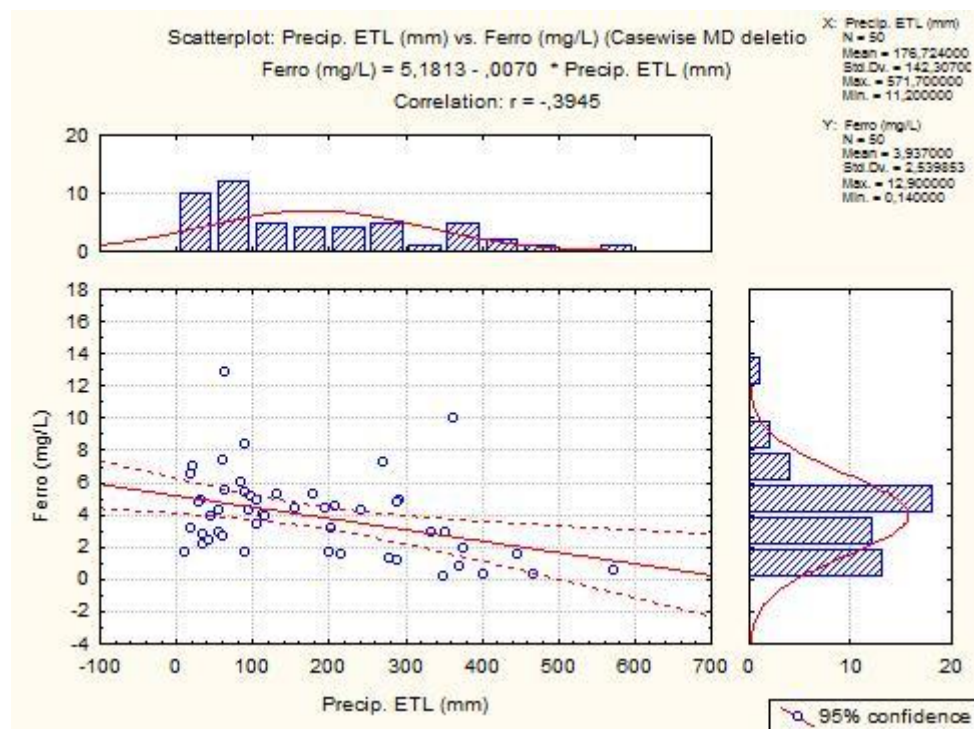
Figura IV.19: Evolução da concentração do ferro no lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



A concentração de Fe no lixiviado no período de exploração, variou entre 0,14 e 13,90 mg/L, com mínima em junho de 2006 (0,14 mg/L) e máxima em maio 2007 (13,90 mg/L). Segundo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993), valores de concentração de ferro entre 3 e 280, enquadram o aterro na fase metanogênica. Desta forma, os valores de ferro encontrados neste estudo encontram-se dentro dessa fase, exceto os valores obtidos após intensas precipitações.

Nota-se que concentração de ferro sofre uma interferência pontual da precipitação apenas nos período secos dos anos de 2007, 2008 e 2010 onde sua concentração se eleva. Na análise estatística realizada entre a concentração de ferro e precipitação, visualizada na Figura IV.20, obteve uma correlação negativa e moderada (0,3945), que reafirmando com isso a influencia pontual.

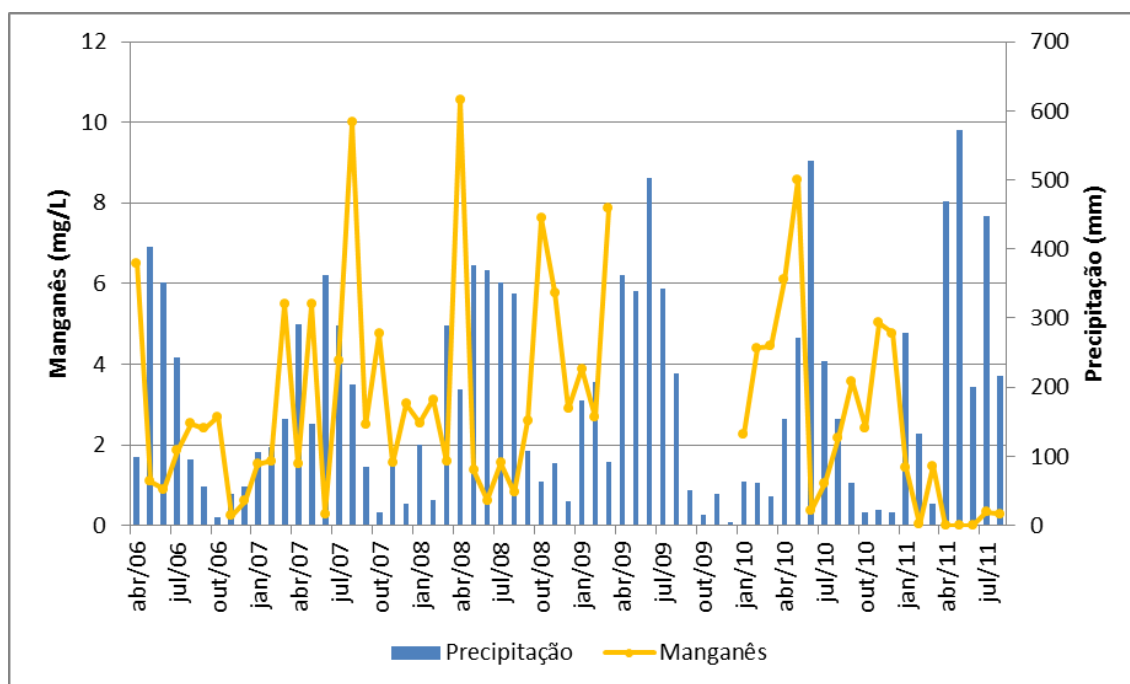
Figura IV.20: Correlação estatística entre a concentração do ferro do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



4.1.7.3 Manganês

Na Figura IV.21 tem-se a concentração do manganês, do período de abril de 2006 a agosto de 2011, do lixiviado do Aterro da Muribeca, ao longo do tempo, e a precipitação.

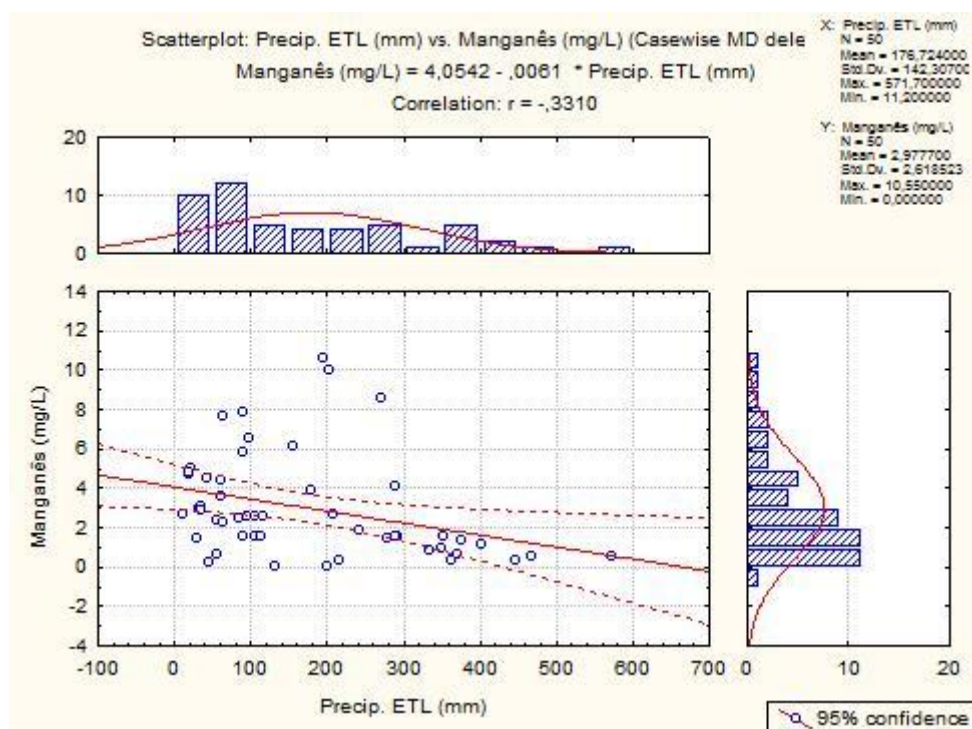
Figura IV.21: Evolução da concentração do manganês no lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.



A concentração de Mn no lixiviado variou entre 0,28 a 10,55 mg/L. Para POHLAND & HARPER (1986) oscilações entre 0,6 e 41 mg/L, enquadra o aterro na fase ácida. Com isso, pode-se observar que os valores obtidos nesse estudo encontra-se na fase ácida.

Observa-se também para o manganês, visualmente e estatisticamente (Figuras IV.21 e 22, respectivamente), uma interferência/correlação pontual nos anos de 2008 e 2010 com a precipitação. Comportamento confirmado na Figura IV.22, que apresenta uma correlação negativa de 0,3310, que indica uma correlação moderada.

Figura IV.22: Correlação estatística entre a concentração do manganês do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.

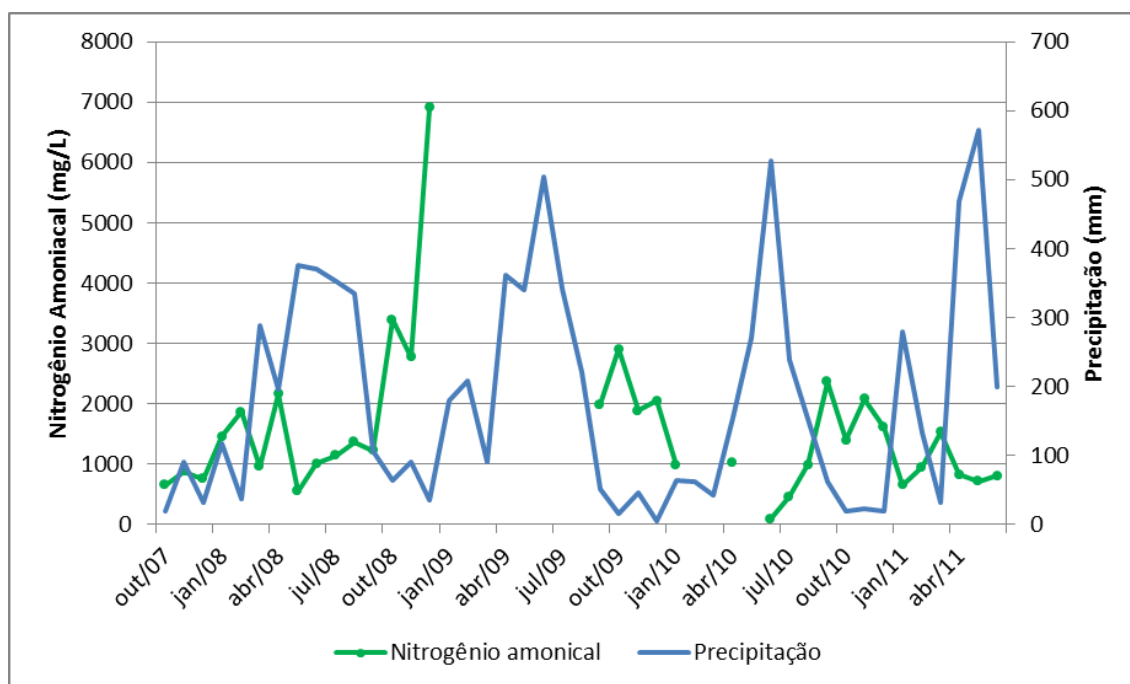


4.1.8 Nitrogênio amoniacal

A amônia está sempre presente nos produtos resultantes dos processos aeróbio e anaeróbio que ocorrem nos aterros durante a estabilização da fracção orgânica dos resíduos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Apesar da remoção da carga orgânica dos lixiviados ao longo do tempo, a amônia (oriunda do material proteico dos RSU) tende a ser resistente ao processo de decomposição devido a ser estável em condições anaeróbicas, dado que o processo de nitrificação intermediado por microrganismos acontece em condições aeróbias (CASTILHOS *et al.*, 2006). O nitrogênio amoniacal total é a soma do gás amônia (NH_3) e do íon amônia (NH_4).

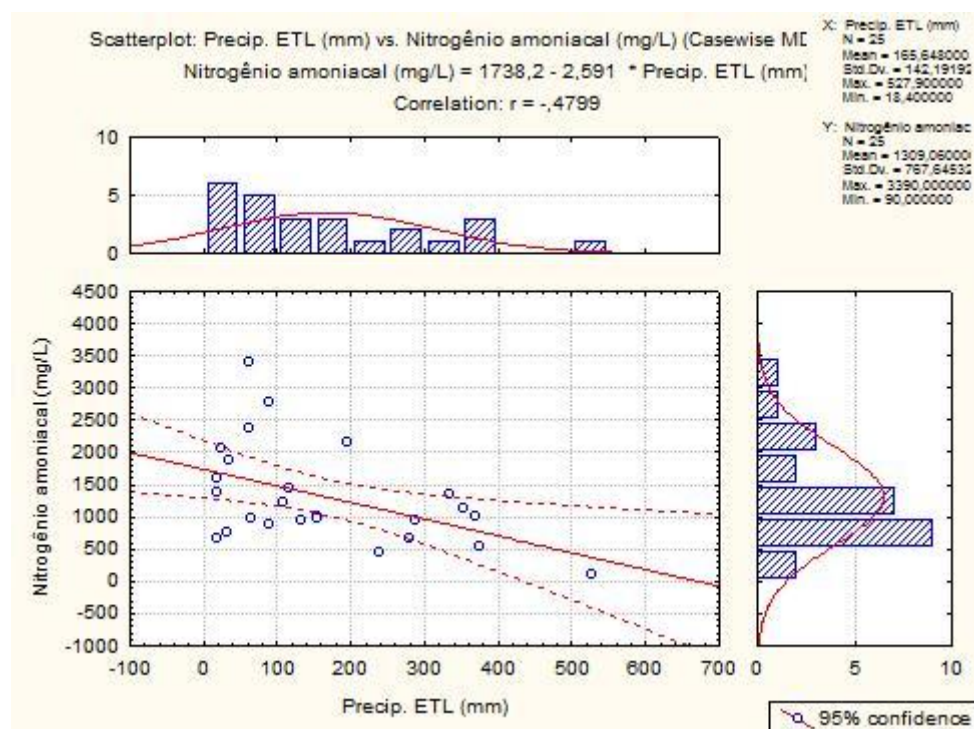
A Figura IV.23 apresenta a oscilação da concentração do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, no lixiviado do Aterro da Muribeca.

Figura IV.23: Evolução da concentração do nitrogênio amoniacal no lixiviado do Aterro da Muribeca versus a precipitação.



Devido a descontinuidade das análises mensais do período monitorado, não foi possível observar homogeneidade ou heterogeneidade ao longo do tempo. No entanto, é possível observar que o referido parâmetro sofre interferência da precipitação, nos períodos secos há uma elevação da concentração do nitrogênio amoniacal e nos período chuvosos nota-se uma redução. Fato comprovado através da análise estatística apresentada na Figura IV.24, que apresenta uma correlação negativa de 0,4799, que é uma correlação moderada.

Figura IV.24: Correlação estatística entre o nitrogênio amoniacal do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.

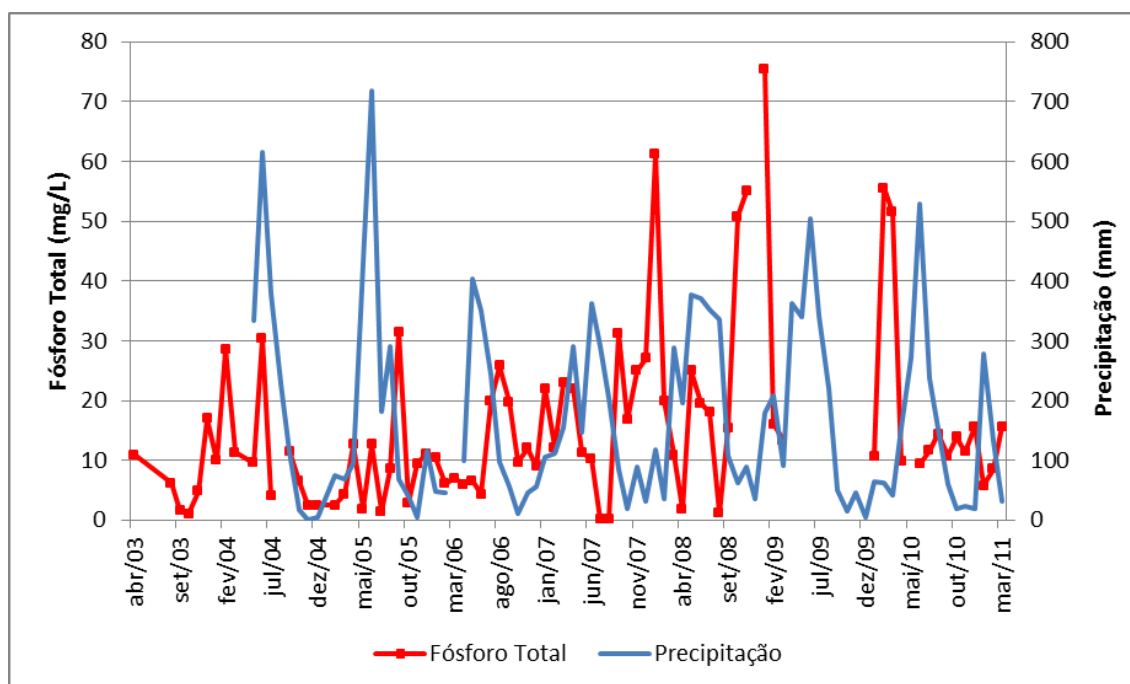


4.1.9 Fósforo total

O fósforo é um nutriente consumido em função ao crescimento dos microrganismos associados à produção de ácidos (POHLAND & HARPER, 1986). Este nutriente é encontrado na maioria dos aterros sanitários, contudo, nos casos em que há limitação de nutrientes para a degradação biológica, o fósforo é o elemento limitante mais comum (WATITH & SHARMA, 1998).

A Figura IV.25 apresenta a evolução da concentração do fósforo total ao longo do tempo, no lixiviado do Aterro da Muribeca.

Figura IV.25: Evolução do fósforo total no lixiviado do Aterro da Muribeca *versus* a precipitação.

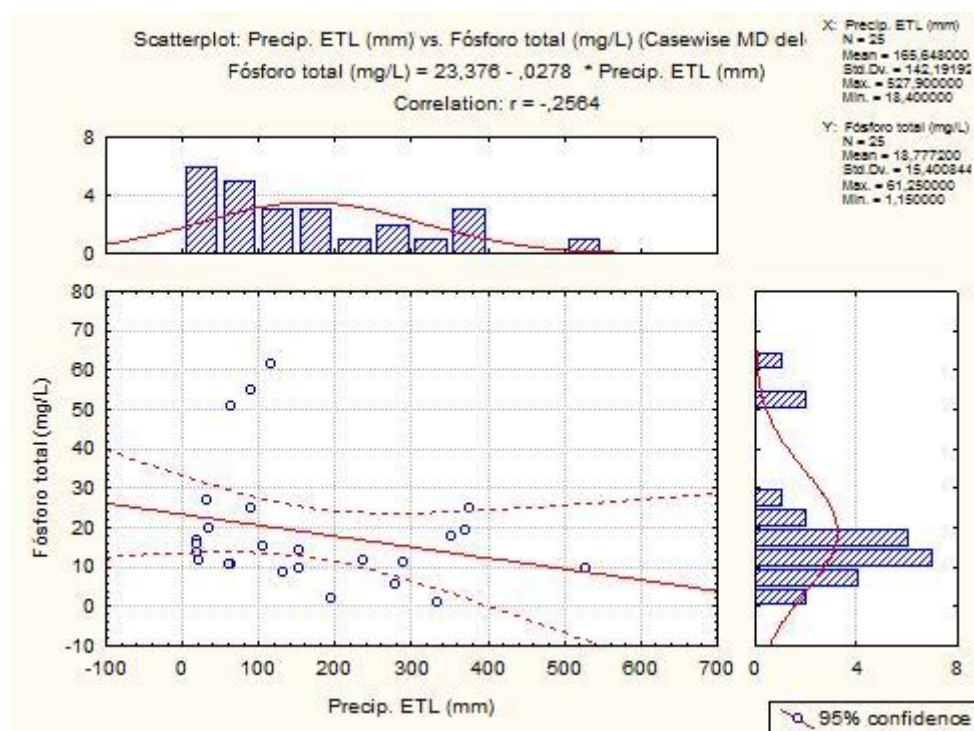


Nota-se que a concentração média anual de fósforo total se manteve praticamente constante de 2003 a 2006 (variando de 6,5 a 11,5 mg/L), de 2007 a 2010 ocorreu uma aumento de aproximadamente 60%, e em 2011 a concentração de fósforo total decresceu.

Para TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993) a concentração de fosforo encontrada foi correspondente à um aterro jovem na fase acida.

Para o parâmetro fósforo total não notou-se influência da precipitação, na Figura IV.25, que também foi comprovado com a análise estatística na Figura IV.26, onde obteve-se uma correlação negativa de 0,2564, considerada uma correlação fraca.

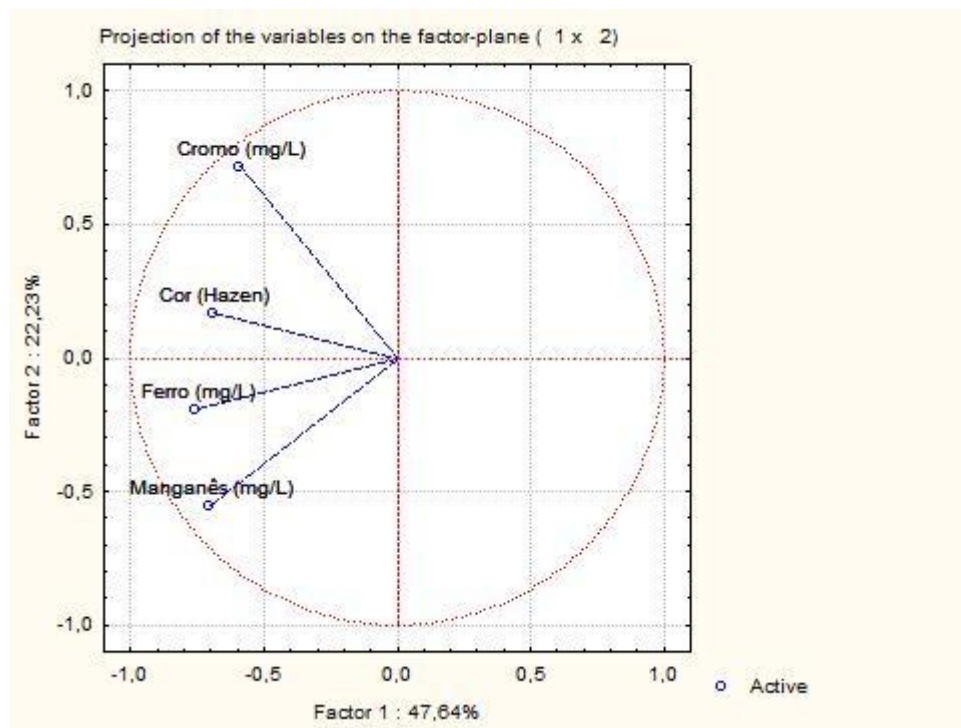
Figura IV.26: Correlação estatística entre o fósforo total do lixiviado do Aterro da Muribeca e a precipitação.



4.2 Correlação dos parâmetros do lixiviado ao longo do tempo

A Figura IV.27 mostra as variáveis cor, cromo, ferro e manganês no plano gerado na Análise de Componentes Principais (ACP).

Figura IV.27: Análise e componentes principais entre os parâmetros cor, cromo, ferro e manganês.



Na análise das componentes principais, apresentada na Figura IV.27, a soma da variância acumulada para as 4 componentes principais é 100%, como mostra a Tabela IV.1. A primeira componente contribuiu com 47,64% da variância e a segunda componente expressa 22,23%, com isso, as duas primeiras componentes corresponde por 69,87% de variância.

Tabela IV.1: Autovalores, porcentagem da variância e porcentagem cumulativa da variância para as quatro primeiras componentes principais dos parâmetros cor, cromo, ferro e manganês.

Número da variância	Autovalores	Total da variância (%)	Autovalores acumulado	Variância acumulada (%)
1	1,905701	47,64251	1,905701	47,6425
2	0,889262	22,23155	2,794963	69,8741
3	0,718594	17,96484	3,513556	87,8389
4	0,486444	12,16109	4,000000	100,0000

Nota-se que os parâmetros estão bem representados, pois encontram-se dentro da circunferência. Pode-se observar que os parâmetros cor e cromo estão correlacionados entre si, mas são independentes das variáveis do ferro e manganês, os quais apresentam correlação entre si. Tais correlações podem ser confirmadas através na correlação entre dois parâmetros apresentada nas Figuras IV.28 e 29, onde obteve correlações moderadas entre os parâmetros em ambos os caso.

Figura IV.28: Correlação estatística entre a cor e o cromo do lixiviado do Aterro da Muribeca.

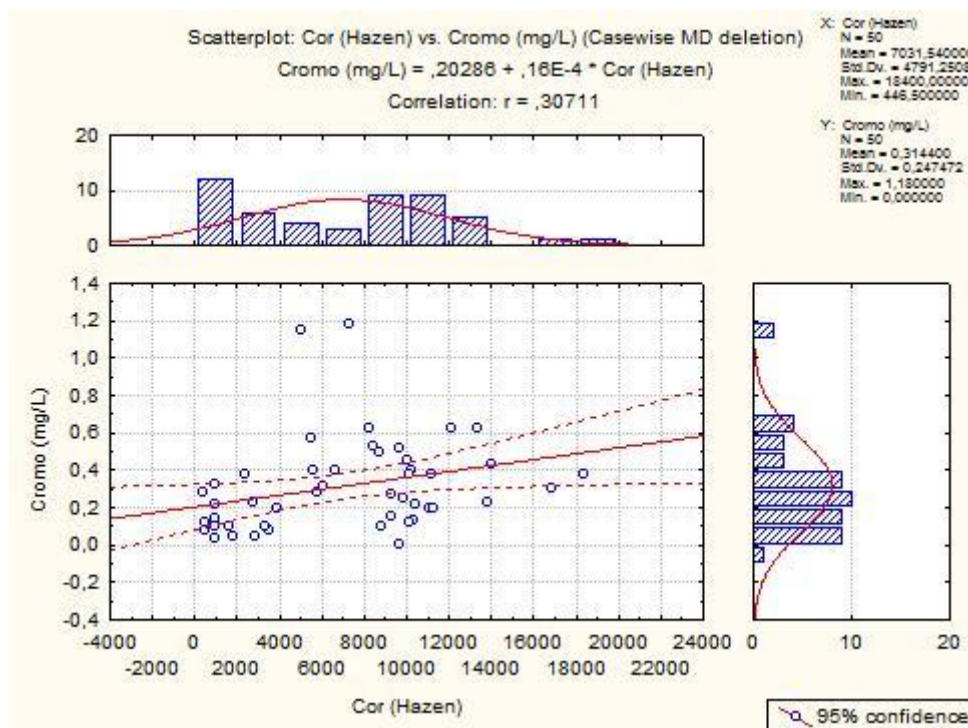
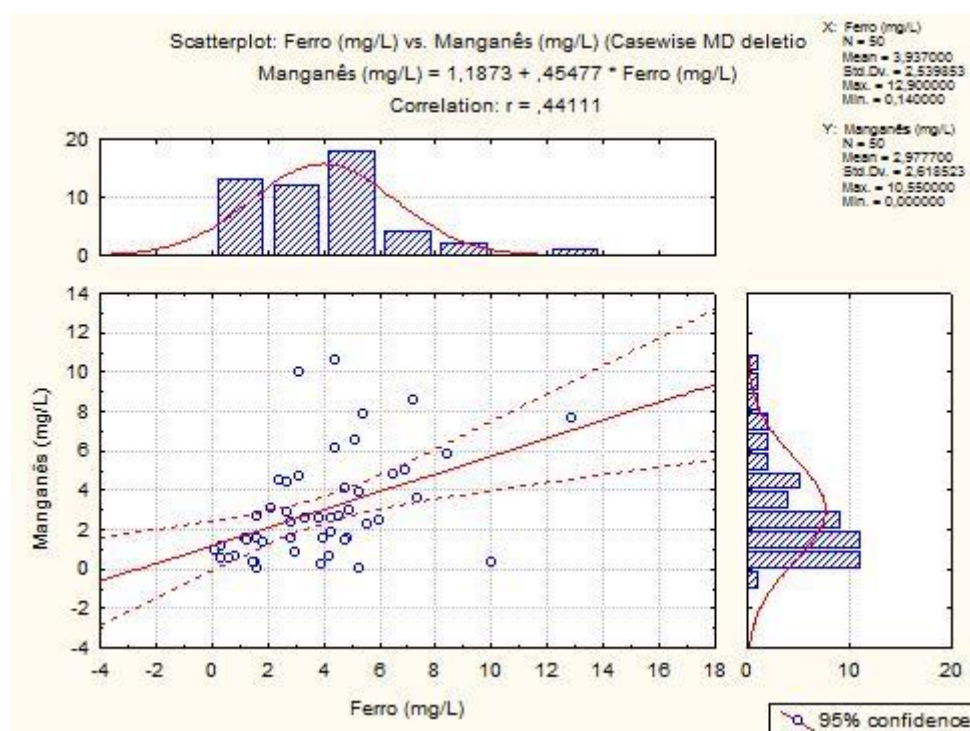


Figura IV.29: Correlação estatística entre o ferro e o manganês do lixiviado do Aterro da Muribeca.



A correlação entre a cor e o cromo poderá ser explicada pelo fato do cromo ser um micropoluinte inorgânico de origem antropogênica e com isso, sua forma pode estar associada aos sólidos em suspensão ou dissolvidos, que por sua vez, causam alteração na cor do efluente.

O comportamento do ferro e do manganês nas águas residuárias é muito semelhante, sendo que o segundo é mais raro (PIVELI & KATO, 2006). Comportamento observado nesse estudo uma correlação moderada e positivamente como ilustrado na (Figura IV.27).

É importante salientar que também existe uma correlação do ferro e do manganês com a cor, em menor proporção do que com o cromo. Devido provavelmente, as baixas concentrações de manganês encontrados neste estudo – na maioria das vezes superiores a 0,05 mg/L. Para PIVELI & KATO (2006), valores de manganês superiores a 0,05 mg/L poderá ocasionar manifestações de mancha negra no efluente. De forma semelhante ao manganês, o ferro também poderá ocasionar interferência da cor em efluentes.

A Figura IV.30 exibe as variáveis turbidez, DBO, DQO, pH e condutividade elétrica no plano gerado na Análise de Componentes Principais (ACP).

Na análise das componentes principais, apresentada na Figura IV.30, a soma da variância acumulada para as 4 componentes principais é 100%, como mostra a Tabela IV.2. A primeira componente contribuiu com 45,63% da variância e a segunda componente expressa 32,40%, com isso, as duas primeiras componentes corresponde por 78,03% de variância.

Figura IV.30: Análise e componentes principais entre os parâmetros turbidez, DBO, DQO, pH e condutividade elétrica.

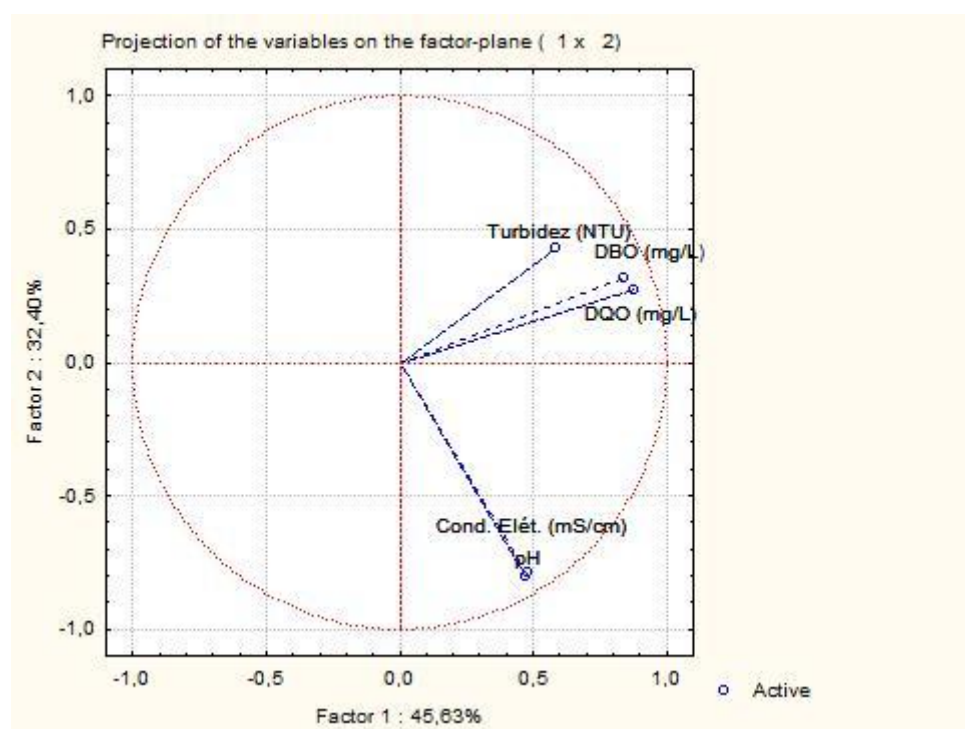


Tabela IV.2: Autovalores, porcentagem da variância e porcentagem cumulativa da variância para as quatro primeiras componentes principais dos parâmetros turbidez, DBO, DQO, pH e condutividade elétrica.

Número da variância	Autovalores	Total da variância (%)	Autovalores acumulado	Variância acumulada (%)
1	2,281521	45,63041	2,281521	45,6304
2	1,619911	32,39821	3,901431	78,0286
3	0,657042	13,14084	4,558473	91,1695
4	0,289979	5,79958	4,848452	96,9690
5	0,151548	3,03095	5,000000	100,0000

As variáveis apresentadas na Figura IV.30 estão bem representadas neste plano, pois encontram-se dentro da circunferência. Os parâmetros turbidez, DBO, DQO estão correlacionadas entre si, mas são independentes das variáveis do pH e condutividade elétrica, as quais apresentam uma forte correlação entre si. Tais correlações foram confirmadas através na correlação entre dois parâmetros apresentada nas Figuras IV.31, 32, 33 e 34, onde obteve correlação fortes e moderadas entre os parâmetros.

É de se esperar uma correlação entre a DBO, a DQO e a turbidez, visto que em águas residuárias predominam sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos de natureza orgânica. É importante lembrar que um dos fatores que eleva a turbidez são os sólidos em suspensão.

A correlação entre pH e condutividade elétrica encontrada nesse estudo, está amplamente abordada na literatura. Para FEITOSA & MANOEL FILHO (2000), a condutividade elétrica tende a aumentar por diversos fatores, dentre eles, elevação da temperatura e maior concentração de íons dissolvidos. De acordo com ESTEVES (1998), as medidas do pH podem ser influenciadas por diversos fatores, dentre eles, concentração de íons H^+ originados da ionização de ácido carbônico, que gera valores baixos do pH e das relações de íons de carbonato com a molécula de água, que eleva os valores do pH para faixa mais alcalina.

Valores de pH mais elevados poderá estar associado a efluentes com concentração de Fe (ferro) e Mg (magnésio), podem converter-se em carbonatos de magnésio, que tendem a elevar o pH para faixa alcalina (ZILLMER et al., 2007).

Verificou-se no estudo de ROCHA (2012), que os valores de pH, em relação aos parâmetros de total de sólidos dissolvido e NaCl, apresentaram respostas semelhante aos obtidos com a CE, ou seja, o aumento na concentração de íons em solução reflete diretamente nos teores de pH e o aumento da CE. Pode-se observar em seus resultados um coeficiente de determinação linear, que, de modo geral, o pH e a CE indicou uma boa relação, com um r^2 de 0,905.

Com isso, justifica a correlação do pH com CE também encontrada em nosso estudo.

Figura IV.31: Correlação estatística entre a DBO e a DQO do lixiviado do Aterro da Muribeca.

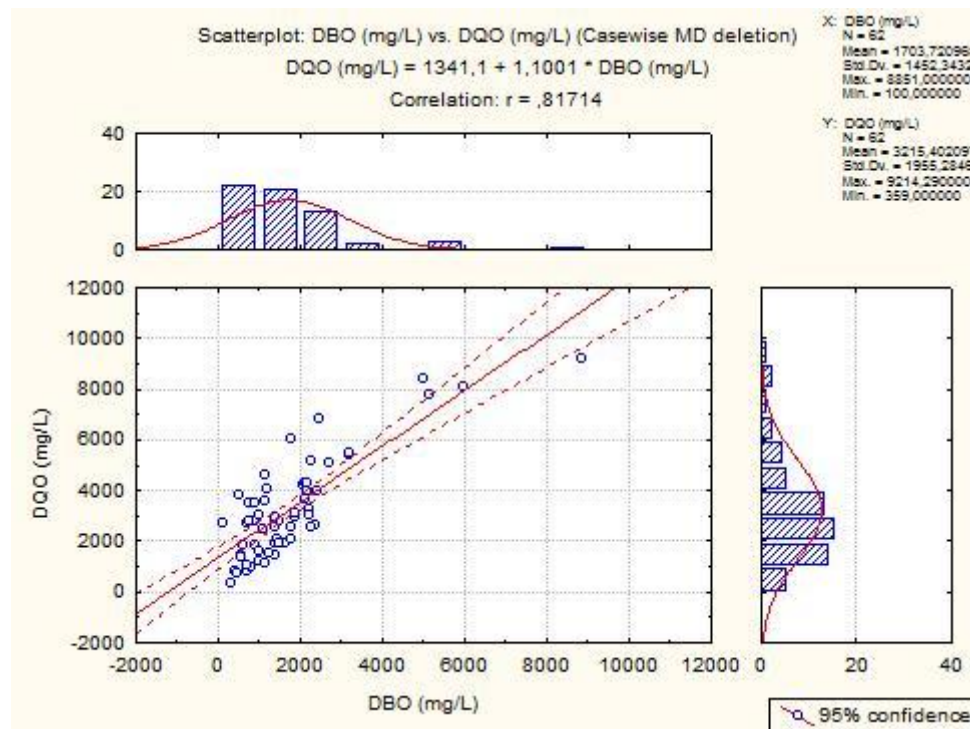


Figura IV.32: Correlação estatística entre a DBO e a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca.

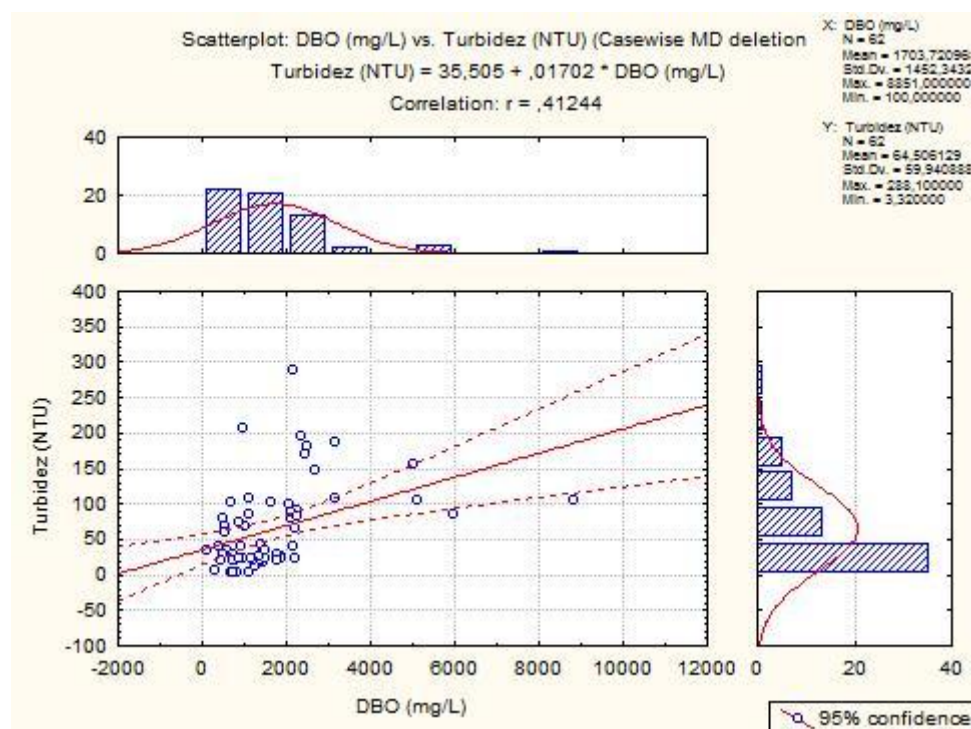


Figura IV.33: Correlação estatística entre a DQO e a turbidez do lixiviado do Aterro da Muribeca.

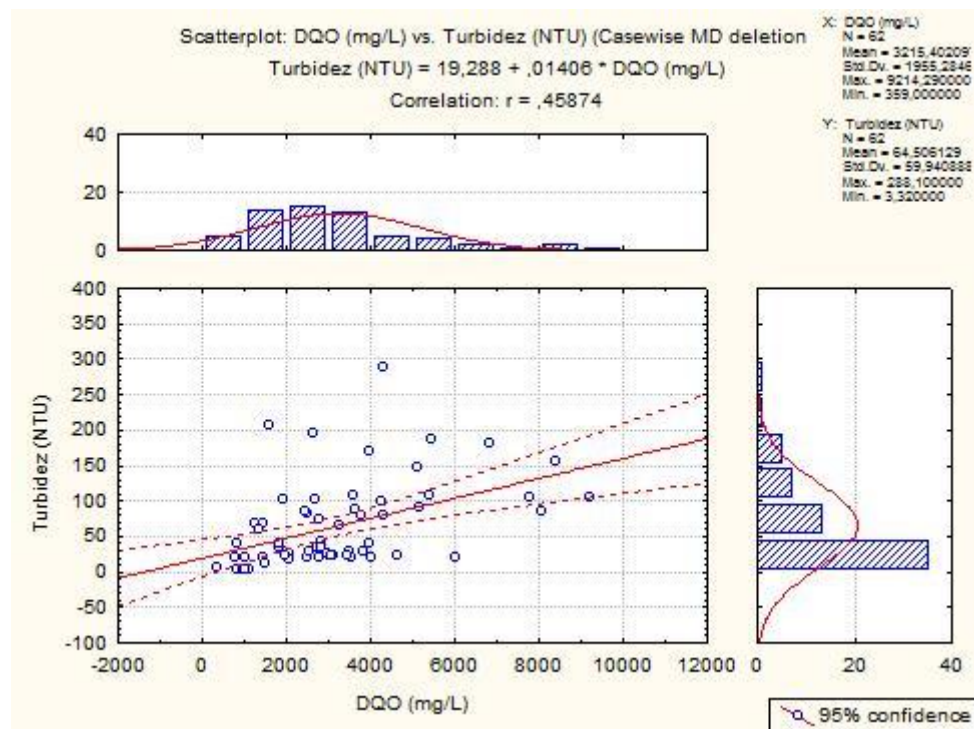
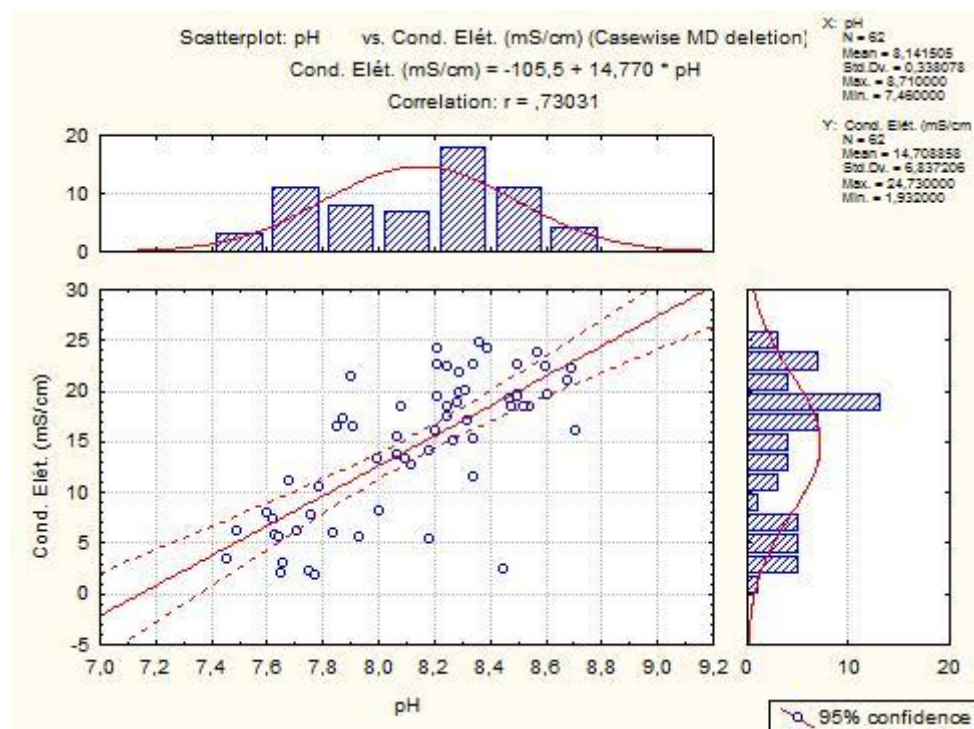
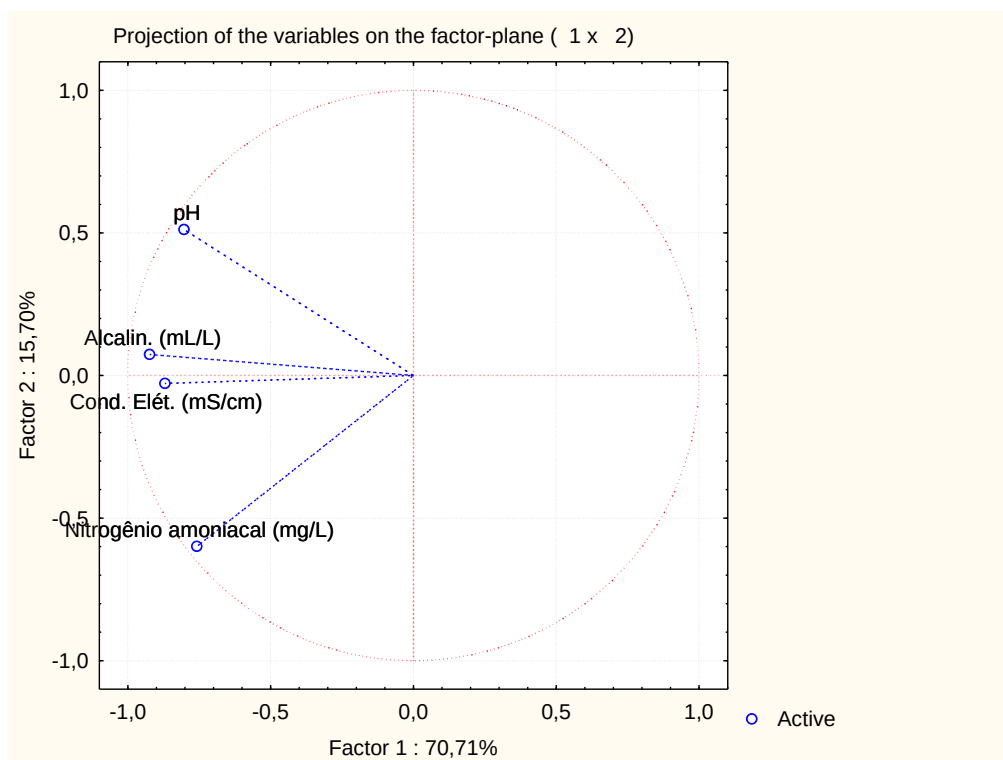


Figura IV.34: Correlação estatística entre a condutividade elétrica e o pH do lixiviado do Aterro da Muribeca.



A Figura IV.35 apresenta as variáveis pH, alcalinidade, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal no plano gerado na Análise de Componentes Principais (ACP).

Figura IV.35: Análise e componentes principais entre os parâmetros pH, alcalinidade, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal.



Na análise das componentes principais, apresentada na Figura IV.35, a soma da variância acumulada para as 4 componentes principais é 100%, como mostra a Tabela IV.3. A primeira componente contribuiu com 70,71% da variância e a segunda componente expressa 15,70 %, com isso, as duas primeiras componentes corresponde por 86,41% de variância.

Tabela IV.3: Autovalores, porcentagem da variância e porcentagem cumulativa da variância para as quatro primeiras componentes principais dos parâmetros pH, alcalinidade, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal.

Número da variância	Autovalores	Total da variância (%)	Autovalores acumulado	Variância acumulada (%)
1	2,828574	70,71	2,828574	70,7144
2	0,627852	15,70	3,456427	86,4107
3	0,339886	8,50	3,796313	94,9078
4	0,203687	5,09	4,000000	100,0000

As variáveis pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal, e condutividade elétrica estão bem representadas neste plano, pois encontram-se dentro da circunferência. Os parâmetros pH e alcalinidade estão correlacionadas entre si, mas são independentes do nitrogênio amoniacal e da condutividade elétrica, os quais, apresentam uma correlação entre si. Nas Figuras IV. 36 e 37 tem-se uma correlação entre dois parâmetros, que reafirma essas correlações, nos níveis forte e moderada, respectivamente.

Figura IV.36: Correlação estatística entre o pH e a alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca.

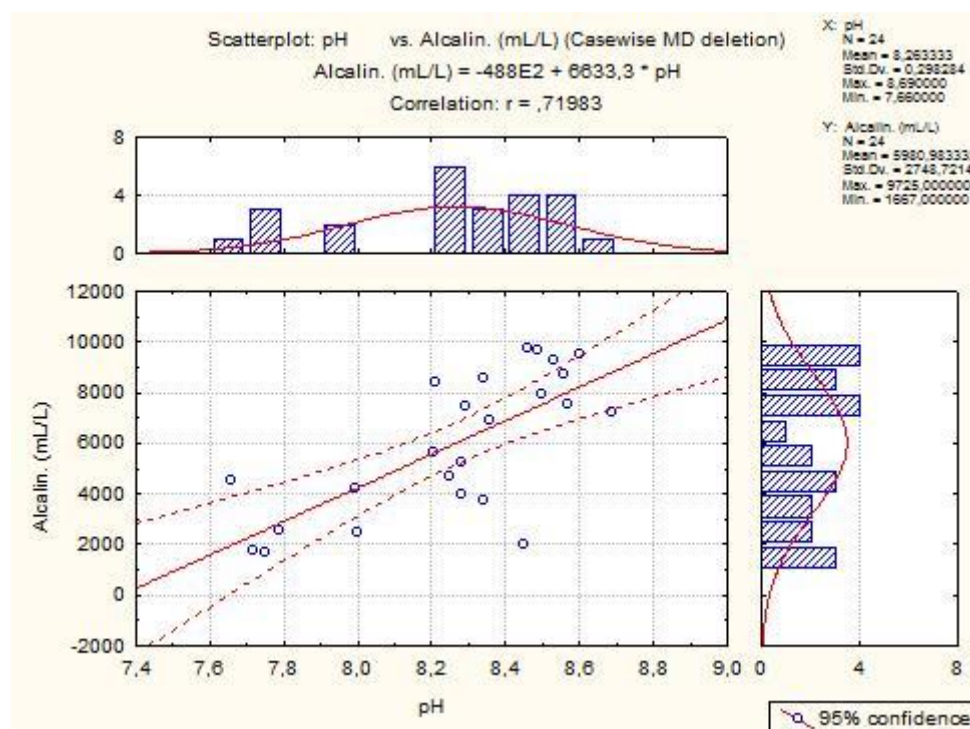
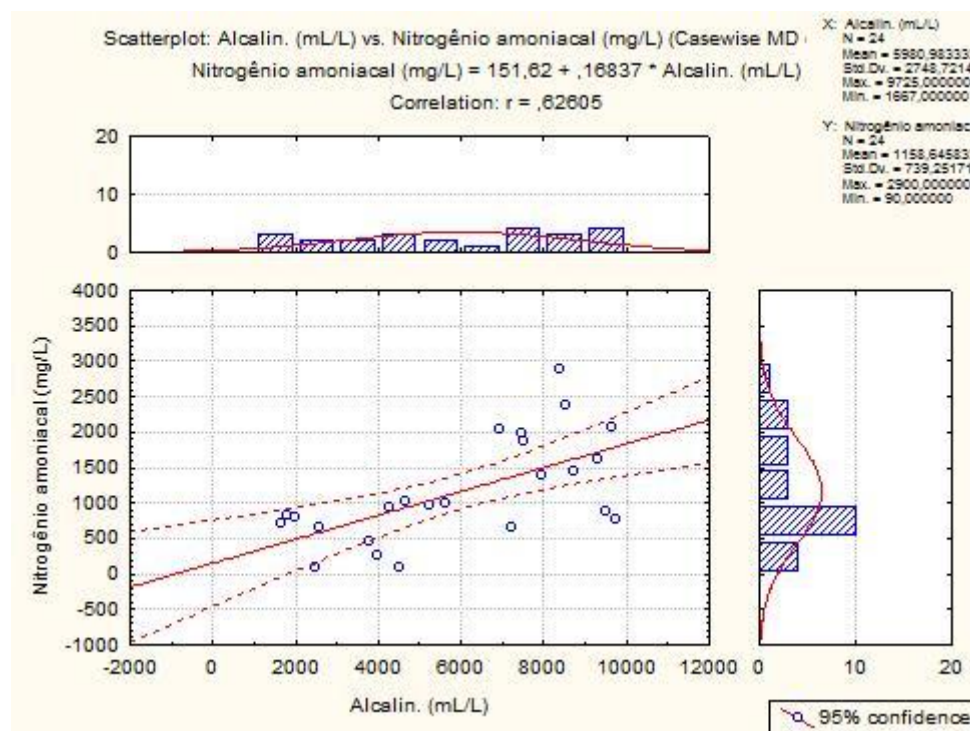


Figura IV.37: Correlação estatística entre o nitrogênio amoniacal e a alcalinidade do lixiviado do Aterro da Muribeca.

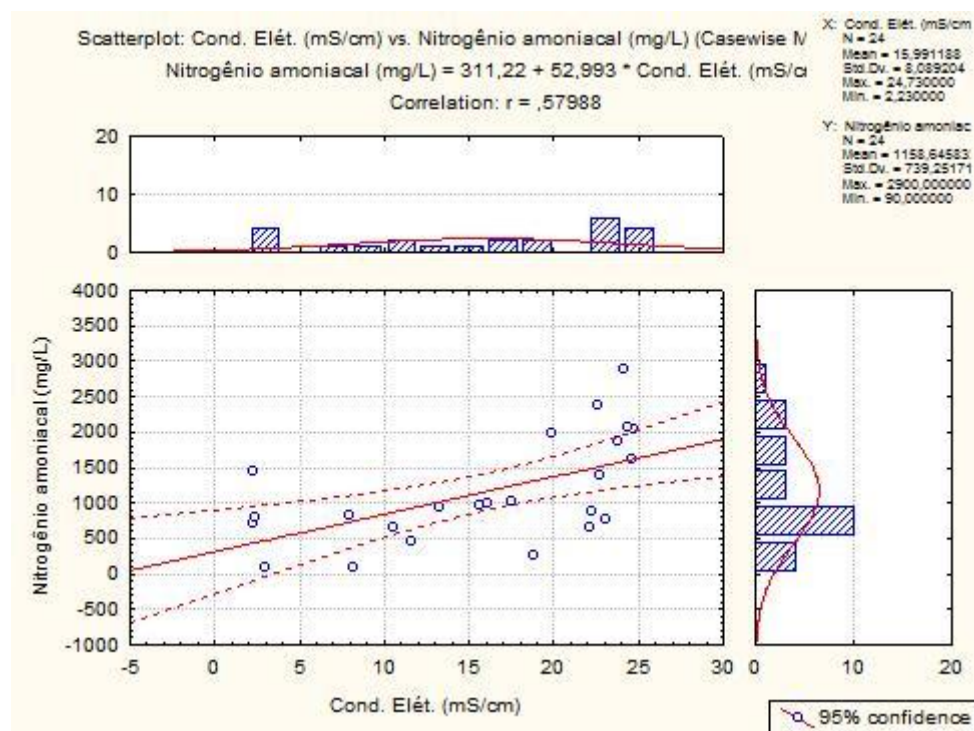


A alcalinidade, o pH e a amônia estão diretamente ligados, pois o lixiviado com pH elevado geralmente tem uma alcalinidade elevada, enquanto a amônia (NH_4^+), por tornar o meio alcalino, também acentua a concentração deste parâmetro na amostra (CLÈMENT *et al.*, 1997).

Estudos realizados por BASTOS (2011) determinaram as concentrações de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal no lixiviado durante o processo de *air stripping*, e esses dois parâmetros apresentaram uma forte associação. O que justifica o fato de que o nitrogênio amoniacal ser o maior contribuinte para geração de alcalinidade nos lixiviados, uma vez que a amônia é formada através dos processos de digestão da matéria orgânica, onde a mesma se combina com o ácido carbônico formando bicarbonato de amônio.

Neste estudo (Figura IV.35) também pode-se observar uma correlação entre a alcalinidade e nitrogênio amoniacal menor que entre ao pH e alcalinidade, e o nitrogênio amoniacal e a condutividade elétrica. Sendo confirmado na Figura IV.38, que apresenta uma correlação entre dois parâmetros, enquadrado como moderada.

Figura IV.38: Correlação estatística entre o nitrogênio amoniacal e a condutividade elétrica do lixiviado do Aterro da Muribeca.



Neste estudo correlacionou-se, na Figura IV.38, o nitrogênio amoniacal com a condutividade elétrica, onde obtemos uma moderada correlação entre esses dois parâmetros. Poderíamos ter conseguido uma maior correlação, caso tivéssemos maior número dados.

SOUTO (2009) estudou a relação entre a condutividade e concentração de íons amônio, e obteve um ajuste, considerado como muito bom (98%). O referido autor relata que é possível usar as medidas de condutividade como estimativa da concentração de nitrogênio amoniacal, durante o processo de *stripping*, permitindo um controle mais imediato.

CAPITULO V- CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA NOVAS PESQUISAS

5.1 Conclusões

Neste estudo empregou-se o modelo de correlação entre determinados parâmetros e a precipitação, e pode-se constatar que: (i) a variável Alcalinidade obteve uma correlação negativa e forte com a precipitação; (ii) os parâmetros DQO, Condutividade Elétrica e Cor tiveram correlações negativas e moderadas; (iii) enquanto a relação DBO/DQO teve uma correlação positiva e moderada; (iv) os parâmetros DBO e Fósforo Total apresentaram uma correlação negativa e fraca; (v) e por fim a Turbidez e o Cromo obteve quase nenhuma correlação.

Avaliando as concentrações do lixiviado e correlacionando com a idade do aterro e sua respectiva fase de estabilização consultada na bibliografia verificou que: os parâmetros DBO, DQO, pH e o Ferro encontra-se na fase metanogênica, já Alcalinidade, Cromo, Manganês e Fósforo Total esta na fase ácida.

Tornar-se relevante que o aterro recebeu RSU até final de 2009. E os resíduos não se encontram na sua totalidade na mesma fase de estabilização/degradação, fato este que dificulta uma eventual identificação na evolução da concentração dos compostos no lixiviados ao longo dos anos.

A correlação juntamente com a Análise dos Componentes Principais, nesse estudo foi útil para verificarmos o grau de correlação e de variância entre os parâmetros. Com isso, podemos reduzir o número parâmetros físico-químicos a ser considerado no monitoramento do lixiviado, de forma a auxiliar possível tomada de decisão no tratamento e monitoramento do lixiviado de aterros em atividades e principalmente, o encerrado de prefeituras com menor recurso, reduzindo custo com as respectivas análises.

5.2 Perspectivas futuras

A realização do presente trabalho permitiu sugerir aos estudos futuro como dar continuidade ao monitoramento do lixiviado do Aterro da Muribeca, com a mesma periodicidade, durante os próximos anos, e realizar análises de uma maior quantidade de parâmetros, de forma a melhor reconhecer a estabilidade dos RSU.

Pode-se também avaliar o efeito da recirculação do lixiviado no interior da massa de resíduos em termos de quantidade, composição e tratabilidade do lixiviado, bem como verificar a atividade microbiana e de degradação dos resíduos sólidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2012) **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2012**. São Paulo: ABRELPE.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1985) Apresentação De Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos – Classificação - NBR-8849.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1992) Apresentação De Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento – NBR-1819.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (2004) Resíduos Sólidos – Classificação - NBR-10.004.

BACELAR, H. A. M. (2010) **Tratamento de lixiviado produzido em aterro de Resíduo Sólidos urbanos por meio de evaporação forçada**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

BARROS, H. L. (2004) **Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa. 112 p.

BASTOS, F.A. (2011) **Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (*air stripping*) em lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.

BASSIN, J. P. (2012) **Remoção biológica de nutrientes em sistema de compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular**. Tese de Doutorado, Engenharia Química, Universidade do Rio de Janeiro.

BRASIL (1988). **Glossário de engenharia ambiental**. Brasília: Secretaria do Meio Ambiente, SEMA. 118p

BRASIL (2010) **Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/l12305.htm> Acesso em 17 de setembro de 2013.

BIDONE, F.R.A.; LLI, J.P.; COTRIM, S.L.S. (1997) **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Filtros Percoladores**. In: DÉCIMO NONO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Foz de Iguaçu, Paraná.

BIDONE, F.R.A. (2001) **Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: eliminação e valorização**. Rio de Janeiro: ABES. 240p.

BIDONE, R. F. (2007) **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso: Central de Resíduos do Recreio, em Minas Do Leão/RS**. Dissertação de Mestrado Universidade de São Paulo.

BILA, D.M. (2000) **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento de Chorume**. Dissertação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 200 p.

BURNLEY, S. (2001) **The Impact of the European Landfill Directive on Waste Management in the United Kingdom**. Resources, Conservation and Recycling, v. 32, p. 349-358.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. (2003) **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artemed. 255p.

CASTRO, M. C. A. (2001) **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterros sanitários**. Tese de Doutorado. Escola de engenharia de São Carlos.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. (2003) **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES. 280p.

CAPELO NETO, J. (1999) Estudo **Quanti-Qualitativo do Percolado Gerado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará. 108 p.

CAMPOS, D.C. (2009) **Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado**. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba.

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

CAS – CHEMICAL ABSTRACTS SERVICE. Disponível em: <www.cas.org>.

CATAPRETA, C. A. A. (2008) **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da influência do projeto, construção e operação**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais. 316 p.

CETESB.(1978) **Normalização Técnica. NT – 07: Análise Físico – Química de águas**. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo.

CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D. D. (1997) **Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates**. Chemosphere, v. 35, n. 11, p. 2783-2796.

CHERNICHARO, C.A.L. (1997) **Reatores Anaeróbios: princípios de tratamento biológico das águas residuárias**. Minas Gerais: SEGRAC. 246p.

Diário da República (2011) **Decreto-Lei nº73/2011**. Disponível em: <http://intranet.uminho.pt/Arquivo/Legislacao/CCP/LegislacaoNacional/Dec_Lei_73_2011.pdf>

DI BERNARD,L. (1993) **Métodos e técnicas de tratamento de águas. Volume I e II**. Associação Brasileira de engenharia sanitária e Ambiental- ABES, Rio de Janeiro. 481 p.

ECKENFELDER JR, W. W., 1989, **Industrial water pollution control**, Mc Graw-Hill Bok Company.

EEA (1998) **Europe's Environment: the second assessment**. Elsevier Science Ltda.

EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. (2002) **Factors influencing solid waste generation and management**. *Waste Management*, v. 22, p. 269 - 276.

ENVIRONMENT AGENCY (2003). **Updating the landfill leachate pollution inventory tool. R&D Technical Report** No. PI-496/TR(2). Shrewsbury, Enviros Consulting Ltd.

ESTEVES, F. A. (1998) **Fundamentos de limnologia**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Interciência. 548p.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2013) **Managing municipal solid waste - a review of achievements in 32 European countries**. Luxembourg: Publications Office of the European Union. n.2/2013

FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J. (2000) **Hidrologia: conceitos e aplicações**. 2. Ed. Fortaleza: CPRM-REFO, LABHID-UFPE.

FILHO, D. B. F. & JUNIOR, J. A. P. (2009) **Desvendando os mistério do coeficiente de correlação de Pearson (r)** .

GIERLICH, H.H. & KOLBACH, J. (1998) **Treating landfill leachate in European countries**. *Pollution Engineering*, p.10-14.

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

GIORDANO, G.; FERREIRA, J.A.; PIRES, J.C.A.; RITTER, E., CAMPOS, J.C. e ROSSO, T.C.A. (2002) **Tratamento do chorume do aterro metropolitano de Gramacho** - Rio de Janeiro -Brasil, XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental,Cancun, México.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. (2000) **Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus-BA**. In: Simposio Brasileiro de engenharia Sanitária e ambiental. Porto seguro . Brasil.

HANDBOOK. **Handbook of Chemistry and Physics**. Ed. Boca Raton : CRC Press, Inc. 2002.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2010) **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB 2008**. Rio de Janeiro, RJ.

IPT- Instituto de Pesquisas Tecnologicas/CEMPRE (2000) **Compromisso empresarial para reciclagem lixo municipal**: Manual de gerenciamento integrado. 2ª edição,São Paulo, 370p.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. (1995) **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 3ª ed., ABES, Rio de Janeiro.

JORGE, F. N.; BAPTISTI, E. ; GONÇALVES, A. (2004) **Monitoramento em Aterros Sanitários nas Fases de Encerramento e de Recuperação: desempenhos mecânicos e ambiental**. Resid'2004, Seminário sobre Resíduos Sólidos, São Paulo, SP.

Jornal Oficial da União Europeia (2008) **Diretiva nº 2008/98/CE**. Disponível em: < <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:pt:PDF> >.

LIMA, C. A. A.; MUCHA, M. S.; TELES, R. B.; CUNHA, R. (2005) **Estudos preliminares de estimativa de produção de chorume e avaliação de alternativas de tratamento** – Estudo de caso: novo aterro de Ribeirão Preto-SP. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande-MS.

LIMA, W. S. (2006) **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviado: Um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de**

Betim Minas Gerais. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

LINS, E. A. M. (2003) **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco.

LINS, E. A. M. (2011) **Avaliação de um sistema experimental para tratamento de lixiviado- Estudo de Caso.** Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco.

LIRA, S. A. (2004) **Análise de correlação: Abordagen teórica e de construção dos coeficientes com aplicações.** Dissertação de Mestrado em Ciências, Universidade Federal do Paraná.

MACIEL, F. J. (2009) **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos.** Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. 333 p.

MARIANO, M. O. H.; (2008) **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido.** Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. 243p.

MCBEAN, E.A., ROVERS, F.A. E FARQUHAR, G.J. (1995). **Solid waste landfill engineering and desing.** Engleqood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR, p. 521.

Ministério da Saúde, (2006) **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano / Ministério da Saúde,** Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília.

MENEZES, D.B. (1995) **Diagnóstico de impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos - SP, no meio físico.** 103p. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MORAIS, J. L. (2005) **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná.

MOURA, D.G. (2008) **Remoção de amônia por arraste com Ar de lixiviados de aterros sanitários**. Dissertação de Mestrado em Tecnologia de processos químicos e bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

MORAVIA, W. G. (2007) **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.

MORAVIA, W .G. (2010) **Avaliação do tratamento de lixiviaod de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Tese de Doutorado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais.

METCALF & EDDY, INC. (2003) **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4^a ed. International Edition. New York: McGraw-Hill.

OLIVEIRA, L. R. G. (2013) **Estudo das emissões de biogás em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco.

PAES, R.F.C. (2003) **Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca - PE**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande. 150 p.

PAULINO, P. M. S. (2011) **Avaliação do método de coagulação/floculação seguido de radiação gama para tratamento de lixiviados**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil , Universidade Federal de Pernambuco. 133 p.

PETERS, T.A. (1998) **Purifications of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration**. Desalination, v. 119, p. 289-293.

PIATKIEWICS, W. (2001) **A polish study: treating landfill leachate with membranes. filtration + separation**. p.22-26.

POLAZ, C. N. M. & TEIXEIRA, B. A. N. (2009) **Indicadores de Sustentabilidade para a Gestão Municipal de Resíduos Sólidos Urbanos: um estudo para São Carlos (SP)**. Engenharia Sanitária e Ambiental v.14, n. 3, p. 411 - 420.

POHLAND, F.G. & HARPER, S.R. (1986) **Critical review and summary of leachate and gas productions from landfills**. EPA/600/2-87/73. Cincinnati, USA.

PIVELI, R.P. & KATO, M.T. (2006) **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 114

QASIM, S. R., CHIANG, W.W. (1994) **Sanitary Landfill Leachate: Generation, control and treatment**. Londres, CRC Press.

RAY, C; CHAN, P.C. (1986) **Heavy metals in landfill leachate**. *International Journal of Environmental Studies*, Vol.27, p. 225-237.

ROBINSON, H. (2007). **The Composition Of Leachates From Very Large Landfills: An International Review**, June: Volume 8(1) pp. 19-32.

ROCCA, A. C. C. (1981) **Drenagem sub-superficial em aterros sanitários**. Revista de Limpeza Pública. São Paulo, v.8, n.19, p.16-27.

ROCHA, H.M. (2012) **Análise espaço-temporal das águas dos efluentes e reservatórios da UHE barra dos coqueiros em Goiás**. Dissertação de Mestrado em Geografia, Universidade federal de Goiás.

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

RODRIGUES, F.S.F. (2004) **Aplicação da ozonização e do reativo de fenton com pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 79p.

RODRIGUES, M. (2007). **Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro. Universidade Federal de Santa Catarina.** Dissertação Mestrado em Engenharia Ambiental.

SANTOS, A.F. M.S (2003) **Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do Aterro da Muribeca.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

SANTOS FILHO, D. F. (1981) **Clarificação de águas e remoção de alguns elementos indesejáveis.** Tecnologia de Tratamento de Água, Nobel S. A., São Paulo.

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

SEMAS - Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade (2012) **Plano estadual de resíduos sólidos de Pernambuco.**

SCHALCH, V. (1992) **Análise comparativa de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbica,** EE/USP, São Paulo.

SERAFIM, A. C. *et al.* (2003) **Lixiviado, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos.** In: III Fórum de Estudos Contábeis, Rio Claro.

SILVA, F. M.S. (2008) **Associação do método de precipitação química ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado no Aterro do Muribeca-PE..** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

SILVA, G. S. & JARDIM, W. F. (2007) **Aplicação do método da carga máxima total diária (CTMD) para amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP.** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L. (2004) **Treatment and detoxification of sanitary landfill leachate.** Chemosphere, v.55, n.2, p.207-214.

SISINNO C.L.S. & MOREIRA J.C. (1996) **Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do Aterro Controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil.** Cadernos de Saúde Pública, 12(4):515-523.

SOUTO G.D.B. & POVINELLI J. (2009) **Amonia stripping from landfill leachate using packed towers.** Twelfth international waste management and landfill symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

STEGMANN, R. (1983). Landfill water balance. **In international Symposium anaerobic digestion**, Boston, USA. Cambridge, p171-183.

TELLES, C.A. (2010). **Processo combinado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, COPPE, Universidade federal do Rio de Janeiro.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. (1993) **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues.** Part V. Closure, Restoration and Rehabilitation of Landfills. Ed. Irwin McGraw-Hill.

VON SPERLING, M. (1996) **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais.

ZILLMER, T. A.; VARELLA, R. F.; ROSSETE, A. A. (2007) **Avaliação de algumas características físico-químicas da água do ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina-MT.** In: Holos Environment, v.7, n.2, 125 p.

WARITH,M. SHARMA, R. (1998) **Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills.** water quality research journal of Canada, v. 33, n. 3, p. 417-37.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006) **Landfill leachate treatment methods: a review.** Environmental Chemistry. Letters, v. 4.