

AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ELETROLÍTICAS DE ELETROCOAGULAÇÃO-
ELETROFLOTAÇÃO E ELETRO-OXIDAÇÃO SEPARADAS E CONJUGADAS
APLICADAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

Amarildo de Oliveira Ferraz

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientadores: Cláudio Fernando Mahler
Achilles Junqueira Bourdot Dutra
João Paulo Bassin.

Rio de Janeiro
Abril de 2019

AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ELETROLÍTICAS DE ELETROCOAGULAÇÃO-
ELETROFLOTAÇÃO E ELETRO-OXIDAÇÃO SEPARADAS E CONJUGADAS
APLICADAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS.

Amarildo de Oliveira Ferraz

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

Prof. Cláudio Fernando Mahler, D.Sc.

Prof. Achilles Junqueira Bourdot Dutra, D.Sc.

Prof. João Paulo Bassin, D.Sc.

Profa. Isabelli Dias Bassin, D.Sc.

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

Dr. Cassiano Augusto Rolin Bernardino, D.Sc.

Prof. Marcelo de Miranda Reis, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

ABRIL DE 2019

Ferraz, Amarildo de Oliveira

Avaliação das técnicas eletrolíticas de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação separadas e conjugadas aplicadas no tratamento de lixiviados/Amarildo de Oliveira Ferraz – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2019.

XXVI, 496 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Cláudio Fernando Mahler

Achilles Junqueira Bourdot Dutra

João Paulo Bassin

Tese (doutorado) – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil, 2019.

Referências Bibliográficas: P. 326 - 405

1. Lixiviado. 2. eletrocoagulação-eletroflotação. 3. eletro-oxidação. I. Mahler, Cláudio Fernando *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III Título.

*A Deus, sempre em primeiro lugar,
A Rosana e suas filhas por tudo que fizeram em minha
vida,*

Aos meus falecidos pais Argênio Ferraz e

Penha Ferraz,

*Ao meu irmão Alan Ferraz – Autista que me ensinou a
ter muita paciência em tudo,*

*A todos que participaram de minha caminhada nessa
luta diária.*

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a Deus.

A Rosana e suas filhas meus amores incondicionais e principal motivação para a conclusão deste trabalho.

À minha falecida mãe Penha Ferraz, o aparo e a força sempre presentes na minha vida enquanto viveu.

Ao meu falecido pai Argênio Ferraz pela confiança e incentivo incansáveis.

Ao meu irmão amado Alan Ferraz por me ensinar a viver melhor.

À Rosana, minha esposa, pelo eterno apoio.

Ao colega Jônio pela ajuda nos trabalhos e conselhos amigos.

Ao colega e amigo Francesco Luigi pelos ensinamentos técnicos e conversas amigas.

Aos amigos Mário Nascinovic e Vitor Labuto pela ajuda e incentivo sempre.

À Márcia e Maria Alice pelo apoio na secretaria.

Ao Mauro Dias pelos seus trabalhos imprescindíveis na confecção dos equipamentos.

Ao Luís Carlos de Oliveira e ao Luiz Carlos Almeida pelo apoio.

Ao UniFOA – Centro Universitário de Volta Redonda e à CSN pelo apoio.

Aos alunos de IC Bernardo, Gustavo, Maria Carolina, Thayane e Gabriela pelo apoio sempre. A funcionária da CSN Fernanda de Paula Dias Cruz pela ajuda.

Aos meus orientadores Dr. Cláudio Mahler, Dr. Achilles Dutra e Dr. João Bassin pelos ensinamentos acadêmicos e, principalmente, pela confiança de vocês na realização deste trabalho.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ELETROLÍTICAS DE ELETROCOAGULAÇÃO-
ELETROFLOTAÇÃO E ELETRO-OXIDAÇÃO SEPARADAS E CONJUGADAS
APLICADAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

Amarildo de Oliveira Ferraz

Abril/2019

Orientadores: Cláudio Fernando Mahler

Achilles Junqueira Bourdot Dutra

João Paulo Bassin

Programa: Engenharia Civil

A política de resíduos sólidos tem gerado lixões ou sanitários, com produção de lixiviados por décadas, que são de difícil tratamento. Nesse trabalho avaliaram-se as técnicas eletrolíticas no tratamento dos lixiviados dos aterros BR/RJ 01, BR/RJ 02 (concentrado da nano filtração) e BR/RJ 03 (concentrado da osmose inversa); visando a remoção da demanda química de oxigênio (DQO). Nos ensaios iniciais, aplicou-se a eletrocoagulação-eletroflotação (ECF) com eletrodos de alumínio (Al) no tratamento dos lixiviados dos aterros BR/RJ 01 e BR/RJ 02, obtendo-se 50 a 64% de remoção da DQO com densidade de corrente (DC) de 30 A/m². Em uma segunda fase avaliaram-se os ensaios de eletro-oxidação (EO) com eletrodos de aço inox, titânio (Ti) e Ti dopado com óxido de rutênio (Ti-RuO₂), obtendo-se 43 a 54% de remoção da DQO com DC de 331 A/m². Em uma terceira fase, foram aplicados os processos conjugados e simultâneos em reator único (com DCs ótimas), com uso de eletrodos de Al na ECF e eletrodos de aço inox, titânio e Ti-RuO₂ na EO, tendo a ECF com eletrodos de Al e na EO eletrodos de Ti-RuO₂ a melhor remoção da DQO com 79%. Na quarta fase, utilizou-se processos conjugados e simultâneos em reatores separados (com DCs ótimas) com os eletrodos de Al na ECF e Ti-RuO₂ na EO, com remoção da DQO de 87%. No tratamento dos lixiviados, foram avaliados ainda o teor de sólidos, água e teor de metais na espuma, mostrando que os dois processos removem metais pesados do lixiviado e que a espuma da tem baixo teor de água.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

EVALUATION OF ELECTROLITICAL TECHNICS OF ELECTROFLOCCULATION-
ELECTROFLOTATION AND ELECTROOXIDATION SEPARATED AND
CONJUGATED APPLIED IN LEACHATES TREATMENT

Amarildo de Oliveira Ferraz

April/2019

Advisors: Cláudio Fernando Mahler

Achilles Junqueira Bourdot Dutra

João Paulo Bassin

Department: Civil Engineering

The current solid waste policy had generated many dumps or sanitary landfills, with leachate generation for decades that is difficult to treat due the continuous degradation of the organic matter, with considerable changes on quality in the life of the landfill. This work evaluated the electrolytic techniques applied in the treatment of the leachate of BR/RJ 01, BR/RJ 02 (nanofiltration concentrate) and BR/RJ 03 (reverse osmosis concentrate) landfills; aiming the removal of chemical oxygen demand (COD). In initial assays electrocoagulation-electroflotation (ECF) with aluminum electrodes (Al) was applied in leachate treatment of BR/RJ 01 and BR/RJ 02 landfills, obtaining 50 to 64% of COD removal with best current density (CD) of 30 A/m². In a second phase applying electro-oxidation (EO) assays with stainless steel (SS), titanium (Ti) and titanium doped with ruthenium oxide (Ti-RuO₂) electrodes, yielding 43 to 54% of COD removal with best CD of 331 A/m². In a third phase, conjugated and simultaneous processes were applied in a single reactor with best CDs, with Al electrodes in ECF and EO with SS, Ti and Ti-RuO₂ electrodes, showing that ECF with Al electrodes and EO with Ti-RuO₂ electrodes yield the best COD removal of 79%. In the fourth phase, conjugated and simultaneous processes were applied with the best CDs in separate reactors with Al electrodes in ECF and Ti-RuO₂ in EO, with COD removal of 87%. In all process's solids, water and metals content in the scum were also evaluated, showing that both processes remove heavy metals and generated scum have low content of water.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	01
2. PRINCIPAIS OBJETIVOS E INOVAÇÕES DA PESQUISA REALIZADA	05
2.1 Objetivo geral.....	05
2.2 Objetivos específicos.....	05
2.3 Inovações relacionadas com a pesquisa realizada.....	06
2.4 Contexto ambiental relacionado aos estudos	06
3. REVISÃO BIBLIOGRAFICA.....	13
3.1 Resíduos Sólidos	13
3.1.1 Tratamento e disposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU)	17
3.1.1.1 Vazadouro a céu aberto.....	19
3.1.1.2 Vazadouro controlado.....	19
3.1.1.3 Aterro sanitário.....	20
3.2 A geração dos lixiviados e sua complexidade	23
3.2.1 Informações gerais	23
3.2.2 Características dos lixiviados de aterros.....	25
3.3 Processos mais utilizados no tratamento de lixiviados	46
3.3.1 Informações gerais.....	46
3.3.2 Processos de tratamento biológico.....	57
3.3.3 Processos de tratamento físico-químicos.....	59
3.3.4 Processos eletroquímicos aplicados a lixiviados.....	61
3.3.4.1 Informações básicas sobre eletroquímica.....	61
3.3.4.2 Processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de águas, efluentes e lixiviados.....	62
3.3.4.3 Processo de eletro-oxidação no tratamento de efluentes e lixiviados.....	105
3.3.4.4 Processo de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados.....	129
3.3.4.5 Processo de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados e simultâneos.....	130
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	131
4.1 Coleta dos lixiviados.....	131
4.2 Caracterização dos lixiviados e monitoramento durante os ensaios	135
4.3 Sistema de simulação da eletrocoagulação-eletroflotação com uso do Potenciostato.....	137
4.4 Sistemas de reatores utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-	

eletroflotação e eletro-oxidação, separados e conjugados.....	139
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	159
5.1 Caracterização dos lixiviados utilizados nos ensaios	159
5.2 Resultados dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação.....	161
5.3 Resultados dos ensaios de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01.....	275
5.4 Resultados dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em único reator e em reatores separados.....	296
5.5 Estudo geral sobre a secagem e conteúdo de metais da escuma nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.....	308
5.6 Comentários sobre o estado atual das pesquisas e informações sobre os processos eletroquímicos e os ensaios realizados.....	313
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	321
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	325
APÊNDICE A - Informações complementares sobre sistemas de tratamento biológico aplicados a lixiviados	406
APÊNDICE B - Tratamento físico-químico, coagulação, floculação, flotação e tratamento combinado aplicados a lixiviados	446
APÊNDICE C - Informações básicas sobre eletroquímica	488

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Valores de DQO e DBO indicativos da tratabilidade de um efluente.....	10
Figura 3.1. Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares do Município do Rio de Janeiro em 2012: matéria orgânica, recicláveis e outros componentes.....	16
Figura 3.2. Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares do Município do Rio de Janeiro em 2012: outros componentes.....	16
Figura 3.3. Porcentagem diária de resíduos sólidos domiciliares ou públicos por unidade de destino dos resíduos sólidos no Brasil em 2015.....	17
Figura 3.4. Formas de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos nos Estados Unidos.....	18
Figura 3.5. Formas de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos em países da Europa em 2010.....	18
Figura 3.6. Balanço hídrico em um aterro sanitário.....	26
Figura 3.7. Fases do metabolismo microbiano na degradação anaeróbia.....	29
Figura 3.8. Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros.....	29
Figura 3.9. Parâmetros de decisão na seleção do tipo de tratamento dos lixiviados..	47
Figura 3.10. Esquema mostrando os mecanismos típicos dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação.....	69
Figura 3.11. Diagrama de predominância das espécies alumínio em solução....	76
Figura 3.12. Esquema que ilustra o processo de eletro-oxidação direta e indireta....	109
Figura 3.13. Esquema que ilustra a representação esquemática da oxidação eletroquímica de compostos orgânicos sobre ânodos de óxidos metálicos (MO_x), formando superóxidos (MO_{x+1})	110
Figura 3.14. Esquema que ilustra de forma completa os processos de oxidação anódica direta e indireta.....	113
Figura 4.1. Foto mostrando a lagoa de acumulação de lixiviado do aterro BR/RJ 01	133
Figura 4.2. Foto da ETE do aterro BR/RJ 02.....	134
Figura 4.3. Foto do reator eletroquímico do aterro BR/RJ 02.....	134
Figura 4.4. Sistema de tratamento do aterro BR/RJ 03, por osmose inversa.....	135
Figura 4.5. Sistema utilizado na simulação preliminar com potenciostato.....	138
Figura 4.6. Reator de maior dimensão montado em chapas de acrílico de 4,0 mm e eletrodos de Al.....	140
Figura 4.7. Detalhes do reator de maior dimensão e seus compartimentos.....	140
Figura 4.8. Placa de alumínio usada como eletrodo nos reatores de eletrocoagulação-eletroflotação.....	141

Figura 4.9. Detalhes do reator de maior dimensão usado para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada.....	141
Figura 4.10. Esquema de disposição dos eletrodos no interior do reator maior dimensão.....	142
Figura 4.11. Reator de maior dimensão (7,0 L) e a conexão dos eletrodos no seu interior.....	142
Figura 4.12. Reator de maior dimensão utilizado nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação durante o tratamento do lixiviado da nano filtração..	143
Figura 4.13. Reator de menor dimensão utilizado nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, ensaios de eletro-oxidação e ensaios dos processos conjugados e simultâneos.....	143
Figura 4.14. Reatores de menor dimensão (4,1 L), utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, ensaios de eletro-oxidação e ensaios conjugados e simultâneos.....	144
Figura 4.15. Reator maior nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação.....	144
Figura 4.16. Reatores menores nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação....	145
Figura 4.17. Placas com os eletrodos de Ti/RuO ₂ - Ti/RuO ₂ (ânodo – cátodo)	146
Figura 4.18. Placas de Ti/RuO ₂ - Ti/RuO ₂ , no reator para o processo de eletro-oxidação.....	146
Figura 4.19. Placa com os eletrodos de Ti/RuO ₂ - Ti (ânodo – cátodo).....	147
Figura 4.20. Placa com os eletrodos de Ti/RuO ₂ – Ti, no reator para o processo de eletro-oxidação.....	147
Figura 4.21. Placa com os eletrodos de Ti/RuO ₂ -Inox (ânodo – cátodo).....	148
Figura 4.22. Placa com os eletrodos de Ti/RuO ₂ – Inox, no reator para o processo de eletro-oxidação.....	148
Figura 4.23. Ensaio típico de eletro-oxidação com uso dos reatores menores.....	149
Figura 4.24. Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (Ti/RuO ₂ - Ti/RuO ₂)	149
Figura 4.25. Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (Ti/RuO ₂ – Inox).....	150
Figura 4.26. Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (Ti/RuO ₂ – Ti)	150
Figura 4.27. Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator.....	151
Figura 4.28. Reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator.....	151

Figura 4.29. Reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos com reatores separados.....	153
Figura 4.30. Reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, com ensaios combinados e simultâneos (reatores separados)	153
Figura 4.31. Fluxograma típico dos ensaios nos reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.....	155
Figura 4.32. Fluxo geral dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.....	158
Figura 5.1. Ataque corrosivo na placa de Al no ensaio com solução de NaCl 0,1 mol/L.....	162
Figura 5.2. Ensaio com potenciostato realizado com o lixiviado do aterro BR/RJ 01.....	163
Figura 5.3. Ataque corrosivo na placa de Al no ensaio com lixiviado.....	164
Figura 5.4. Ataque corrosivo por “ <i>pitting</i> ”, na placa de Al no ensaio com lixiviado...	164
Figura 5.5. Imagens mostrando a precipitação nas placas dos eletrodos nos ensaios.....	165
Figura 5.6. Curva dos estudos preliminares com lixiviado em varredura de -2 a +2 V com o Al como cátodo.....	165
Figura 5.7 - Curva dos estudos preliminares com lixiviado em varredura de -2 a +2 V com o Al como ânodo.....	166
Figura 5.8. Superfície do ânodo e cátodo de Al ampliada pelo MEV.....	167
Figura 5.9. Imagem do ânodo, com escolha das superfícies a serem avaliadas (EDS).....	168
Figura 5.10. Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do teste com potenciostato.....	168
Figura 5.11. Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do teste com potenciostato.....	169
Figura 5.12. Imagem do cátodo, com escolha das partes a serem avaliadas (EDS).....	169
Figura 5.13. Compostos característicos do processo no cátodo de alumínio (EDS) no fim do teste com potenciostato.....	170
Figura 5.14. Processo de eletrocoagulação-eletroflotação no primeiro ensaio preliminar.....	171
Figura 5.15. Ciclo do processo do início do processo até as nove horas de ensaio.	172
Figura 5.16. Condições do reator de eletrocoagulação-eletroflotação com 12 e 18 horas.....	173
Figura 5.17. Coleta das amostras durante o processo eletrocoagulação-	

eletroflotação.....	174
Figura 5.18. Variação da DQO e eficiência de remoção no primeiro ensaio preliminar (ENSAIO P 01)	176
Figura 5.19. Variação da DQO e eficiência de remoção no segundo ensaio preliminar (ENSAIO P 02)	177
Figura 5.20. Estado dos eletrodos após os ensaios.....	178
Figura 5.21. Placa de alumínio do ânodo antes do processo de eletrocoagulação-eletroflotação.....	178
Figura 5.22. Mostra a superfície do ânodo e cátodo após nove horas de eletrocoagulação-eletroflotação.....	179
Figura 5.23. Ilustração da conexão no eletrodo de Al e as conexões completas no reator do ENSAIO 01.....	180
Figura 5.24. Ilustração do primeiro ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação.....	181
Figura 5.25. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 01.....	185
Figura 5.26. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 01.....	185
Figura 5.27. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 01.....	186
Figura 5.28. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 01.....	186
Figura 5.29. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 01.....	187
Figura 5.30. Cátodo e Ânodo no fim do ENSAIO 01.....	187
Figura 5.31. Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 01.....	188
Figura 5.32. Ilustração da fase inicial do segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 02)	189
Figura 5.33. Ilustração da fase final do segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 02)	190
Figura 5.34. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 02.....	193
Figura 5.35. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 02.....	193
Figura 5.36. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 02.....	194
Figura 5.37. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 02.....	194
Figura 5.38. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 02.....	195
Figura 5.39. Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 02.....	196
Figura 5.40. Fotomicrografia do ânodo de alumínio no fim do ENSAIO 02 (EDS imagem ampliada 300X)	196
Figura 5.41. Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 02.....	197
Figuras 5.42. Ilustração da fase inicial do terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 03)	198

Figura 5.43. Ilustração da fase final do terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 03)	199
Figura 5.44. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 03.....	202
Figura 5.45. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 03.....	202
Figura 5.46. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 03.....	203
Figura 5.47. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 03.....	203
Figura 5.48. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 03.....	204
Figura 5.49. Cátodo e Ânodo no fim do ENSAIO 03.....	204
Figura 5.50. Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 03.....	205
Figura 5.51. Fotomicrografia do ânodo de alumínio no fim do ENSAIO 03 (EDS imagem ampliada 300X)	206
Figura 5.52. Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 03.....	206
Figura 5.53. Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 03 (continuação).....	207
Figura 5.54. Ilustração da fase inicial do quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 04)	208
Figuras 5.55. Ilustração da fase final do quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 04)	209
Figura 5.56. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 04.....	213
Figura 5.57. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 04.....	213
Figura 5.58. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 04.....	214
Figura 5.59. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 04.....	214
Figura 5.60. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 04.....	215
Figura 5.61. Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 04.....	216
Figura 5.62. Fotomicrografia do ânodo de alumínio no fim do ENSAIO 04 (EDS imagem ampliada 300X)	216
Figura 5.63. Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 04.....	217
Figura 5.64. Ilustração do quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 05)	218
Figura 5.65. Ilustração do final do quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 05)	219
Figura 5.66. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 05.....	222
Figura 5.67. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 05.....	222
Figura 5.68. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 05.....	223
Figura 5.69. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 05.....	223

Figura 5.70. Eficiência de remoção da DQO para densidade de corrente de 22,5 A/m ² (ENSAIOS P 01 e P 02)	227
Figura 5.71. Eficiência de remoção de DQO para densidade de corrente de 43,87 A/m ² (ENSAIOS 01, 02 e 03)	228
Figura 5.72. Eficiência de remoção da DQO para densidade de corrente de 65,81 A/m ² (ENSAIOS 04 e 05)	229
Figura 5.73. Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01, 02, 03, 04 e 05).....	230
Figura 5.74. Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 1 hora (todos os ensaios anteriores)	232
Figura 5.75. Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 2 horas (todos os ensaios anteriores)	232
Figura 5.76. Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 3 horas (todos os ensaios anteriores)	233
Figura 5.77. Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 4 horas (todos os ensaios anteriores)	233
Figura 5.78. Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 5 horas (todos os ensaios anteriores)	234
Figura 5.79. Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 6 horas (todos os ensaios anteriores)	234
Figuras 5.80. Diferença da temperatura do reator e o ar no fim dos ensaios (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05)	235
Figuras 5.81. Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05)	235
Figuras 5.82. Consumo de energia/m ³ efluente vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05)	236
Figuras 5.83. Consumo de energia/g DQO vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05)	236
Figura 5.84. Teor de sólidos e água na espuma flotada nos cinco primeiros ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01	237
Figura 5.85. Ilustração do primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 06)	239
Figura 5.86. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 06	242
Figura 5.87. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 06	243
Figura 5.88. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 06	243
Figura 5.89. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 06	244
Figura 5.90. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 06	244

Figura 5.91. Ilustração do primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 07)	245
Figura 5.92. Variação da condutividade e pH no ENSAIO 07.....	248
Figura 5.93. Variação da corrente e tensão no ENSAIO 07.....	248
Figura 5.94. Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 07.....	249
Figura 5.95. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 07.....	249
Figura 5.96. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 07.....	250
Figura 5.97. Teor de sólidos e água na espuma flotada nos sete primeiros ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01 e BR/RJ 02	251
Figuras 5.98. Diferença da temperatura do reator e o ar no fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07)	251
Figuras 5.99. Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07)	252
Figuras 5.100. Consumo de energia/m ³ efluente vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07)	252
Figuras 5.101. Consumo de energia/g DQO vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01 a 07)	253
Figura 5.102. Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07)	253
Figura 5.103. Ilustração dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 08, 09 e 10)	256
Figura 5.104. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 08	258
Figura 5.105. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 09	259
Figura 5.106. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 10	259
Figura 5.107. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 08	260
Figura 5.108. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 09	260
Figura 5.109. Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 10	261
Figura 5.110. Variação da condutividade e pH nos ENSAIO 08, 09 e 10	261
Figura 5.111. Variação da corrente e tensão nos ENSAIO 08, 09 e 10	262
Figura 5.112. Variação da temperatura ambiente e do reator nos ENSAIO 08, 09 e 10	262
Figura 5.113. Ilustração dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 11 e 12)	265
Figura 5.114. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 11	266
Figura 5.115. Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 12	267
Figura 5.116. Variação da temperatura ambiente e do reator nos ENSAIO 11 e 12	267

Figura 5.117. Variação da turbidez e pH no ENSAIO 11	268
Figura 5.118. Variação da turbidez e pH no ENSAIO 12	268
Figura 5.119. Variação da condutividade, corrente e tensão nos ENSAIOS 11 e 12	269
Figura 5.120. Teor de sólidos e água na espuma flotada (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12)	272
Figuras 5.121. Diferença da temperatura do reator e o ar no fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12)	272
Figuras 5.122. Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12)	273
Figuras 5.123. Consumo de energia/m ³ efluente vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12)	273
Figuras 5.124. Consumo de energia/g DQO vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12)	274
Figura 5.125. Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12)	274
Figura 5.126. Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS 13 a 27)	276
Figura 5.127. Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 15 – melhor ensaio com Reator 3, 2 A, 331 A/m ²)	277
Figura 5.128. Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS 13 a 27)	286
Figura 5.129. Eficiência de remoção da DQO em função da temperatura do meio reacional (ENSAIOS 13 a 27)	287
Figuras 5.130. Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios eletro-oxidação (ENSAIOS 13 a 27)	287
Figuras 5.131. Diferença da temperatura do reator e do ar no fim dos ensaios eletro-oxidação (ENSAIOS 13 a 27)	288
Figura 5.132. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 13)	288
Figura 5.133. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 14)	289
Figura 5.134. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 16)	289
Figura 5.135. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 17)	290
Figura 5.136. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	

para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 19)	290
Figura 5.137. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 20)	291
Figura 5.138. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 26)	291
Figura 5.139. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 25)	292
Figura 5.140. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 27)	292
Figura 5.141. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 24)	293
Figura 5.142. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 18)	293
Figura 5.143. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 15)	294
Figura 5.144. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 21)	294
Figura 5.145. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 23)	295
Figura 5.146. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação	
para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 22)	295
Figura 5.147. Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação e	
eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em	
reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS 28 a 30)	296
Figura 5.148. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de	
eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em	
reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 28)	300
Figura 5.149. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de	
eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em	
reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 29)	301
Figura 5.150. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de	
eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em	
reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 30)	301
Figura 5.151. Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação e	
eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em	
reatores separados com lixiviados dos aterros BR/RJ 01, BR/RJ 02	
e BR/RJ 03 (ENSAIOS 31 a 33)	303

Figura 5.152. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 31)	305
Figura 5.153. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 03 (ENSAIO 32)	305
Figura 5.154. Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 33)	306
Figura 5.155. Variação do percentual de água e de sólidos em todos os ensaios eletrolíticos	310
Figura 5.156. Variação da concentração de Al na espuma flotada	312
Figura 5.157. Variação da concentração de estanho (Sn) na espuma flotada	313

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Características de biodegradabilidade de aterros em função da idade ...	09
Tabela 2.2. Características de lixiviados de alguns aterros brasileiros (média (mín-máx))	11
Tabela 3.1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil em 2008	15
Tabela 3.2. Fases de degradação dos resíduos sólidos	28
Tabela 3.3. Faixas de concentrações de alguns poluentes obtidas a partir da caracterização de lixiviados durante as fases de estabilização biológica	33
Tabela 3.4. Características do lixiviado em função da idade do aterro	34
Tabela 3.5. Concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários ...	35
Tabela 3.6. Variação da Composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros (25 aterros em 9 estados brasileiros)	42
Tabela 3.7. Variação da composição de metais dos lixiviados gerados em aterros no Brasil (valores médios e faixa)	43
Tabela 3.8. Estabilidade do aterro em função da relação DBO ₅ /DQO	44
Tabela 3.9. Classificação típica de lixiviados de aterros sanitários de acordo com a idade	45
Tabela 3.10. Composição de diferentes tipos de lixiviado de aterro	45

Tabela 3.11. Efetividade dos sistemas de tratamento na remoção de alguns constituintes dos lixiviados	50
Tabela 3.12. Principais técnicas de tratamento físico-químico e químico	52
Tabela 3.13. Principais técnicas de tratamento biológico	53
Tabela 3.14. Principais técnicas de tratamento avançado	54
Tabelas 3.15. Exemplos de sistemas de tratamento de lixiviados utilizados em algumas cidades brasileiras	55
Tabela 3.16. Comparativo entre sistemas aeróbios e anaeróbios	58
Tabela 3.17. Ordem decrescente de facilidade de descarga de cátions e Ânions	66
Tabela 3.18. Tamanho de bolhas a diferentes densidades de corrente e materiais de eletrodos	79
Tabela 3.19. Estudos com aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em lixiviados.....	103
Tabela 3.20. Potencial de oxidação de agentes oxidantes típicos	111
Tabela 3.21. Classificação algumas das características dos eletrodos	115
Tabela 3.22. Estudos com aplicação do processo de eletro-oxidação em lixiviados	126
Tabela 4.1. Métodos analíticos utilizados na caracterização dos lixiviados e avaliação dos ensaios	137
Tabela 4.2. Dados e numeração relativa a cada ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação	156
Tabela 4.3. Dados e numeração relativa a cada ensaio de eletro-oxidação	157
Tabela 4.4. Dados e numeração relativos a cada ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reator único e reatores separados	158
Tabela 5.1. Caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 01 e comparação com a atual legislação para descarte de lixiviado tratado no corpo receptor	159
Tabela 5.2. Caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 02 e comparação com a atual legislação para descarte de lixiviado tratado no corpo receptor	160
Tabela 5.3. Caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 03 e comparação com a atual legislação para descarte de lixiviado tratado no corpo receptor	161
Tabela 5.4. Dados relativos ao ensaio preliminar realizado (ENSAIO P 01)	174
Tabela 5.5. Especificação da espuma flotada e lodo decantado (ENSAIO P 01)	175

Tabela 5.6. Dados do primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 01)	182
Tabela 5.7. Dados do segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 02)	191
Tabela 5.8. Dados do terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 03)	200
Tabela 5.9. Dados do quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 04)	210
Tabela 5.10. Dados do quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 05)	220
Tabela 5.11. Avaliação dados de remoção da DQO em função do tempo de reação dos ENSAIOS P 01 e P 02	227
Tabela 5.12. Avaliação dados de remoção da DQO em função do tempo de reação dos ENSAIOS 01, 02 e 03	228
Tabela 5.13. Avaliação dados de remoção da DQO em função do tempo de reação dos ENSAIOS 04 e 05	229
Tabela 5.14. Dados do sexto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 06)	240
Tabela 5.15. Dados do sétimo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 07)	246
Tabela 5.16. Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 08)	257
Tabela 5.17. Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 09)	257
Tabela 5.18. Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 10)	258
Tabela 5.19. Teor de sólidos e água na espuma flotada no final dos ensaio 08, 09 e 10	263
Tabela 5.20. Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 11)	265
Tabela 5.21. Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 12)	266
Tabela 5.22. Teor de sólidos e água na espuma flotada no final dos ensaio 11 e 12	269
Tabela 5.23. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 13)	278
Tabela 5.24. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2	

com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 14)	278
Tabela 5.25. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 15)	278
Tabela 5.26. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 16)	279
Tabela 5.27. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 17)	279
Tabela 5.28. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 18)	279
Tabela 5.29. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 19)	280
Tabela 5.30. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 20)	280
Tabela 5.31. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 21)	280
Tabela 5.32. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 22)	281
Tabela 5.33. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 23)	281
Tabela 5.34. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 24)	281
Tabela 5.35. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 25)	282
Tabela 5.36. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 26)	282
Tabela 5.37. Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 27)	282
Tabela 5.38. Dados do ensaio de eletro-oxidação para os reatores com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS com corrente elétrica de 1,0 e 1,5 A)	283
Tabela 5.39. Dados do ensaio de eletro-oxidação para os reatores com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS com corrente elétrica de 2,5 e 3,0 A)	285
Tabela 5.40. Dados do ensaio de eletro-oxidação para os reatores com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS com corrente elétrica de 2,0 A)	286
Tabela 5.41. Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-	

eletroflotação combinados e simultâneos em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 28)	298
Tabela 5.42. Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação- eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 29)	298
Tabela 5.43. Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação- eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 30)	299
Tabela 5.44. Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação- eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 31)	303
Tabela 5.45. Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação- eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 03 (ENSAIO 32)	304
Tabela 5.46. Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação- eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 33)	304
Tabela 5.47. Dados sobre secagem da espuma dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação de todos os ensaios	309
Tabela 5.48. Dados sobre metais na espuma dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação nos principais ensaios	311
Tabela 5.49. Número do ensaio e dados de concentração de metais na espuma flotada	312

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública
a	Área específica do eletrodo (m^2/m^3)
AOX	Compostos orgânicos halogenados
AH	Ácido Húmico
Al	Alumínio
AGV	Ácidos graxos voláteis
BR/RJ 01	Primeiro aterro onde o lixiviado foi estudado
BR/RJ 02	Segundo aterro onde o lixiviado foi estudado
BR/RJ 03	Terceiro aterro onde o lixiviado foi estudado
DDB	Eletrodo de diamante dopado com boro

C	Coulomb (unidade de medida da carga elétrica)
CA	Carvão ativado
CAP	Carvão ativado em pó
CAG	Carvão ativado granular
CL ₅₀	Concentração letal média
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana
COT	Carbono Orgânico Total (mg/L)
C _p	Capacidade calorífica da solução (J/m.K)
CSN	Companhia Siderúrgica Nacional
CSTR	Reator contínuo de mistura completa
CTR	Central de tratamento de resíduos
CETREL	Central de Tratamento de resíduos de Camaçari
Da	Medida de massa definida como 1/12 da massa de um átomo de carbono-12
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio – 5 dias (mg/L)
DC	Densidade de corrente (A/m ²)
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
E	Potencial de eletrodo em relação a qualquer eletrodo de referência (V)
E°	Potencial de eletrodo reversível, em relação ao mesmo eletrodo de referência (V)
Eh-pH	Diagrama do potencial em função do pH
E _v	Consumo de energia específico (W.h/m ³ efluente)
E _g	Consumo de energia específico (W.h/g DQO)
EC	Eficiência de corrente
ECF	Eletrocoagulação-eletroflotação
EO	Eletro-oxidação
ER	Eficiência de Remoção
ETE	Estação de tratamento de efluentes
FAD	Flotação por ar dissolvido
F	Constante de Faraday (96500 C/mol)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
I	Corrente elétrica (A)
ICP	Espectrometria de emissão atômica por plasma com acoplado indutivamente
INEA	Instituto do Meio Ambiente

K	Constante de hidrólise
m	Massa da substância (g)
M	Peso atômico molecular (g/mol)
MBR	Reator biológico de membrana
MBBR	Reator biológico de leito móvel
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
EDS	espectroscopia de energia dispersiva
MF	Microfiltração
n	Número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução
NBR	Norma Técnica Brasileira
NF	Nano filtração
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)
MF	Método Feema
MMA	Ministério do Meio Ambiente
M	Concentração Molar (mol/L)
NTU	Unidade de turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
OI	Osmose Inversa
pH	Potencial de Hidrogeniônico (adimensional)
PPT	Precipitado
PtCo	Medida de cor (platina – cobalto)
POA	Processo Oxidativo Avançado
PTFE	Tetrafluoretileno
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
Q	Calor (kW.h.m ⁻³)
Q'	Fluxo de calor (W)
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
R _{st}	Rendimento espaço-tempo (g/s)
s	Segundos
SBR	Reator de batelada sequencial
AnSBR	Reator de batelada sequencial anaeróbio
SH	Substâncias Húmicas
Sn	Estanho
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)
SSF	Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)
SS	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)

SS	Aço Inoxidável
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
ST	Sólidos Totais (mg/L)
STF	Sólidos Totais Fixos (mg/L)
STV	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)
SV	Sólidos voláteis (mg/L)
TDH	Tempo de detenção hidráulico (dias)
TRH	Tempo de retenção hidráulico (dias)
Ti	Titânio
TiRuO ₂	Titânio dopado com óxido de rutênio
UASB	<i>Up flow Anaerobic Sludge Blanket Reactors</i>
UV	Radiação Ultravioleta
US	Ultrassom
UF	Ultrafiltração
US EPA	Agência de meio ambiente dos Estados Unidos da América
UT	Unidade de turbidez
U _{tn}	Tensão termoneutra (V)
V	Tensão (V)
Y ₀	Potencial de superfície (V)
Y _d	Potencial de Stem (V)
z	Número de cargas da reação no eletrodo (-)
Z	Potencial Zeta (mV)
η	Sobre tensão (V)
ΔH	Varição da entalpia da reação (KJ/mol)
ΔS°	Varição da entropia da reação (KJ/mol)
ΔT	Diferença entre as temperaturas final e inicial do efluente (°C)
ΔU	Diferença entre a tensão da célula e a tensão termoneutra (V)

1- INTRODUÇÃO

Em julho de 2010, foi assinada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010), que, após uma longa espera, de aproximadamente 10 anos em tramitação no congresso, anunciou uma nova fase de compreensão e atitudes frente ao problema de geração e disposição de resíduos sólidos. Essa política e a legislação que dela advém deveriam nortear o presente e o futuro da disposição de resíduos das cidades e entidades privadas em nosso país.

No Brasil, apenas recentemente os aterros sanitários têm sido utilizados como principal forma de disposição final de resíduos sólidos. Segundo levantamentos atuais (SNIS, 2015; SINIS, 2017; ABRELPE, 2018) nos municípios brasileiros menores, ainda predomina a disposição direta dos resíduos no solo, os conhecidos “lixões” ou vazadouros a céu aberto, que não têm qualquer consideração quanto à proteção do meio ambiente e à saúde humana, ou ainda vazadouros controlados, como uma tentativa de transformar os antigos vazadouros a céu aberto em sistemas mais controlados, mesmo sem solucionar o passivo ambiental do passado. Essa disposição, em vazadouros a céu aberto, ocorre em função da falta de recurso das cidades, e de interesse dos prefeitos e suas equipes no tema, uma vez que aterros sanitários e política correta de coleta, tratamento e disposição de resíduos geram poucos votos. Dados de 2017 levantados pelos SINIS, informavam que no Brasil 2052 municípios enviaram os resíduos para aterro teoricamente sanitário, 601 municípios enviaram os resíduos para vazadouros parcialmente controlados e 1071 municípios enviaram os resíduos para vazadouros, sendo que 1846 municípios não informaram ao Ministério das Cidades o destino de seus resíduos, ou seja, provavelmente o total de municípios que enviaram seus resíduos para vazadouros em 2017 pode ter chegado a 2917 municípios.

Já em 1954 a lei nº 2312, regulamentada pelo decreto 29.974-A de 1961, definia que os resíduos sólidos urbanos não poderiam ser destinados a locais que pudessem trazer prejuízos à saúde humana. Naquela época já havia um direcionamento para a destinação ambientalmente correta dos resíduos sólidos urbanos. Essa proibição foi reforçada em 1981 pela Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981) e em 2007 pela Política Nacional de Saneamento Básico (Lei 11.445/2007). A Política Nacional de Resíduos Sólidos de 2010 foi mais direta e definiu sobre o fechamento dos vazadouros, sendo determinado o encerramento desta prática em todos os locais que abrigam tal forma de disposição no Brasil até o ano de 2014, porém muitos

municípios não o fizeram até a atualidade, pois ainda não “têm” condições de atender essa exigência.

A determinação do fechamento de todos os vazadouros criou uma demanda nova para os especialistas e para a sociedade interessada no futuro e nas possibilidades de utilização destas áreas a muitos anos destinadas ao recebimento de resíduos sem nenhuma segregação ou tratamento. A política antes comentada, em função de ponderar sobre uma “destinação economicamente viável”, acaba por estimular a destinação dos resíduos sólidos urbanos para aterros, como aconteceu no Estado do Rio de Janeiro, onde os planos de manejo de resíduos de boa parte dos municípios direcionaram os seus resíduos urbanos para os aterros sanitários e vazadouros controlados, sendo que ainda existem várias pequenas cidades que enviam seus resíduos para vazadouros.

O atendimento às novas exigências demandadas compreende mudanças nas práticas atuais de disposição e intensifica a necessidade de tratamento ambientalmente adequado dos resíduos, mesmo considerando os aterros sanitários como os seus destinos. Uma segregação simplificada dos resíduos orgânicos, evitando que os mesmos sejam dispostos em aterros ainda não tem uma fácil aceitação pelos gestores das cidades. Esse manejo, porém, como uma simples compostagem dos resíduos, já evitaria grande parte da poluição ambiental e prejuízos causados pelos aterros.

No Brasil, mais de metade, em peso, dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), é composto por matéria orgânica (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; MORAVIA, 2010; SOUZA, 2012). O processo de decomposição dessa matéria orgânica gera gases com potencial de contaminação do ar e um lixiviado líquido de difícil biodegradabilidade e elevado potencial de contaminação do solo, das águas subterrâneas e dos corpos hídricos próximos aos aterros. Pelos motivos antes expostos, esse lixiviado necessita ser coletado e tratado, só devendo ser descartado em corpos receptores se as suas características físico-químicas estiverem de acordo com a legislação ambiental vigente.

Devido à sua composição, são poucos e onerosos os tratamentos capazes de enquadrar os lixiviados na legislação ambiental e geralmente envolvem a combinação de processos físicos, químicos, biológicos e processos avançados, assim como o uso de membranas de ultrafiltração ou osmose inversa (GIORDANO, 2003; MORAVIA, 2010).

Os processos biológicos são pouco eficientes no tratamento de lixiviados de aterros antigos, com alto nível de recalcitrância (JARDIM & CANELA, 2004; ANGLADA *et al.*, 2010; AMOR *et al.*, 2015). Os processos físico-químicos tradicionais também apresentam baixa eficiência de tratamento para os casos de aterros antigos e novos. Nesses casos tem se desenvolvido processos físico-químicos avançados com oxidação enérgica (processos oxidativos avançados) que têm maior eficiência, diminuindo a recalcitrância dos lixiviados. Esses processos avançados em combinação com processos biológicos, melhoram a eficiência do sistema de tratamento (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASTILHOS JR., 2003; METCALF & EDDY, 2003; MORAVIA, 2010; NASCENTES, 2013).

O emprego de tecnologias eletroquímicas no tratamento de esgotos sanitários, efluentes de curtume, efluentes de fábrica de papel, efluentes de indústrias têxteis, lixiviados, dentre outros, tem se mostrado promissor (CHEN, 2004; KOBAYA *et al.*, 2003; JEREMI & KUCHARSKA, 2011; KATAL. & PAHLAVANZADEH, 2011; JOTIN *et al.*, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; FAJARDO *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2015; MAJLESI *et al.*, 2015; MOUSSA *et al.*, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; HUDA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017).

Nos dias de hoje, o foco das pesquisas está no desenvolvimento de novas tecnologias tal como os processos eletrolíticos e fotocatalíticos ou aprimoramento das técnicas já existentes para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Processos mais modernos foram desenvolvidos, tais como os processos biológicos avançados, processos oxidativos avançados, entre outros, visando reduzir o espaço físico, os custos e o tempo de tratamento, aumentando ao mesmo tempo a eficiência do sistema com um menor custo e maior simplicidade (RENOU *et al.*, 2008; FERNANDES *et al.*, 2015; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; RATHNAYAKE & HERATH, 2018).

Dentro desta temática, justifica-se o presente trabalho, que possui como premissa um estudo mais aprofundado da tecnologia de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, separados e conjugados de forma simultânea no tratamento de lixiviados.

Dentre as inovações que a pesquisa em questão, com a aplicação dos processos eletrolíticos no tratamento de lixiviados brutos e concentrados, apresenta, pode-se mencionar: conhecimento aprofundado sobre o espessamento do lodo (escuma) na aplicação dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação,

avaliação do impacto da densidade de corrente na temperatura do meio reacional para os processos em questão, informações sobre a especiação dos metais na espuma flotada nos processos estudados, avaliação da eficiência dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação frente a lixiviados e avaliação da eficiência na remoção da matéria orgânica (representada pela DQO) para os processos de eletrocoagulação-eletroflotação (ECF) e eletro-oxidação (EO) em conjunto e simultâneos, em reator único e reatores separados.

Breve Histórico relativo à tese e seu conteúdo principal

O desenvolvimento do tema iniciou-se após realização de trabalhos voltados ao estudo de efluentes de laticínios e lixiviados, intitulados:

- ✚ Projeto de processo para tratamento de lixiviado proveniente de aterro sanitário;
- ✚ Estudo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes de laticínios;
- ✚ Avaliação para previsão do volume de lixiviado gerado em aterro, um estudo piloto;
- ✚ Estudo preliminar de eletrocoagulação-eletroflotação de lixiviados;
- ✚ Tratabilidade de lixiviado por processos oxidativos avançados;
- ✚ Novas tecnologias para tratamento de lixiviados;
- ✚ Estudo da tratabilidade de lixiviados por eletroflotação e processo oxidativo avançado com reagente de Fenton.

Os trabalhos anteriormente mencionados, apenas preliminares e em parte teóricos, despertaram a necessidade de estudos aprofundados para o tratamento dos lixiviados, aplicando as tecnologias eletroquímicas. Os aprofundamentos foram realizados com a cooperação de professores do PEC (Programa de Engenharia Civil), PEQ (Programa de Engenharia Química) e PEMM (Programa de Engenharia Metalúrgica e de Materiais). A tese contém no capítulo 1 uma introdução na problemática de geração de resíduos e tratamento de lixiviados, o capítulo 2 fala dos objetivos e inovações da pesquisa, o capítulo 3 descreve os principais sistemas de tratamento de lixiviados. O capítulo 4 mostra os materiais e métodos utilizados nos ensaios, o capítulo 5 descreve todos os dados obtidos nos estudos, o capítulo 6 faz as conclusões e recomendações e no capítulo 7 tem-se a bibliografia. Os apêndices ao final complementam a revisão bibliográfica do capítulo 3.

2. PRINCIPAIS OBJETIVOS E INOVAÇÕES DA PESQUISA REALIZADA

2.1 Objetivo geral

- ✚ Avaliar tecnologias eletrolíticas com os processos de eletrocoagulação-eletroflotação e processo de eletro-oxidação aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários e lixões, individualmente e em conjunto;

2.2 Objetivos específicos

- ✚ Avaliar os processos de eletrocoagulação-eletroflotação e de processo de eletro-oxidação em escala de bancada (em conjunto) no tratamento de lixiviados gerados em sistemas de disposição de resíduos urbanos e de rejeitos concentrados oriundos de sistemas de tratamento de lixiviado.
- ✚ Avaliar a influência da variação da densidade de corrente nos processos de tratamento com foco na remoção de matéria orgânica (representada pela DQO);
- ✚ Avaliar as variáveis tempo de residência *versus* densidade de corrente e seu impacto no processo de tratamento dos lixiviados por eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação;
- ✚ Avaliar o impacto da densidade de corrente *versus* aumento da temperatura do meio reacional nos processos de tratamento dos lixiviados;
- ✚ Avaliar o nível de espessamento e a especiação de metais na espuma flotada durante o tratamento dos lixiviados nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação;
- ✚ Avaliar lixiviados oriundos de diferentes processos de tratamento e seu comportamento frente aos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação;

- ✚ Avaliar a eficiência do processo de tratamento dos lixiviados, com a aplicação dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação em conjunto e de forma simultânea em reator único e reatores separados;

2.3 Inovações relacionadas com a pesquisa realizada

- ✚ Conhecimento sobre o espessamento obtido na espuma flotada para os processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação;
- ✚ Conhecimento sobre o impacto da densidade de corrente na temperatura do meio reacional para os processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação;
- ✚ Informações sobre a especiação dos metais na espuma flotada para os processos eletrolíticos estudados;
- ✚ Conhecimento sobre o comportamento dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação na remoção de matéria orgânica (representada pela DQO) de lixiviados concentrados gerados em processos de separação com membranas (nano filtração e osmose inversa);
- ✚ Informações acerca da remoção de matéria orgânica (representada pela DQO) pelos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação em conjunto e simultâneos em reator único e reatores separados.

2.4 Contexto ambiental relacionado ao estudo

Segundo estudos do IBGE (2009), a população brasileira chegará ao seu máximo no ano de 2040, época em que o número nascimentos e óbitos chegará ao equilíbrio, o que já aconteceu com os países desenvolvidos. Assim na década em questão o Brasil poderá programar melhor o atendimento às necessidades da população. A PNRS e o Plano Nacional de Resíduos Sólidos até o momento, direcionaram a disposição de resíduos sólidos urbanos para vazadouros controlados e aterros sanitários. Esses aterros ainda são de grande impacto nos recursos hídricos, saúde ocupacional e meio ambiente em geral. Esse gerenciamento atual mostra uma melhoria e redução do impacto ambiental, porém muito aquém do gerenciamento de resíduos aplicado nos

países desenvolvidos (EUROPEAN COMMISSION, 2011), onde a reciclagem, compostagem, biodigestão e outros processos mecânico-biológicos são aplicados com muito sucesso e com incentivos do governo para a geração de energia. Os aterros brasileiros recebem além do resíduo sólido inerte, os resíduos orgânicos, que chegam a representar mais de 50% da composição total dos resíduos dispostos e ainda com um conteúdo de umidade variando de 40 a 60% (GOMES *et al.*, 2009; SOUZA, 2012). Considerando ainda as variações de temperatura e os períodos de chuva intensa no verão, os aterros degradam e estabilizam os resíduos com a geração massiva de lixiviados contaminados. O tratamento desse lixiviado, em geral, não atende à legislação vigente (as raras exceções são as operadoras de grandes aterros terceirizados) ou são lançados no meio ambiente sem qualquer tratamento. A geração desses lixiviados e os percolados contaminados têm potencial para até mais de 100 anos de contínuo impacto no meio ambiente, mesmo depois de encerrado o aterro. Em geral a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) em aterros considerados estabilizados é muito baixa (exemplo: aterro sanitário de Nova Iguaçu com valores na faixa de 120 a 130 mg/L, média referente ao ano de 2012), porém a Demanda Química de Oxigênio (DQO) tem muita dificuldade de ser reduzida para valores aceitáveis no enquadramento na legislação vigente (limite de 200 mg/L) de acordo com a NT 202 revisão 10 e DZ 205 revisão 05 do INEA.

Existem diversos poluentes na composição dos lixiviados de aterros sanitários, tais como: compostos orgânicos, compostos inorgânicos, compostos tóxicos diversos (organoclorados, organofosforados, poli aromáticos etc.) e metais pesados (EGGEN, *et al.*, 2010; OMAN & JUNESTEDT, 2008).

Os lixiviados gerados nos aterros, por sua vez, dependem de várias características (D'ALMEIDA, & VILHENA, 2000; RENOU, 2008; GODECKE *et al.*, 2012; JUSTYNA KOC-JURCZYK & LUKASZ JURCZYK, 2011; HUDA *et al.*, 2017), a saber:

- ✚ Tipo de resíduo sólido disposto e sua degradabilidade;
- ✚ Nível de intempéries e variação sazonal do clima;
- ✚ Forma de disposição, considerando compactação, cobertura de altura das camadas;
- ✚ Idade do aterro;
- ✚ O ambiente no aterro, considerando as fases de degradação dos resíduos, umidade, precipitação, temperatura, geração de gases e todo o complexo de reações que ocorrem e compostos gerados etc.

Existem mais de 200 compostos nos lixiviados de aterro, incluindo compostos aromáticos, halogenados (principalmente em função do uso intensivo de cloro no branqueamento de papel) metais pesados e outros compostos tóxicos utilizados nas embalagens e aditivos químicos. A DQO, por exemplo, varia de 50 a 70.000 mg/l, nos vários estudos realizados em outros países e no Brasil (KJELDSEN *et al.*, 2002; DENG & ENGLEHARDT, 2007; RENO, *et al.*, 2008; FOO & HAMEED, 2010; ABBAS *et al.*, 2009; GOMES, 2009; YADAV & DIKSHIT, 2017).

Devido à grande variação dos compostos, incluindo compostos tóxicos e recalcitrantes, o lixiviado de aterros representa uma grande fonte de poluição em particular aos aquíferos e solos, assim como causando danos aos recursos hídricos e seus usuários (OMAN & JUNESTEDT, 2008; EGGEN, *et al.*, 2010; FOO, *et al.*, 2010; GARAJ-VRHOVAC *et al.*, 2013).

Nos dias atuais, em países de Primeiro Mundo, é mais comum o uso de sistemas primários, para remoção de nitrogênio amoniacal, que chega valores acima de 1.300 mg/l (RENO, *et al.*, 2008), sistemas biológicos com nitrificação/desnitrificação e uso de membranas na fase final, sendo a nano filtração e osmose inversa as tecnologias mais aplicadas (GIORDANO *et al.*, 2002; GIORDANO, 2003; RENO, *et al.*, 2008; AHMED & LAN, 2012; AHMED *et al.*, 2012; DOLAR, *et al.*, 2016; YAO, 2017).

Esses processos de tratamento, devido à variabilidade da vazão (aterros são implantados em etapas em função da geração) e dos contaminantes do lixiviado, acabam tendo dificuldades no atendimento à legislação, desde os mais simples aos mais complexos (GIORDANO *et al.*, 2002; GIORDANO, 2003)

Os processos biológicos e químicos são os mais afetados em função da variabilidade da relação DBO_5/DQO , ou seja, em função da biodegradabilidade e recalcitrância ser maior ou menor. Quanto menor a relação BDO_5/DQO , menor será o nível de biodegradação do lixiviado. Os aterros mais antigos, que são mais estabilizados biologicamente, geram lixiviados com mais compostos recalcitrantes e menor possibilidade de tratamento por processos biológicos.

A tabela 2.1 ilustra a dificuldade no tratamento de lixiviados de aterros acima de 10 anos, devido à baixa biodegradabilidade.

Tabela 2.1 - Características de biodegradabilidade de aterros em função da idade

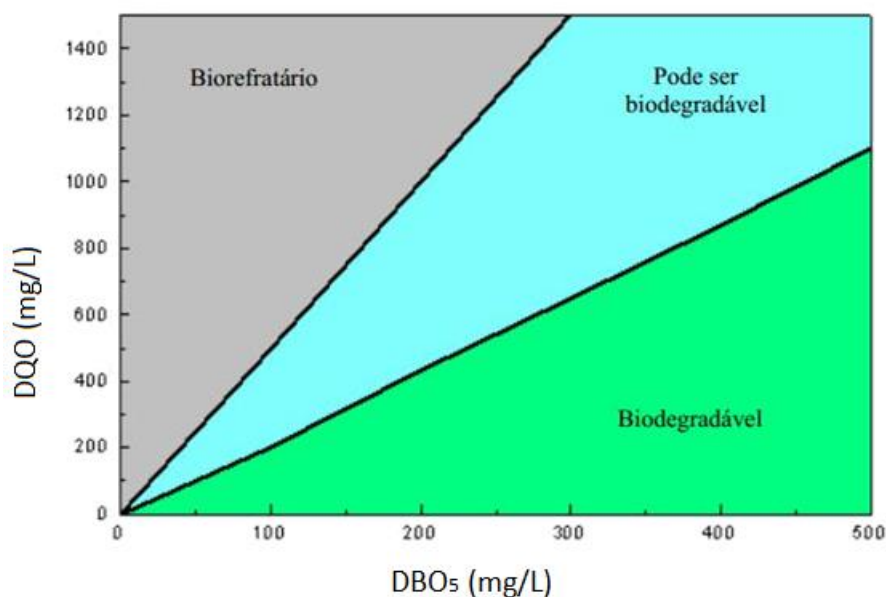
Idade do aterro	pH (-)	DQO (mg/L)	DBO ₅ /DQO	Referência
novo < 5 anos	5.6 – 9.1	1870 – 70900	0.05 – 0.70	RENOU, 2008
	< 6.5	> 10000	0.50 – 1,0	FOO, 2009
	4.5 – 7.5	6000 – 60000	0.58	JELDSEN, 2002
	6	3000 – 60000	0.60 – 1.0	DENG, 2007
	< 6.5	> 15000	0.50 – 1,0	ABBAS, 2009
médio 5 < anos < 10	6.9 – 9.0	1180 – 9500	0.07 – 0.33	RENOU, 2008
	6.5 – 7.5	4000 – 10000	0.10 – 0.50	FOO, 2009
	6.5 – 7.5	3000 – 15000	0.10 – 0.50	ABBAS, 2009
	7.0 – 11.5	100 – 10000	0.01 – 0.37	RENOU, 2008
velho > 10 anos	> 7.5	< 4000	< 0.10	FOO, 2009
	7.5 – 9.0	500 – 4500	0.06	JELDSEN, 2002
	6.6 – 7.5	100 – 500	0,0 – 0.3	DENG, 2007
	> 7.5	< 3000	< 0.10	ABBAS, 2009

Os dados de relação DBO₅/DQO apresentados na tabela 2.1, mostram a dificuldade de tratamento do lixiviado por processos físico-químicos e biológicos, devido ao nível de estabilidade em que se encontram os aterros. A maior estabilidade, que ocorre em aterros acima de 10 anos, aumenta em muito a geração de compostos já estabilizados dentre os quais os ácidos húmicos e fúlvicos que geram um alto nível de recalcitrância. Dessa forma existe uma tendência a substituição de processos físico-químicos e

biológicos por processos eletrolíticos ou a combinação de processos eletrolíticos com os físico-químicos e biológicos.

A Figura 2.1 ilustra esse contexto relativo à biodegradabilidade em função da relação DBO_5/DQO .

Figura 2.1 - Valores de DQO e DBO indicativos da tratabilidade de um efluente.



Fonte: Adaptado de JARDIM & CANELA, 2004.

Os aterros brasileiros em função do alto nível de matéria orgânica, e intempéries produzem um lixiviado com volume e concentrações de contaminantes alto. Dessa forma, as dificuldades de tratamento e ainda o alto nível de contaminação que os lixiviados podem acarretar aos corpos de água e meio ambiente em geral, aumentam a importância em se estudar processos mais econômicos, de baixo custo e fácil operabilidade, buscando soluções ambientalmente mais corretas.

A tabela 2.2, ilustra as principais características dos lixiviados de aterros brasileiros (GOMES *et al.*, 2009 (PROJETO PROSAB); NACENTES, 2013; FERREIRA, 2013; FERRAZ, 2014; BAHÉ, 2014)¹.

¹ **Nota:** Os aterros de Morro de Céu, Londrina, Jardim Gramacho, Muribeca, Gericinó e Belo Horizonte são aterros mais velhos com mais de 20 anos.

Tabela 2.2 – Características de lixiviados de alguns aterros brasileiros (média (min-máx))

Parâmetro*	Aterro								
	Gramacho	Gericinó	Morro do Céu	Muribeca	São Leopoldo	Londrina	João Pessoa	Belo horizonte	Experimental UNB
Alcalinidade	8.607	5.613	4.618	7.443	5.129	4.277	10.770	6.115	1.391
	2.800 - 24.000	1.350 - 9.000	77 - 6.105	4.976 - 11.563	538 - 13.048	2.588 - 5.395	8.200 - 14.291	672 - 8.272	272 - 4.540
pH	8.4	8.1	7.8	8.2	7.8	-	8.3	8.2	8.5
	7.7 - 9.1	7.4 - 9.0	7.5 - 8.5	7.6 - 8.7	7.0 - 9.0	-	8 - 8.6	8.0 - 8.6	6.9 - 9.3
Cor	4.129	2.275	3.158	10.089	-	-	-	-	-
	240 - 13.400	302 - 9.500	1.148 - 6.200	6.115 - 14.535	-	-	-	-	-
DBO	361	279	600	2.788	3.211	11	3.638	24	-
	118 - 857	106 - 2.491	158 - 1.414	467 - 4.526	115 - 7.830	42 - 248	5.516 - 3.760	20 - 260	-
DBQ	2.767	1.623	1.525	4.750	5.141	2.151	12.924	2.739	1.820
	804 - 4.255	672 - 2.592	685 - 1.913	2.102 - 8.416	9.777 - 1.319	931 - 3.306	3.244 - 25.478	1.504 - 3.089	170 - 5.210
Nitrogênio Total	1.187	10.001	-	-	1.225	821	-	1.352	139
	420 - 3.122	7.28 - 2.774	-	-	210 - 3.896	458 - 1.081	-	581 - 1.716	67 - 241
Nitrogênio Amoniacal	1.547	1.323	903	1.492	826	713	2.004	1.175	98
	76 - 3.565	68 - 2.630	677 - 1.394	697 - 2.052	136 - 1.803	373 - 1.110	1.024 - 2.738	527 - 1.716	5 - 274
Nitrito	0.3	0.22	-	-	0.25	-	238	-	1
	0.02 - 2.4	0.01 - 2.29	<0.01	-	0.1 - 0.5	-	176 - 288	-	0 - 7
Nitrito	1.6	0.89	-	-	15	-	10	-	41
	0.1 - 6.2	0.1 - 3.1	-	-	2.9 - 32	-	7.7 - 13	-	3.3 - 104
Fósforo Total	35	22	5.5	11.3	14	2	23	23	-
	14 - 60	3 - 49	5.4 - 5.5	0.6 - 22	1.9 - 26	1 - 3	23 - 23	11 - 38	-
Cloreto	3.822	2.639	2.103	469	-	-	-	2.314	-
	1.904 - 5.804	767 - 24.001	247 - 5.727	227 - 760	-	-	-	1.432 - 3.857	-
Turbidez	208	104	44	206	-	-	-	-	-
	19 - 605	9 - 251	2 - 390	135 - 288	-	-	-	-	-
ST	11.878	5.872	5.945	10.396	-	7.669	16.331	-	-
	440 - 18.160	397 - 8.370	4.612 - 7.726	7.760 - 11.651	-	4.010	11.852 - 25.490	-	-

Fonte: Adaptado de GOMES *et al.*, 2009 (PROJETO PROSAB); NACENTES, 2013; FERREIRA, 2013; FERRAZ, 2014; BAHÉ, 2014.

Nesse grande contexto que os processos eletrolíticos se mostram atrativos, pois além de serem mais simples, baratos e de fácil operabilidade, são ainda processos que têm a capacidade de tratar os lixiviados com melhor eficiência que os processos físico-químicos tradicionais (AZIZ, 2007; RENOU *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2010; FERREIRA, 2013). Dessa forma esses processos podem aumentar o nível de biodegradação dos lixiviados (CHEN, 2004; LI *et al.*, 2011; FERNANDES *et al.*, 2015), sendo utilizados como processos de pré-tratamento e na remoção de compostos recalcitrantes (WIENDL, 1998; KJELDSEN *et al.*, 2002; CHEN, 2004; DENG & ENGLEHARDT, 2006; ANGLADA *et al.*, 2009; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; LI *et al.*, 2011; SIRÉS & BRILLAS, 2012).

Os processos eletroquímicos têm diversas vantagens, sendo a primeira o uso do elétron e não produtos químicos. Outras vantagens incluem equipamentos simples, de fácil operação, robustos, versáteis e de fácil automação. As publicações e aplicações sobre esse tema na literatura são extensas, mostrando o grande potencial dos processos eletroquímicos no tratamento de efluentes de grande complexidade tal qual os lixiviados de aterros (HIANG *et al.*, 1995; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; YADAV & DIKSHIT, 2017).

No caso de lixiviados de alta biodegradabilidade, os processos biológicos são efetivos, porém em casos de baixa biodegradabilidade, caso dos principais lixiviados do estudo, os processos biológicos são menos efetivos. Dessa forma os processos eletrolíticos tomam força, principalmente como pré-tratamento, possibilitando o aumento da biodegradabilidade do lixiviado e facilitando o processo de tratamento biológico posterior. Outra aplicação como pré-tratamento está relacionada como o necessário aumento do pH, o que reduz a adição de alcalinizante (em geral Ca(OH)_2), como é o caso da eletrocoagulação com eletrodos de Al, pois o processo provoca o aumento do pH do meio reacional, facilitando a remoção da amônia em uma etapa posterior.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos sólidos urbanos (RSU), seu tratamento e disposição

3.1.1 Resíduos sólidos

A norma brasileira (NBR) 10.004 (ABNT, 2004) define o termo resíduo sólido, como sendo os resíduos em estado sólido e semissólido, que resultam das atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola e de serviços de varrição. A norma ainda inclui os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isto soluções técnica e economicamente inviáveis perante a melhor tecnologia disponível.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010) define resíduos sólidos como: “material, substância, objeto ou bem descartado, resultante de atividades humanas em sociedade, e cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível”. Nessa mesma política é definida a destinação ambientalmente adequada, que inclui dentre essas formas de destinação a disposição final em aterros.

Na política em questão, a definição de rejeito é ainda mais interessante, pois descreve como rejeito o resíduo sólido, que depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentam outra possibilidade a não ser a disposição final ambientalmente adequada, ou seja, aterros sanitários nesse caso.

Como está redigida a política de resíduos sólidos e a atual situação econômica dos municípios já tem levado e levará a maioria das cidades do Brasil a se utilizarem de aterros sanitários, sendo essa considerada uma destinação ambiental adequada, porém gerará uma grande quantidade de lixiviado no futuro próximo, que se não

tratado adequadamente aumentará em muito o impacto no meio ambiente e ao homem. Esses aterros mesmo após encerramento continuarão a gerar lixiviado por 50 a 100 anos (ABRAMOVAY, 2013; CARVALHO & SILVA, 2015).

Os novos aterros que estão em construção, que em geral se utilizam do mecanismo legal da PPP (política-público-privada), em função do custo do tratamento do lixiviado, têm deixado esse tratamento em segundo plano, com propostas durante o licenciamento, e execução do envio dos lixiviados gerados nos aterros para as Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETEs) públicas ou outras unidades de aterros próximas que tenham ETEs. Essa política, porém, não mais licenciará aterros em função da mudança da visão dos órgãos ambientais quanto à disposição inadequada dos lixiviados gerados, pois as ETEs não são a solução para o problema. Diversos estudos têm demonstrado que valores de vazão de lixiviado acima de 2 a 3% da vazão total das ETEs, tem como impacto a geração de baixa eficiência das mesmas e problemas com o lodo biológico (SILVA, 2009; NASCENTES, 2013; FERRAZ, 2014).

As cidades de menor receita têm tido dificuldade para encerramento dos seus vazadouros, conforme preconizado na política nacional de resíduos sólidos, de forma a atenderem a disposição ambientalmente adequada de seus resíduos. As cidades de maior receita, em geral, não atendem à legislação ambiental em vigor quanto à reciclagem e compostagem dos resíduos e contratam projetos para tratamento do lixiviado de grande custo de implantação e operação. Projetos esses que mesmo assim, não atendem a legislação ambiental para descarte nos corpos de água, devido à grande complexidade quanto ao tratamento dos lixiviados que tem alteração considerável ao logo da idade do aterro. Esses processos de tratamento utilizados pelos grandes consórcios e grandes cidades, são inviáveis para as pequenas cidades, mesmo em caso de consórcios de cidades que vem ocorrendo (NASCENTES, 2013; FERRAZ, 2014; SANTOS, 2016).

A última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2010) com dados relacionados a geração de resíduos sólidos, no Brasil se coletava em torno de 180 mil toneladas de resíduos sólidos diariamente, sendo estes resíduos compostos dos mais diversos materiais, em grande parte, sem qualquer compromisso com a reciclagem e compostagem.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil em média, segundo o IBGE (2010), é ilustrada na Tabela 3.1. Fica claro que mais da metade dos resíduos gerados é matéria orgânica, seguido de material que poderia ser reciclado.

Tabela 3.1 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil em 2008.

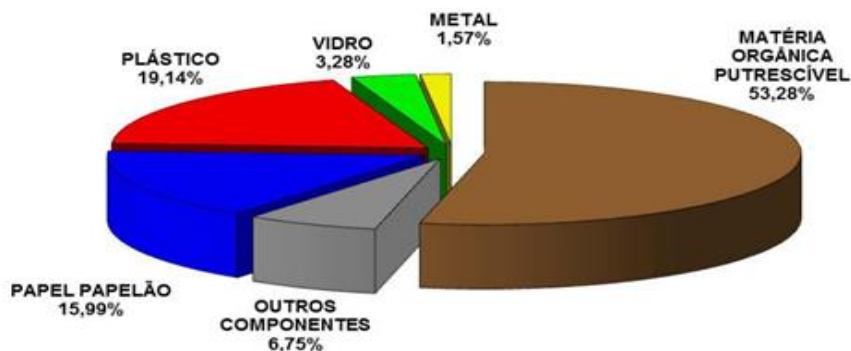
Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material reciclável	31,9	58527,40
Metais	2,9	5293,50
Aço	2,3	4213,70
Alumínio	0,6	1079,90
Papel, papelão e tetrapak	13,1	23997,40
Plástico total	13,5	24847,90
Plástico filme	8,9	16399,60
Plástico rígido	4,6	8448,30
Vidro	2,4	4388,60
Matéria Orgânica	51,4	94335,10
Outros	16,7	30618,90
Total	100	183481,50

Fonte: Adaptado de IBGE, 2010.

Nos dias atuais cerca de 50% em peso dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) ainda é formado por matéria orgânica (ABRELPE, 2016) que é a principal responsável pela geração dos lixiviados e por sua alta carga poluidora.

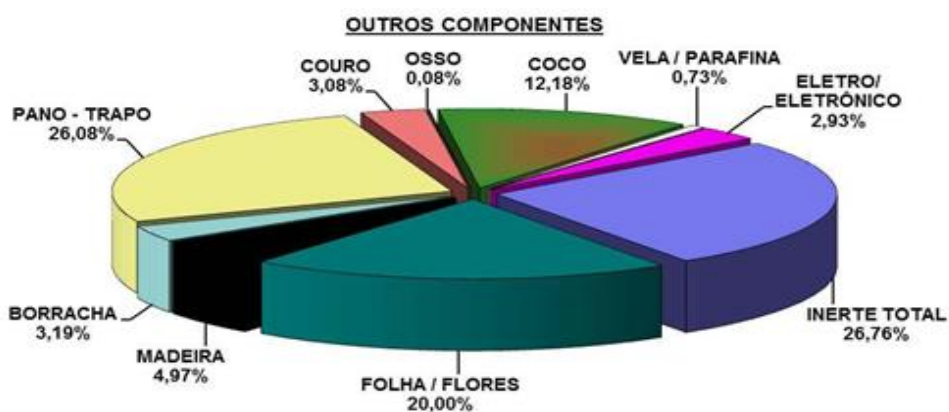
As Figuras 3.1 e 3.2 mostram os dados do ano de 2012 para todo o município de Rio de Janeiro.

Figura 3.1 – Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares do Município do Rio de Janeiro em 2012: matéria orgânica, recicláveis e outros componentes



Fonte: Adaptado de COMLURB, 2012.

Figura 3.2 – Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares do Município do Rio de Janeiro em 2012: outros componentes.



Fonte: Adaptado de COMLURB, 2012.

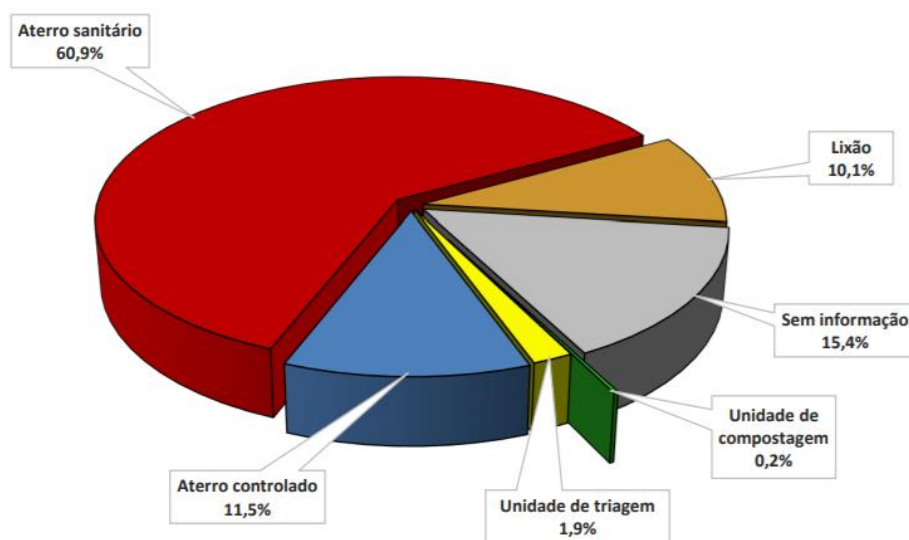
Os dados das Figuras anteriores mostram que é muito viável uma coleta seletiva de materiais recicláveis (papel e papelão, plástico, vidro e metais). O elevado percentual de matéria orgânica indica também como viável a produção de composto orgânico, sendo todos esses preceitos indicados pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos e sua Política (PNRS, 2010), porém não alcançados pelos municípios brasileiros. No caso do novo aterro da cidade do Rio de Janeiro, por exemplo, o lixo tem que caminhar acima de 90 km para chegar ao seu destino de disposição.

3.1.2 Tratamento e disposição dos resíduos sólidos urbanos

A separação prévia na fonte de geração, em conjunto com a reciclagem dos RSU seria a situação ideal, pois reciclando e reaproveitando os resíduos, os mesmos são dotados de valor econômico. O tratamento dos resíduos orgânicos através de técnicas como a compostagem, evitaria que a fração orgânica, que é a principal responsável pela formação dos lixiviados em aterros fosse disposta em aterros. A reciclagem de materiais úteis, dotados de valor econômico, evitaria também que esses resíduos fossem destinados aos aterros, diminuindo os impactos ambientais, aumentando a vida útil dos aterros e gerando ainda fonte de trabalho e renda (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006; CASTILHOS Jr., 2013; SANTOS, 2016).

Dados sobre a geração de resíduos urbanos são mostrados na Figura 3.3.

Figura 3.3 - Porcentagem diária de resíduos sólidos domiciliares ou públicos por unidade de destino dos resíduos sólidos no Brasil em 2015.

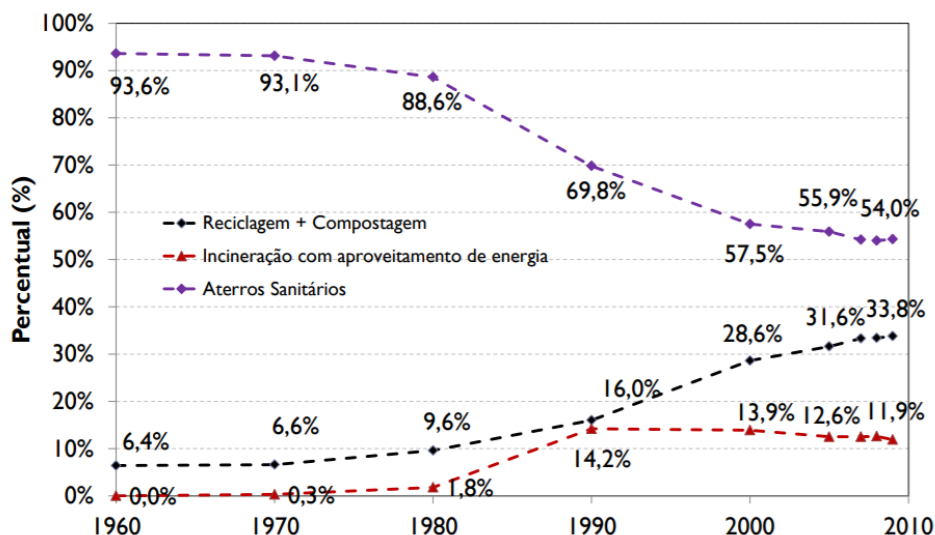


Fonte: Adaptado de SINIS, 2015.

Nos Estados Unidos da América, os aterros sanitários vinham sendo utilizados por muito tempo e ainda são muito utilizados para a disposição de resíduos sólidos urbanos, porém atualmente vem sendo utilizadas outras tecnologias, tais como compostagem, incineração e reciclagem, reduzindo o uso de aterros em função dos

impactos ambientais. A Figura 3.4 mostra o emprego de aterros sanitários e outras modalidades de disposição nos Estados Unidos da América.

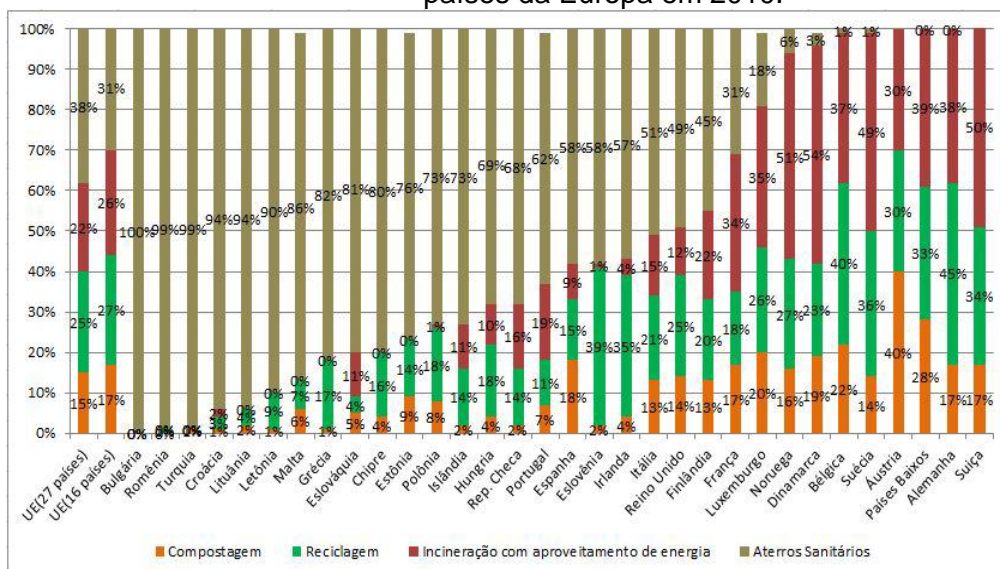
Figura 3.4 – Formas de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos nos Estados Unidos.



Fonte: Adaptado de JUCÁ, 2010; apud USEPA, 2009.

No continente europeu os aterros sanitários são ainda utilizados para a disposição de resíduos sólidos urbanos nos países mais pobres. A Figura 3.5 mostra o emprego de aterros sanitários e outras modalidades de disposição em diversos países da Europa.

Figura 3.5 – Formas de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos em países da Europa em 2010.



Fonte: Adaptado de Eurostat Data Center on Waste, 2012.

3.1.2.1 Vazadouro a céu aberto (conhecido como Lixão)

Nesse tipo de disposição dos resíduos sólidos urbanos, não existe qualquer controle em relação ao material descartado, a forma de disposição e proteção do meio ambiente. O lixo é descartado sobre o solo “*greenfield*” sem qualquer dispositivo de proteção dele, ficando exposto a céu aberto, o que causa um grande impacto visual, ambiental, social e sanitário. Esses vazadouros acabam gerando outros problemas associados, tais como: os riscos de incêndio, em função dos gases gerados pela decomposição do RSU, presença de animais, proliferação de doenças, sendo comum a presença de catadores nestes locais (GONÇALVES, 1997; BIDONE & POVINELLI, 1999; BIDONE, 2001; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; VASCONCELOS, 2014; BAHÉ, 2014; SINIS, 2015; COMLURB, 2015; BICALHO & PEREIRA, 2018).

Não há nenhum sistema para coleta e tratamento dos subprodutos gerados na decomposição da matéria orgânica e nem impermeabilização do solo, impermeabilização superficial ou subsuperficial, assim como não há captação e tratamento do lixiviado gerado, contaminando o solo, do lençol freático e corpos hídricos próximos ao vazadouro (GONÇALVES, 1997; BIDONE & POVINELLI, 1999; BIDONE, 2001; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; VASCONCELOS, 2014; BAHÉ, 2014; SINIS, 2015; COMLURB, 2015; BICALHO & PEREIRA, 2018).

Nesses vazadouros, geralmente ocorre a emissão de odores característicos de matéria orgânica em putrefação, gerando incômodos à vizinhança e condições propícias para a proliferação de aves, insetos, vetores e pragas (GONÇALVES, 1997; BIDONE & POVINELLI, 1999; BIDONE, 2001; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; VASCONCELOS, 2014; BAHÉ, 2014; SINIS, 2015; COMLURB, 2015; BICALHO & PEREIRA, 2018).

3.1.2.2 Vazadouros Controlados

A principal diferença entre um vazadouro controlado e um vazadouro não controlado está relacionada à melhoria das condições sanitárias dos vazadouros controlados, com a cobertura do resíduo com uma camada de solo residual ou outro material, sempre material inerte, que ao findar o período de disposição se cobre a frente de trabalho, reduzindo assim o impacto visual, os maus odores e a presença de animais.

Nesse processo ocorre a minimização da geração de lixiviados, sendo que outras medidas paliativas, tais como a captação de parte do biogás e drenagem do lixiviado para tratamento podem ser adotadas (TORRES *et al.*, 1997; GONÇALVES, 1997; BIDONE & POVINELLI, 1999; BIDONE, 2001; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; BAHÉ, 2014; BICALHO & PEREIRA, 2018).

Não existem instalações tais como: captação total dos gases, manta de PEAD de impermeabilização de fundo, sistema de drenagem e tratamento do lixiviado gerado, de forma a se evitar a contaminação do solo e dos aquíferos. Nesse caso, como no caso do vazadouro, ocorre uma disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos. Considerando-se os impactos no meio ambiente e saúde ocupacional, não se justifica a existência de uma norma técnica para elaboração de projetos de aterros (NBR 8849/1985 da ABNT), pois esta forma de disposição acaba por causar problemas ambientais de difícil solução (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; BIDONE, 2001; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; TAVARES, 2011; VILHENA, 2012; BAHÉ, 2014; BICALHO & PEREIRA, 2018).

3.1.2.3 Aterro Sanitário

O Aterro Sanitário é considerado uma técnica mais adequada para disposição dos resíduos sólidos urbanos, mesmo não sendo a mais utilizada nos países industrializados (esses fazem a coleta seletiva com reciclagem e compostagem ou ainda a incineração dos resíduos), tem um projeto baseado em conjunto de normas de forma a garantir, durante os anos de operação, o menor impacto ao meio ambiente e à saúde pública, porém após a vida útil do aterro começam os problemas, pois existe a necessidade de contínuo tratamento do lixiviado (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; BIDONE, 2001; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; TAVARES, 2011; VILHENA, 2012; BAHÉ, 2014; BICALHO & PEREIRA, 2018).

A norma brasileira NBR 10.157 (1987), estabeleceu critérios técnicos para que uma determinada área possa ser transformada em um aterro sanitário, destacando-se os seguintes critérios (MASSUNARI, 2000; PFEIFFER, S& CARVALHO, 2002; FARIA, 2002; LANZA, 2006; LINO, 2007; VAN ELK, 2007): A localização em área rural ou industrial, distância mínima de 50 metros de corpos d'água, e de 200 metros de rios, lagos, lagoas e oceano, distância mínima de 1.000 metros de núcleos residenciais

urbanos com mais de 200 habitantes, vida útil mínima desejada de 5 anos, permeabilidade natural do terreno com características argilosas (permeabilidade do solo inferior a 10^{-7} cm/s), facilidade de acesso a veículos coletores de resíduos, disponibilidade de material de cobertura ou proximidade às jazidas, etc.

Quando construídos utilizando critérios de engenharia e normas operacionais específicas, se tornam eficientes para destinação final dos resíduos urbanos, ocorrendo a transformação do material degradável em material estabilizado ao longo dos anos de vida do aterro, porém a geração de lixiviado continuará por até 100 anos, mesmo depois do encerramento do aterro (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; BIDONE, 2001; FARIA, 2002; LANZA, 2006; LINO, 2007; VAN ELK, 2007; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; TAVARES, 2011; VILHENA, 2012; BAHÉ, 2014; BICALHO & PEREIRA, 2018).

Esses aterros possuem sistema de drenagem superficial para evitar a percolação de águas pluviais que, caso não tivessem, aumentaria o fluxo de lixiviado (percolado e lixiviado) e reduziria a estabilidade geotécnica da célula. Possuem impermeabilização da base e sistema de drenagem e captação do lixiviado e biogás gerados, possuem cuidados para compactação e fechamento da frente de operação após a disposição dos resíduos. Nos casos de pequenos aterros, o lixiviado geralmente é direcionado para lagoas de estabilização e/ou recirculado, em parte, o que é uma grande não conformidade, devido baixa eficiência das lagoas, nesse caso não alcançando 60% de remoção da DQO e pelos frequentes descartes para os corpos receptores. Os grandes aterros possuem sistemas de tratamento complexos, em geral com uso de processos físicos, químicos, biológicos e membranas (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; BIDONE, 2001; GIORDANO, 2003; BOCCHIGLIERI, 2010; VILHENA, 2010; TAVARES, 2011; VILHENA, 2012; BAHÉ, 2014).

Na maioria dos aterros se aplica a recirculação do lixiviado, sendo uma técnica que visa a reduzir do volume final de lixiviado a ser tratado, aumentar a umidade interna e acelerar a atividade microbiana do aterro, tendo como pontos positivos a atenuação da vazão de geração de lixiviado e aumento da geração de gás metano. Essa recirculação às vezes é criticada em função da falta de especificidade de sua utilização no conjunto do aterro, porém a cobertura e recirculação planejada, como ocorre em certos aterros, realmente traz benefícios para o tratamento, com a atenuação dos picos de vazão durante épocas de chuva e redução das concentrações

dos poluentes, devido à transformação do aterro em grande reator biológico (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; LIMA, 1998; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

Considerando a situação dos municípios do Brasil o aterro sanitário acaba sendo o método mais econômico e ambientalmente mais aceitável para a disposição de resíduos sólidos (VILHENA (Coord.), 2000; LIMA, 2004; LIMA, 2008; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014). Como vantagens, podem ser citadas: disposição do lixo de forma adequada e a capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos com condições especiais para a decomposição biológica da matéria orgânica presente. O inconveniente desta técnica deve-se à possibilidade de poluição do meio ambiente pelos produtos da decomposição dos resíduos; a indisponibilidade de grandes áreas; indisponibilidade de material de cobertura diária; condições climáticas não favoráveis durante parte do ano; e à falta de pessoal habilitado em gerenciamento de aterros (LIMA, 2004; LIMA, 2008; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014).

É importante salientar que no aterro sanitário, os resíduos sólidos são compactados por máquinas específicas e depositados no solo, que é isolado através de mantas específicas (geossintéticos). Cada célula coberta com o solo isola os resíduos do meio ambiente, evitando a proliferação de diversos vetores de contaminação. Nas células bactérias realizam o processo de decomposição dos resíduos, resultando em um produto bioestabilizado e subprodutos altamente poluentes, como é o caso do lixiviado (VILHENA (Coord.), 2000; LIMA, 2004; LIMA, 2008; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

A Norma Brasileira (NBR) 13896 de 1997 para aterros não perigosos, informa as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros sanitários, de forma a proteger adequadamente os corpos de água superficiais e subterrâneas próximos, bem como os operadores destas instalações e populações vizinhas. E dentre as condições, a escolha do local para instalação de um aterro sanitário que são: vida útil maior que 10 anos; distância do centro urbano de 10 a 20 km; distância mínima de 200 m dos cursos d'água; 1,5 km de distância de núcleos populacionais, baixa valorização do terreno; boa aceitação da população e entidades ambientais não governamentais, além de serem observadas a profundidade do lençol freático e tipologia do solo. Existem ainda restrições específicas em localizar aterros

próximos de aeroportos, baixadas, brejos, áreas de falhas geológicas, zonas de impactos sísmicos e áreas instáveis (FARIA, 2002; GOMES & MARTINS, 2003; LANZA, 2006; CARVALHO, 2006; LINO, 2007; VAN ELK, 2007).

O prazo para encerramento das atividades de um aterro em geral é previsto para 30 a 50 anos, porém o impacto ambiental vai mais além. O procedimento para finalização das atividades de um aterro é obtido através da sua cobertura final, com capas de argila compactadas e/ou geomembranas desenhadas para prevenir a migração do lixiviado e dos gases de aterro. A monitoração ambiental implica atividades associadas com a reologia e em análises de amostras de água e de ar, que se utilizam para avaliar o movimento dos gases e do lixiviado no aterro. Este panorama antes descrito certamente indica o aumento da demanda por tratamento de lixiviado, pelo aumento do volume de resíduos dispostos nos aterros sanitários e a geração por décadas desse subproduto, tendo em vista que os vazadouros ainda existentes não possuem qualquer tipo de controle ambiental, tampouco coleta e tratamento de lixiviados. O biogás coletado pode ser queimado resultando em dióxido de carbono e água ou ser utilizado para produzir energia elétrica, como é o caso do aterro Bandeirantes, que gera energia; e aterro de Nova Iguaçu, que apenas queimava o biogás gerado, porém atualmente queima o gás gerando energia também (BIDONE & POVINELLI, 1999; MONTEIRO & ZVEIBIL, 2001; LANZA, 2006; CARVALHO, 2006; LINO, 2007; VAN ELK, 2007).

3.2 A geração dos lixiviados e sua complexidade

3.2.1 Informações gerais

A NBR 8419 de 1992, define o lixiviado gerado nos sistemas de disposição de resíduos urbanos como "líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), constituindo-se numa mistura de substâncias inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (NBR 8419,1992; SEGATO & SILVA, 2000; VILHENA, 2000; MONTEIRO & ZVEIBIL, 2001; CARVALHO, 2006; LINO, 2007; VAN ELK, 2007).

Esse lixiviado é formado pela decomposição da matéria orgânica presente no lixo, umidade natural do lixo e água de constituição presente no lixo que é liberada pela decomposição biológica. Já os líquidos percolados são formados pela percolação de águas que atravessam a massa de lixo arrastando o lixiviado, além de outros materiais em solução e/ou suspensão. Estas águas que atravessam a massa de lixo podem ser formadas através da infiltração das águas de chuva na camada de cobertura do aterro, pela contribuição das nascentes e águas do subsolo que por capilaridade atingem a massa de lixo (VILHENA, 2000; MONTEIRO & ZVEIBIL, 2001; CARVALHO, 2006; LINO, 2007; VAN ELK, 2007). Deve ficar claro que o percolado se mistura com o lixiviado formando um efluente de alto potencial poluidor e o efeito da percolação somente gera uma diluição do lixiviado, porém, muitas vezes, com um grande aumento na vazão. Como já dito, o percolado aparece em consequência, principalmente, da infiltração de água na massa de lixo, já o lixiviado é oriundo da água intrínseca ao lixo aterrado e às reações bioquímicas. A água da chuva, ao passar através dos resíduos sólidos, arrasta e dissolve contaminantes orgânicos e inorgânicos, chegando à base do aterro com uma ampla variedade de constituintes (POHLAND & HARPER, 1986; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

Nos aterros, a matéria orgânica contida nos resíduos sólidos urbanos, responsável pela formação do lixiviado, pode sofrer dois tipos de decomposição: a aeróbia e anaeróbia. A aeróbia ocorre no início do processo, quando a massa de lixo é recentemente depositada; ou por ausência de recobrimento; ou pela má compactação da camada de cobertura, possibilitando a presença de ar. A anaeróbia ocorre quando a massa de lixo está recoberta e bem compactada com argila, não tendo mais contato com o ar (POHLAND & HARPER, 1986; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; BIDONE & POVINELLI, 1999; SEGATO & SILVA, 2000; CHERNICHARO, 2007).

A decomposição anaeróbia é geralmente lenta, gerando diversos subprodutos como amônia, ácidos orgânicos e gases, como o gás sulfídrico (H₂S), metano e gás carbônico (CO₂). Caso a matéria orgânica entre em contato com o ar, sofre um processo de degradação aeróbia, iniciando a degradação progressiva do material, gerando outros subprodutos como CO₂, sais minerais de nitrogênio, fósforo, potássio, dentre outros (POHLAND & HARPER, 1986; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; BIDONE & POVINELLI, 1999; SEGATO & SILVA, 2000; CHERNICHARO, 2007).

Esses processos de degradação são realizados pela presença de bactérias que ajudam a deterioração do material durante o processo de disposição dos resíduos, assim como o conteúdo de água e outros nutrientes. Além dos subprodutos gerados pela degradação anaeróbia ou aeróbia, há a geração de um lixiviado (e percolado), que em regiões com alto índice pluviométrico, tem sua quantidade aumentada pela infiltração da chuva (POHLAND & HARPER, 1986; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; BIDONE. & POVINELLI, 1999; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

Os resíduos sólidos dispostos, inicialmente, atuam como um grande atenuador do excesso de umidade durante os eventos de precipitação e absorvem esse excesso de água. A retenção de umidade é atribuída, principalmente, ao conjunto de forças da tensão superficial e da pressão capilar. Porém, ao atingirem um teor de umidade acima de sua capacidade de campo (máximo conteúdo que é retido no meio poroso sem produzir lixiviação), qualquer acréscimo adicional de umidade resulta na lixiviação do excesso. Alguma lixiviação poderá se formar antes de atingida a capacidade de campo, uma vez que os resíduos, não sendo homogêneos, apresentam canais, e alguns destes não absorvem a água prontamente (POHLAND & HARPER, 1986; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; OLIVEIRA & PASQUAL, 2000; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

A percolação segue o mesmo comportamento físico de um maciço heterogêneo constituído por material poroso. Parte da água que precipita sobre o aterro volta para a atmosfera, devido à evaporação, parte escoia superficialmente e o restante se infiltra, carreando o lixiviado, podendo ficar retida na camada de cobertura ou produzir um fluxo de percolação quando for atingida a saturação desta camada (ROCCA, 1981; POHLAND & HARPER, 1986; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

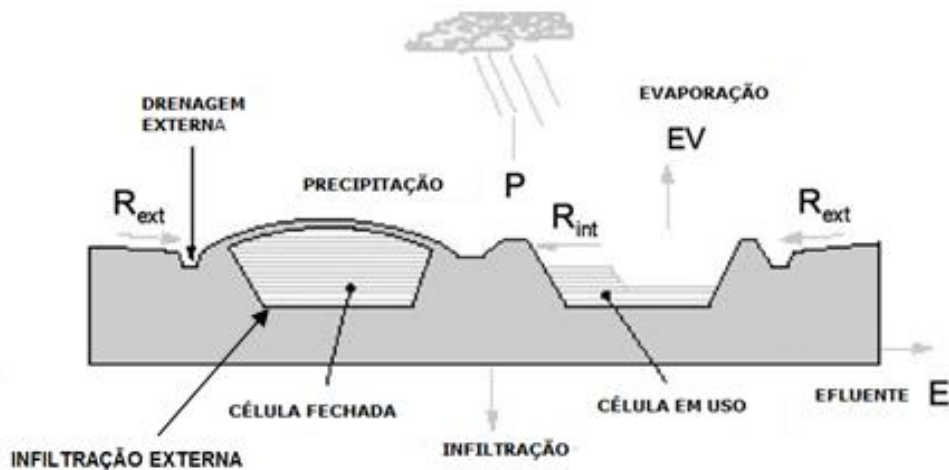
3.2.2 Características dos lixiviados de aterros

3.2.2.1 O balanço hídrico e os métodos de quantificação da vazão

A estimativa dos líquidos percolados gerados em um aterro sanitário é fundamentada no balanço hídrico, que consiste na soma das parcelas de água que entram e na

subtração das parcelas que deixam a célula do aterro. A Figura 3.6 ilustra esse balanço hídrico (FARQUHAR, 1989; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; RENO *et al.*, 2008; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016; YADAV & DIKSHIT, 2017).

Figura 3.6 – Balanço hídrico em um aterro sanitário



Fonte: Adaptado de YADAV & DIKSHIT, 2017.

A vazão de efluentes gerada no aterro sanitário é crescente no tempo, em função do aumento da área ocupada pelas células e do volume de resíduo disposto. Uma vez encerrada a operação do aterro, com as células corretamente encerradas com uso de material de cobertura geossintético ou solo, deve-se esperar ao longo dos anos uma redução da vazão de lixiviado gerado e ainda que não haja percolado. A vazão varia também em função da chuva incidente sobre a área de disposição de resíduos e das condições climáticas, podendo se verificar que durante o ano a vazão cresce nos períodos chuvosos e decresce em períodos secos (FARQUHAR, 1989; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; RENO *et al.*, 2008; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

O aterro funciona como uma massa inercial que amortece e retarda a influência dos eventos climáticos. Para estimar a vazão de lixiviado gerado em um aterro podem ser aplicados diversos métodos matemáticos, entre os quais se destacam o Método do Balanço Hídrico, o Método Suíço, o Método Racional, e Método da Capacidade de Campo e métodos computacionais (ROCCA, 1992; LINS *et al.*, 2005;

TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASTILHOS Jr. (Coord.) *et al.*, 2003; LAVROVA & KOUMANOVA, 2010; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014; PLOCOSTE, *et al.*, 2016).

Alguns modelos matemáticos tais como o HELP (*“Hydrological Evaluation of Landfill Performance”*), o SWB (*“Serial Water Balance Method”*), o SOILINER, todos baseados no Método do Balanço Hídrico e o WBM (*“Water Balance Method”*), da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency* - USEPA) são usados para estimativa de vazão de lixiviado (SOUZA, 2011).

3.2.2.2 Fases da degradação dos resíduos urbanos

No início ocorre a hidrólise e lixiviação do material solúvel, posteriormente o material passível de degradação vai sendo metabolizado pelos microrganismos e com o passar dos anos a relação DBO₅/DQO começa a diminuir, indicando maior estabilidade do aterro e a formação de compostos recalcitrantes de difícil degradação.

Recalcitrância é a dificuldade ou impossibilidade de degradação de substâncias químicas por via biológica e entre os principais fatores que impedem a biodegradação estão a estrutura química sem grupo funcional reativo, a toxicidade de certos compostos em relação aos microrganismos responsáveis pela degradação e reações entre compostos gerando novas substâncias tóxicas complexas (FARQUHAR, 1988; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; VIANA, 2005).

Considerava-se a ocorrência de quatro fases desde a disposição dos resíduos no aterro sanitário até a sua completa estabilização, sendo essas: fase aeróbia, fase anaeróbia, fase metanogênica inicial e fase de estabilização metanogênica. Porém, atualmente são consideradas cinco grandes fases no processo de disposição dos resíduos, como descrito na Tabela 3.2 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASTILHOS Jr. (Coord.) *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

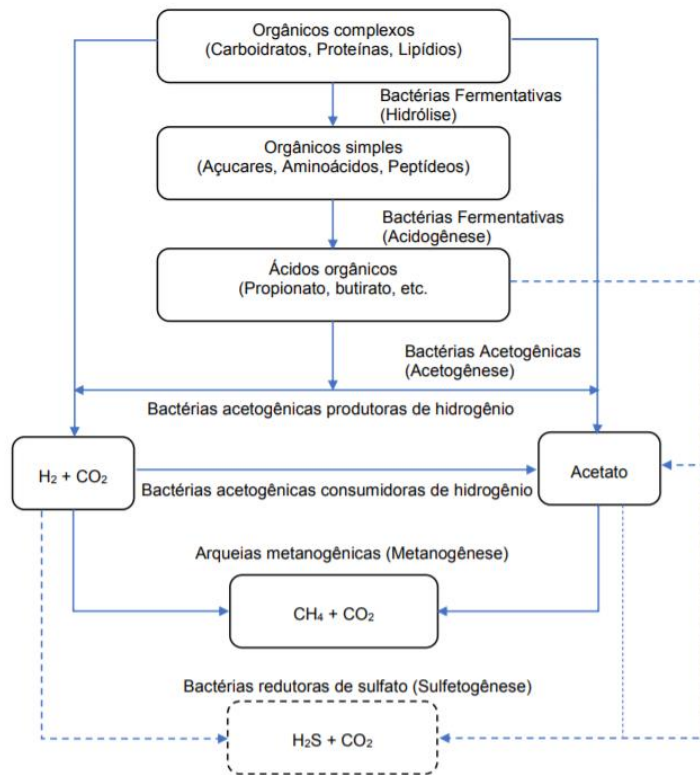
A Tabela 3.2 descreve as características de cada fase de degradação dos resíduos sólidos. As Figuras 3.7 e 3.8 ilustram essas fases e um esquema resumido da evolução de diferentes parâmetros de poluição (POHLAND & HARPER, 1986; CHERNICHARO, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

Tabela 3.2 – Fases de degradação dos resíduos sólidos.

FASES DO RESÍDUO NO ATERRO	ATERRAMENTO DOS RESÍDUOS NAS CÉLULAS E INÍCIO DO ACÚMULO DE UMIDADE
<p>Fase 1</p> <p>Fase inicial</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Compactação inicial dos resíduos e fechamento das células do aterro. - Detecção das primeiras mudanças nos diferentes parâmetros de degradação dos resíduos. - Capacidade de retenção de água nos resíduos é ultrapassada e inicia-se a formação de lixiviados.
<p>Fase 2</p> <p>Fase de transição</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Passagem de condições aeróbias para anaeróbias. O aceptor de elétrons passa de oxigênio para os nitratos e sulfatos. - Concentrações relevantes de metabólitos intermediários (ácidos graxos voláteis) aparecem nos lixiviados. - Tendências perceptíveis de instalação de condições redutoras no meio. - Os ácidos graxos voláteis se tornam preponderantes nos lixiviados.
<p>Fase 3</p> <p>Formação ácida</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Diminuição do pH, acompanhada de mobilização e possível complexação de espécies metálicas. - Consumo de nitrogênio e fósforo para o crescimento dos micro-organismos. - Aumento do pH para valores mais elevados, controlado pela capacidade tampão do sistema.
<p>Fase 4</p> <p>Fermentação metanogênica</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Potencial de oxirredução se encontra em valores baixos e consumo importante de nutrientes. - Produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em metano, dióxido de carbono e outros metabólitos. - Fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer. - Carga orgânica dos lixiviados decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente. - Estabilização dos componentes orgânicos disponíveis nos resíduos e solubilizados nos lixiviados. - Concentrações de nutrientes, inicialmente elevadas, se tornam limitantes.
<p>Fase 5</p> <p>Maturação final</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Produção de gases entra em queda acentuada, e em seguida, cessa. - Oxigênio e espécies oxidadas reaparecem lentamente e aumento do potencial redox é observado. - Matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

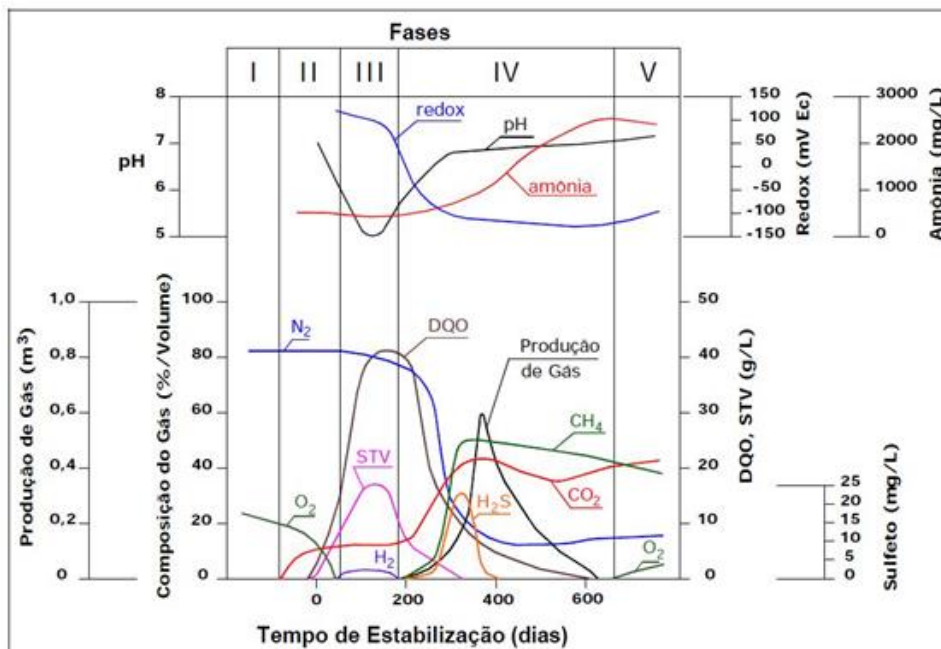
Fonte: Adaptado de POHLAND & HARPER, 1986.

Figura 3.7 – Fases do metabolismo microbiano na degradação anaeróbia.



Fonte: Adaptado de CHERNICHARO, 2007.

Figura 3.8 - Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros



Fonte: Adaptado de POHLAND & HARPER, 1986. (* STV = sólidos totais voláteis).

- ✚ Fase Inicial – Esta fase é a aeróbia, na qual o oxigênio presente no meio dos resíduos recém depositados é consumido, resultando na produção de gás carbônico, no aumento da temperatura interna das células e degradação de 5% a 10% da matéria orgânica degradável. Essa fase se caracteriza pela presença de microrganismos aeróbios e facultativos na degradação da matéria orgânica. Esta fase apresenta curta duração, geralmente de poucas semanas (aproximadamente um mês), devido à rápida redução da concentração de oxigênio. À medida que ocorre a redução da disponibilidade de oxigênio, os microrganismos anaeróbios passam a comandar o processo de degradação. Os lixiviados, nesta fase, apresentam elevada concentração de sais de alta solubilidade, como cloreto de sódio. A elevação da temperatura pode ocasionar, também, a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; QASIN & CHIANG, 1994; COSTA, 2002; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; CATAPRETA, 2008; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).
- ✚ Fase de Transição – Nesta fase predominam as atividades microbianas anaeróbias em detrimento das aeróbias. Os microrganismos presentes são as bactérias fermentativas e acetogênicas. Identifica-se, nesta fase, a presença de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis e grandes quantidades de nitrogênio amoniacal. O comportamento das condições anaeróbias pode ser monitorado pela medição das condições do potencial de oxidação/redução e pH do lixiviado drenado. Ocorre o surgimento de compostos intermediários, tais como ácidos graxos voláteis (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; D'ALMEIDA. & VILHENA, 2000; QASIN & CHIANG, 1994; COSTA, 2002; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; CATAPRETA, 2008; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).
- ✚ Fase ácida – A atividade microbiológica iniciada na fase anterior é acelerada nesta fase com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e menores quantidades do gás hidrogênio. Esta fase é marcada pelo início da produção de metano, porém de forma intermitente. Ocorre a 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 arqueas metanogênicas. O pH se eleva pela redução de ácidos e maior geração de amônia, chegando a valores acima de 7,0, caracterizando um resíduo levemente básico,

consequentemente, diminui a solubilização de compostos inorgânicos. A concentração de matéria orgânica em relação à inorgânica é reduzida no lixiviado, significando uma maior estabilidade e menor biodegradabilidade (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; QASIN & CHIANG, 1994; COSTA, 2002; LIMA, 2006; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; CATAPRETA, 2008; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

✚ Fase de fermentação metanogênica – Intensa geração de metano e dióxido de carbono, permanecendo constante a produção e a composição do biogás, gerando muitos sulfetos e até 1.000 mg/L de gás sulfídrico, que ajudam na precipitação dos compostos metálicos solubilizados. Ocorre um aumento significativo da concentração de amônia no lixiviado. A carga orgânica dos lixiviados decresce e as concentrações de nutrientes se tornam limitantes (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; QASIN & CHIANG, 1994; COSTA, 2002; LIMA, 2006; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; CATAPRETA, 2008; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

✚ Fase de maturação final – Essa fase ocorre depois que a matéria orgânica facilmente biodegradável foi convertida em CH₄ e CO₂. A taxa de geração de gás no aterro cai significativamente, já que os nutrientes viáveis foram removidos com os líquidos lixiviados durante as fases anteriores e os substratos que permanecem no aterro são lentamente biodegradados. Em função do grau de estabilidade do aterro, a produção de compostos estabilizados húmicos e similares chega a valores acima de 50%. Dessa forma, os processos biológicos ficam menos efetivos, pois o nível de recalcitrância aumenta muito (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; QASIN & CHIANG, 1994; COSTA, 2002; LIMA, 2006; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; CATAPRETA, 2008; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

A duração das diferentes fases de degradação dos resíduos em aterros depende de diversos fatores, como, por exemplo, tamanho do aterro, forma de gerenciamento do aterro (aterramento, compactação, recirculação), tipo de resíduos depositados e clima. É importante enfatizar que a geração e liberação do lixiviado pode permanecer por mais de 50 anos após o fechamento do aterro.

Um aprofundamento nos processos de degradação dos resíduos é importante para o conhecimento dos principais compostos presentes nos lixiviados, permitindo ainda obter informações acerca das substâncias húmicas que geram o estado mais estabilizado. Devido à complexa e variável composição dos lixiviados, torna-se necessário quantificar alguns parâmetros físico-químicos e biológicos para caracterizá-los, sendo que os mais utilizados são: pH, DQO, DBO₅, COT (Carbono Orgânico Total), Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT) e nitrogênio amoniacal, alcalinidade, série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis e metais pesados. Esses parâmetros também são utilizados como indicadores para aplicação de medidas de controle para a destinação final do lixiviado tratado. Destacam-se entre tais parâmetros a DQO e DBO₅, visto que por meio da relação DBO₅/DQO, é possível obter informações a respeito da biodegradabilidade da matéria orgânica presente no lixiviado (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CLEMENT *et al.*, 1997; KJELDSEN *et al.*, 2002; BAUN *et al.*, 2004; RENO *et al.*, 2007; CHERNICHARO, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

Os lixiviados produzidos durante as fases acidogênica e acetogênica (fases ácidas) apresentam grande quantidade de matéria orgânica, principalmente devido à elevada concentração de ácidos graxos voláteis (AGV). Os AGV são facilmente biodegradáveis e, dessa forma, a relação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) nas fases ácidas é da ordem de 0,5 ou maior (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CHERNICHARO, 1997; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006; CHERNICHARO, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014). Na fase metanogênica, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica são consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios que dão origem ao gás CH₄ e ao CO₂ (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CHERNICHARO, 1997; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006; CHERNICHARO, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014). Estes microrganismos desenvolvem-se preferencialmente em valores de pH próximos à neutralidade, entre 6,6 e 7,3. Observa-se o aumento do pH na medida em que os ácidos voláteis simples produzidos na fase anterior são consumidos, favorecendo o desenvolvimento da fase metanogênica. Como resultado, a DBO₅ na fase metanogênica diminui enquanto a DQO continua relativamente elevada, indicando uma menor biodegradabilidade do lixiviado. Isso explica a alta recalcitrância de lixiviados de aterros estabilizados e a pouca eficiência no seu tratamento por meio de processos biológicos (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993; MANNARINO *et al.*, 2003; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006; CHERNICHARO, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

A Tabela 3.3 mostra os valores típicos dos poluentes dos lixiviados em função das fases de estabilização.

Tabela 3.3 - Faixas de concentrações de alguns poluentes obtidas a partir da caracterização de lixiviados durante as fases de estabilização biológica

Parâmetros	Unidade	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
DQO	mg/L	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
DBO ₅	mg/L	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DBO ₅ / DQO	-	0,23 a 0,87	0,40 a 0,80	0,17 a 0,64	0,02 a 0,13
pH	-	6,70	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
NTK	mg/L	180 a 860	14 a 1.970	25 a 82	7 a 490
N-NH ₃	mg/L	120 a 125	2 a 1.030	6 a 430	6 a 430
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	0,6 a 1,7	0,2 a 120	0,7 a 14	0,20 a 14
Alcalinidade total	mg/L	200 a 2,500	140 a 9.650	760 a 5.050	200 a 3.520
AVT (Ácidos Voláteis Totais)	mgHAc/L	100 a 3,000	3.000 a 18.800	250 a 4.000	ausente
Cloretos	mg/L	30 a 5,000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
Sulfatos	mg/L	10 a 458	10 a 3.240	ausente	5 a 40
ST (sólidos totais)	mg/L	2,050 a 2,450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640
Cádmio	mg/L	190 a 490	70 a 3.900	76 a 490	76 a 254
Chumbo	mg/L	0,001 a 0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,10	0,01 a 0,10
Cobre	mg/L	0,085 a 0,39	0,05 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
Cromo	mg/L	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
Ferro	mg/L	68 a 312	90 a 2.200	115 a 336	4 a 20
Magnésio	mg/L	66 a 96	3 a 1.140	81 a 505	81 a 190
Manganês	mg/L	0,6	0,6 a 41	0,6	0,6
Níquel	mg/L	0,02 a 1,55	0,03 a 79	0,01 a 1	0,07
Potássio	mg/L	35 a 2,300	35 a 2.300	35 a 2.500	35 a 2.500
Sódio	mg/L	20 a 7,600	-	-	-
Zinco	mg/L	0,06 a 21	0,65 a 220	0,40 a 6	0,40
Coliformes totais	NMP/100ml	10 ⁰ a 10 ⁵	10 ⁰ a 10 ⁵	ausente	ausente
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	10 ⁰ a 10 ⁵	10 ⁰ a 10 ⁵	ausente	ausente

Fonte: Adaptado de D'Almeida & Vilhena (2000); Pohland & Harper (1986).

Os valores da DBO₅ e DQO tendem a sofrer reduções ao longo da degradação dos resíduos aterrados. Entretanto, a DBO₅ decresce mais rapidamente em relação à DQO, que permanece no lixiviado, devido à parte inorgânica e a matéria orgânica

recalcitrante formada. Teoricamente, é possível dividir estes estágios de estabilidade dos aterros sanitários em função da relação DBO_5/DQO observada nos lixiviados (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006), a saber:

- ✚ $DBO_5/DQO > 0,5$ indica um aterro novo e instável (alta biodegradabilidade);
- ✚ $0,1 < DBO_5/DQO < 0,5$ indica um aterro moderadamente estável (média biodegradabilidade);
- ✚ $DBO_5/DQO < 0,1$ indica um aterro antigo e estável (baixa biodegradabilidade).

O aterro tem uma grande complexidade de poluentes e ainda variações sazonais e de localização que influenciam muito nos processos de degradação, tendo ainda a idade do aterro como um fator relevante na qualidade do lixiviado, sendo um indicador da estabilidade dos compostos poluentes. De acordo com os valores de pH, DBO_5 e DQO é possível se conhecer o estado de degradação dos resíduos e o nível de estabilidade e recalcitrância do lixiviado. A Tabela 3.4 mostra dados relativos aos parâmetros poluentes em função da idade do aterro.

Tabela 3.4 - Características do lixiviado em função da idade do aterro

Parâmetros	Idade do aterro (anos)			
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	>20
DBO_5 (mg/L)	10.000 a 25.000	1.000 a 4.000	50 - 1.000	<50
DQO (mg/L)	15.000 a 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	<1000
NTK (mg/L)	1.000 a 3.000	400 - 600	75 - 300	<50
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	500 - 1.500	300 - 500	50 - 200	<320
SDT (mg/L)	1.000 a 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000	<1000
pH (-)	3 - 6	6 - 7	7 - 7,5	7,5
Cálcio (mg/L)	2.000 - 4.000	500 - 2.000	300 - 500	<300
Sódio e Potássio (mg/L)	2.000 - 4.000	500 - 1.500	100 - 500	<100
Cloreto (mg/L)	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	<100
Sulfato (mg/L)	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	<50
Fósforo (mg/L)	100 - 300	10 - 100	-	<10

Fonte: FARQUHAR, 1989; EL-FADEL *et al.*, 2002.

Os lixiviados gerados, tratados e descartados no corpo hídrico receptor, geralmente, não atendem às resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (nº 430/2011) e do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) do Estado do Rio de Janeiro (NT 202 revisão 10), que estabelecem condições e padrões de lançamento de efluentes gerados por qualquer fonte de poluição. Essa destinação sem o tratamento adequado causa desequilíbrio e danos ao meio ambiente (SILVA, 2008; CHERNICHARO, 2007; CAVALCANTI *et al.*, 2009; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

A definição do procedimento de tratamento para o lixiviado deve considerar uma avaliação de eficiência, atendimento à legislação e relação custo-benefício, considerando as características do local. A escolha de uma tecnologia e/ou um dimensionamento impróprios resultam em problemas na operação da estação de tratamento e dificuldades no atendimento à legislação ambiental (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; LIMA *et al.*, 2005; SOUTO & POVINELLI, 2007; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014).

3.2.2.3 Características do lixiviado

A composição do lixiviado em um aterro depende diretamente dos resíduos depositados no mesmo, e apresenta uma forte relação com a magnitude e características da população servida, aspectos climáticos e hidrogeológicos, grau de estabilização do aterro sanitário, teor de umidade, teor de matéria orgânica e idade dos resíduos depositados. Dessa forma, deve ficar claro que as variações dos lixiviados nos diversos aterros, tanto em países desenvolvidos, quanto em países em desenvolvimento, como o Brasil, são influenciadas por diversas características dos aterros (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; HERRERA *et al.*, 2000; MORAVIA, 2010; FERNANDES *et al.*, 2015; BAHÉ, 2014), a saber:

- ✚ Tipo de resíduos recebidos no aterro, teor de matéria orgânica, idade do aterro e grau de decomposição da matéria orgânica;
- ✚ Variação sazonal do tempo durante a disposição dos resíduos sólidos, tais como precipitação pluviométrica e temperatura;

- ✚ Processos mecânicos aplicados ao aterro, tais como: compactação, granulometria dos resíduos, pré-tratamento mecânico biológico usado, cobertura do aterro, altura das camadas de resíduos;
- ✚ Ambiente do aterro, tais como: fase de degradação do resíduo, umidade, precipitação, temperatura etc.

O lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbia dos resíduos, metais pesados tais como cádmio, zinco, mercúrio, assim como organoclorados, oriundos do descarte de inseticidas e agrotóxicos, além de microrganismos. A pluma de lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes principais (CHRISTENSEN & KJELSDEN, 1989; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; REINHART & AL-YOUSFI, 1996; SEGATO & SILVA, 2000; HERRERA *et al.*, 2000; CHRISTENSEN *et al.*, 2001; MORAES, 2005; CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006; NAGASHIMA *et al.*, 2009; MORAVIA, 2010; BAHÉ, 2014; FERNANDES, *et al.*, 2015;), a saber:

- ✚ Matéria Orgânica Dissolvida expressa em termos da DBO₅, DQO ou COT, incluindo metano, ácidos graxos voláteis e compostos recalcitrantes, como ácidos fúlvicos, húmicos e húmicos;
- ✚ Macrocomponentes inorgânicos tais como: Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, NH₄⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, CO₃⁻, HCO₃⁻ e S²⁻;
- ✚ Elementos traço: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn;
- ✚ Compostos orgânicos xenobióticos, presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, álcoois, aldeídos, cetonas, ácidos carboxílicos, e compostos alifáticos e aromáticos clorados;
- ✚ Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações;
- ✚ Microrganismos: bactérias (acetogênicas, desnitrificantes e coliformes totais e fecais) e arqueas metanogênicas.

3.2.2.3.1 Caracterização dos lixiviados

A caracterização de efluentes em geral pode ser realizada em três níveis: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; BARKER *et al.*, 1999; MORAVIA, 2007; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

Na determinação de poluentes convencionais ou não específicos para a caracterização de lixiviados usam-se métodos padronizados na literatura, dentre os quais pode-se mencionar: pH, DBO₅, DQO, NTK, N-NH₃, Fósforo, Cloretos, Alcalinidade, Série de Sólidos, Metais Pesados (Cd, Ni, Zn, Cu e Pb) e outros metais tais como Al e Fe. Os parâmetros específicos, tais como DQO inerte, biodegradabilidade e substâncias húmicas, são métodos de caracterização encontrados na literatura, ainda não padronizados, e que fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do lixiviado (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; MORAVIA, 2007; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

A seguir serão apresentados alguns dos parâmetros de interesse na caracterização de lixiviados.

✓ pH

Nos processos de degradação biológica o desenvolvimento das várias espécies de microrganismos está diretamente relacionado às faixas predominantes de pH do meio reacional. Os ácidos orgânicos voláteis são um dos indicadores do grau de biodegradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, devido ao fato de serem gerados na fase acidogênica e consumidos na fase metanogênica. O pH ácido em lixiviados indica degradação muito recente dos resíduos depositados com a geração massiva de ácidos voláteis totais. Já na fase metanogênica, em que os resíduos já estão há muito tempo depositados e, portanto, relativamente estabilizados, o consumo de ácidos voláteis, o aumento da presença de nitrogênio amoniacal e o tamponamento do meio também tem influência na variação do pH, que nesse caso aumenta a valores acima de 8,0

(CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; HERRERA *et al.*, 2000; MORAVIA, 2007; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

✓ **Matéria orgânica**

A quantidade de matéria orgânica presente em lixiviados pode ser quantificada de forma indireta através da DBO₅ e DQO. A DBO₅ está relacionada com a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea degradável, sendo diferente da DQO, que utiliza um agente oxidante, em meio ácido, para a oxidação química da matéria orgânica, porém oxidando também compostos inorgânicos que estejam em sua forma ainda reduzida no meio reacional, tais como sulfetos, nitritos, sulfitos, etc. O carbono orgânico total (COT) é obtido através de análise instrumental de medida direta da matéria orgânica presente em lixiviados, através da quantificação do carbono orgânico liberado na forma de CO₂ após oxidação térmica, com a necessidade de quantificar em conjunto os carbonatos e bicarbonatos presentes, sendo menos aplicada a lixiviados estabilizados em função da geração de compostos de natureza húmica (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

✓ **Relação DBO₅/DQO**

A avaliação do nível de biodegradabilidade obtido por meio da relação DBO₅/DQO indica o quanto é estabilizado o lixiviado do aterro, sendo que essa biodegradabilidade decresce de acordo com o aumento da idade do aterro. O lixiviado de aterros recentes, em funcionamento por período curto, apresentam grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, de modo que a relação DBO₅/DQO situa-se entre 0,4 a 0,6 ou maior. Quando essa relação se reduz a valores menores que 0,3, se inicia uma fase em que os compostos apresentam menor potencial de biodegradação e são mais recalcitrantes. A relação em função dos consumos de oxigênio deve ser ainda avaliada com outros parâmetros complementares, como por exemplo a quantidade de ácidos voláteis (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

O uso dos parâmetros de consumo de oxigênio é tradicional e indica a evolução da biodegradabilidade dos lixiviados, sendo em geral alta a relação no início dos processos biológicos, seja, aeróbios ou anaeróbios. No caso dos lixiviados os valores são altos em pH baixo e pequenas produções de gases. À medida que chega a fase metanogênica, que é o caso dos aterros antigos, essa relação se encontra entre 0,05 e 0,2 (em geral < 0,1), sendo que isso ocorre devido ao aumento da estabilidade, indicando a baixa biodegradabilidade dos compostos orgânicos contidos no lixiviado. Nessa fase ocorre a maior geração de substâncias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e húmica), componentes de difícil biodegradação (recalcitrantes). Em função desse decréscimo da biodegradabilidade para os lixiviados mais estabilizados, o tratamento físico-químico e não biológico é o mais indicado (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; REINHART & AL-YOUSFI, 1996; EL FADEL *et al.*, 2002; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

✓ **Toxicidade**

Diversos compostos podem apresentar toxicidade para os microrganismos e dessa forma inibir os processos de degradação biológica, dentre os quais destacam-se a amônia, os sulfetos, os metais pesados, os cátions alcalinos e alcalino-terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio, compostos orgânicos, como os ácidos acéticos, hidrogênio, oxigênio etc. A toxicidade do lixiviado não pode ser associada à uma substância isoladamente e nem à soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre as diferentes substâncias existentes no lixiviado. Os metais são tóxicos aos microrganismos, sejam eles aeróbios ou anaeróbios. Os principais fatores que levam à mobilidade dos metais são: pH, potencial de oxidação-redução, atividade microbiana e a própria química do solo. Além disso, existem alguns mecanismos que afetam a mobilidade dos metais, tais como: precipitação, solubilização, adsorção, troca iônica, complexação e difusão (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASIM & CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; SILVA *et al.*, 2004; KOHN *et al.*, 2004; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

Geralmente as concentrações dos metais presentes nos lixiviados provenientes de resíduos domésticos são relativamente baixas, aumentando caso haja a disposição 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 estão mais solúveis, e menores na fase final de estabilização, durante a qual o pH normalmente é mais básico e ocorre a precipitação dos metais (BUSCHINELLI, 1985; RAY e CHAN, 1986; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; CASIM E CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

A Tabela 3.5 ilustra alguns dos metais mais frequentemente encontrados nos lixiviados de aterro sanitário e suas respectivas concentrações.

Tabela 3.5 - Concentrações de metais pesados em lixiviados de aterros sanitários.

Metal	Concentração média (mg/L)	Metal	Concentração média (mg/L)
Antimônio	4,52	Ferro	2,21
Arsênio	0,042	Manganês	9,59
Bário	0,853	Mercúrio	0,002
Berílio	0,006	Níquel	0,326
Cádmio	0,022	Prata	0,021
Cromo	0,175	Selênio	0,012
Cobre	0,168	Tálio	0,175
Chumbo	0,162	Zinco	8,32

Fonte: QASIM & CHIANG (1994).

✓ **Biodegradabilidade**

Nos lixiviados, os compostos biodegradáveis podem ser classificados em relação à facilidade de degradação, sendo que podem ser divididos em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis são em geral solúveis, consistindo em moléculas relativamente simples, podendo serem metabolizados diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto os compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis estão, em geral, na forma sólida, as quais necessitam serem hidrolisados antes de serem metabolizados. No entanto, é possível que haja matéria orgânica solúvel cuja

degradação é mais lenta, consistindo em moléculas mais complexas. Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e se acumular no lixiviado. Nem sempre são compostos tóxicos aos microrganismos, porém são resistentes ao ataque metabólico, tais como os compostos húmicos, no caso de lixiviados. A biodegradabilidade do lixiviado é afetada por muitos fatores, sendo os fatores mais relevantes: fonte e quantidade de microrganismos e condições físico-químicas do meio, tais como concentração de oxigênio, temperatura, pH, dentre outros. Uma das formas de determinação da biodegradabilidade de matrizes aquosas consiste no monitoramento do decaimento da DQO em reatores alimentados com amostra, solução de nutrientes e lodo proveniente de reatores aeróbios como inóculo, incubado a 25°C e submetido à aeração, até a estabilização da amostra testada (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASIM E CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; OECD, 1995; PAINTER, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010).

✓ **Substâncias húmicas**

As substâncias húmicas presentes nos lixiviados podem ser consideradas com um grande fator de recalcitrância, pois sua composição é muito complexa e estável. Os ácidos húmicos constituem uma série de polímeros amorfos de coloração variando entre a amarela, marrom e preta, com alta massa molar, provenientes de reações de sínteses secundárias, bióticas e abióticas (STEVENSON, 1994; CONTRERA, 2008; SOUTO, 2009; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010; LABANOWSKIA *et al.*, 2010).

As frações húmicas e fúlvicas representam misturas heterogêneas com comportamentos químicos semelhantes, como também possuem estruturas similares, mas com massas moleculares diferentes. As substâncias húmicas possuem grupo funcional carboxílico em quase todos seus grupos funcionais e massas moleculares de moderada a alta, também sendo macromoléculas aniônicas refratárias (MCBRIDE, 1994; HONG & ELIMELECH, 1997; LABANOWSKIA *et al.*, 2010).

Nas tentativas de tratamento do lixiviado, associa-se ao termo recalcitrância tudo o que mostra dificuldade ou impossibilidade de degradação, como ocorre em certas

substâncias químicas na natureza. No caso do lixiviado de aterros, a recalcitrância está diretamente relacionada a substâncias húmicas, compostos clorados e aromáticos. Os microrganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, e sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício da recalcitrância ou persistência do lixiviado no meio ambiente (MORAIS, 2005; LABANOWSKIA *et al.*, 2010).

Os ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina no lixiviado de um aterro estabilizado representam 50 a 57% da concentração de carbono orgânico, com maior dificuldade de degradação e alto nível de recalcitrância (SILVA *et al.*, 1997; LABANOWSKIA *et al.*, 2010). Em vários estudos realizados, o lixiviado de aterro sanitário tem se mostrado com grande recalcitrância, a qual acredita-se estar associada com a presença de compostos de elevada massa molecular e com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas. Já foi reportado na literatura que 50 a 60% da DQO total do lixiviado na fase metanogênica (lixiviado estabilizado) é constituída por substâncias húmicas (ZOUBOULIS *et al.*, 2004; KANG *et al.*, 2002; EL FADEL & KHOURI, 2000; SOUTO, 2009; LABANOWSKIA *et al.*, 2010).

As Tabelas 3.6 e 3.7 mostram a faixa de parâmetros constituintes do lixiviado, ilustrando as variações típicas reportadas para os aterros no Brasil.

Tabela 3.6 - Variação da Composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros (25 aterros em 9 estados brasileiros).

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Condutividade (µS/cm)	2.950 - 25.000	2.950 - 17.660	77
DBO ₅ (mg/L O ₂)	<20 - 30.000	<20 - 8.600	75
DQO (mg/L O ₂)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
NTK (mg/L de N)	80 - 3.100	Não há	-
N - Amoniacal (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1800	72
P total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sólidos totais (mg/L)	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64

FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.
 Fonte: Adaptada de SOUTO & POVINELLI, 2007.

Tabela 3.7 - Variação da composição de metais dos lixiviados gerados em aterros no Brasil (valores médios e faixa).

Parâmetro	Procedência dos lixiviados		
	1	2	3
Cádmio (mg/L)		0 - 0,065	<0,01
Chumbo (mg/L)	<0,01 - 1,5	0,01 - 0,5	<0,01
Cobre (mg/L)	0,2 - 2,9	0,05 - 0,15	<0,01 - 0,10
Cromo (mg/L)	<0,01 - 3,5	0,03 - 0,5	<0,01 - 0,09
Ferro (mg/L)	15 - 220	0,01 - 0,65	1,98 - 5,0
Níquel (mg/L)		0,03 - 0,5	<0,01 - 0,06
Zinco (mg/L)		0,01 - 1,5	0,30 - 0,32

1-Aterro de Muribeca, Pernambuco. Fonte: OLIVEIRA & JUCÁ, 2004

2-Aterros brasileiros. Fonte: SOUTO & POVINELLI, 2007

3-Aterro sanitário de Seropédica. Fonte COMLURB, 2012.

A idade do aterro faz toda a diferença, pois se é jovem a DQO do lixiviado é muito alta, porém é fácil biodegradação. A DBO₅ para esse lixiviado também é alta, porém a relação DBO₅/DQO, que define a maior ou menor biodegradabilidade do lixiviado, fica entre 0,30 e 0,70, mostrando que aterros novos geram lixiviados com maior potencial de biodegradação em comparação com aterros velhos (estabilizados) com maior nível de recalcitrância, para os quais a relação DBO₅/DQO situa-se entre 0,04 e 0,20 (TCHOBANOGLOUS, *et al.*, 1993; CASIM & CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; CARDILLO, 2013).

A concentração de nitrogênio amoniacal dos aterros novos se mostra abaixo de 500 mg/l, tendo presença de metais pesados em valores acima dos limites fixados pela legislação em função da lixiviação ácida. O baixo teor de amônia, que não gera grande inibição ao processo microbiano, facilita a biodegradação. Esses aterros novos têm em geral pH abaixo de 7,0 e uma condutividade acima de 20.000 µS/cm² (TCHOBANOGLOUS, *et al.*, 1993; CASIM & CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; CARDILLO, 2013).

Lixiviados de aterros mais antigos tem uma baixa biodegradabilidade e muitos compostos recalcitrantes, sendo de difícil tratamento. A DQO se reduz bastante, porém a DBO₅ fica de forma tão baixa que inviabiliza os processos biológicos de tratamento, exceto em alguns casos quando se faz uso de biorreatores a membrana (MBR). Adicionalmente, a matéria orgânica de difícil biodegradação, com componentes de ácidos húmicos e fúlvicos, principalmente, aumenta significativamente (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993; CASIM & CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; CARDILLO, 2013).

O pH do lixiviado dos aterros antigos aumenta, chegando a valores entre 7.8 a 8.5, sendo tamponado, com alcalinidade acima de 10.000 mg/L e o nitrogênio amoniacal chega a valores maiores que 1.000 mg/L. Dessa forma o tratamento biológico se torna inviável sem um pré-tratamento, pois além da baixa DBO₅, o nitrogênio amoniacal acarreta inibição bacteriana. No caso de aterros muito antigos, a relação DBO₅/DQO é muito baixa, inviabilizando processos biológicos de tratamento, dessa forma tornando mais interessantes os processos físico-químicos e eletroquímicos como pré e pós tratamento ou ainda como tratamento completo, assim como combinados com biológicos fazendo uso de membranas (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CASIM & CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; LANGE & AMARAL, 2009; MORAVIA, 2010; CARDILLO, 2013). A classificação dos aterros quanto à qualidade e estabilidade dos seus lixiviados foi estudada por vários autores e alguns desses dados são ilustrados nas Tabelas 3.8 a 3.10.

Tabela 3.8 - Estabilidade do aterro em função da relação DBO₅/DQO.

Relação DBO₅/DQO	Características
> 0,5	Lixiviado biodegradável - aterro novo instável
0,1 - 0,5	Aterro moderadamente estável
< 0,1	Lixiviado pouco biodegradáveis - aterro velho estável

Fonte: Adaptado de SILVA, 2008.

Tabela 3.9 - Classificação típica de lixiviados de aterros sanitários de acordo com a idade.

Características	Novo	Intermediário	Antigo
Idade	<5	5-10	>10
pH	6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (mg/L)	>10.000	4.000 – 10.000	<4.000
DBO ₅ /DQO	>0,3	0,1-0,3	<0,1
Compostos Orgânicos	80% ácidos graxos voláteis	5-30% de AGV + ácidos húmicos e fúlvicos	>50% Ácidos húmicos e fúlvicos
Elementos Traço	Baixo-Médio	-	Baixo
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Adaptado de RENOU, 2008.

Tabela 3.10 - Composição de diferentes tipos de lixiviado de aterro.

Parâmetros	TIPO DE ATERRO				
	Jovem		Intermediário	Estabilizado	
	A	B	A	A	B
pH	<6,5	8,2 -8,3	6,5-7,5	>7,5	8,2-8,3
Cor (U Pt/Co)		2.800-3.000			5.325-5.679
DQO (mg/L)	>15.000	18.500-20.000	3.000-15.000	<3.000	4.652-5.015
DBO ₅ (mg/L)	-	9.920-10.000	-	-	650-690
DBO ₅ /DQO	0,5-1,0	0,5-0,6	0,1-0,5	<0,1	0,1
COT/DQO	<0,3	-	0,3-0,5	>0,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	<400	2.400-2.540	NA	>400	2.900-3.000
Metais pesados (mg/L)	>2	-	<2	<2	-

Fonte: Adaptado de A – KURNIAWAN *et al.*, 2006; B – MARAÑON *et al.*, 2008.

3.3 Processos mais utilizados no tratamento de lixiviados

3.3.1 Informações gerais

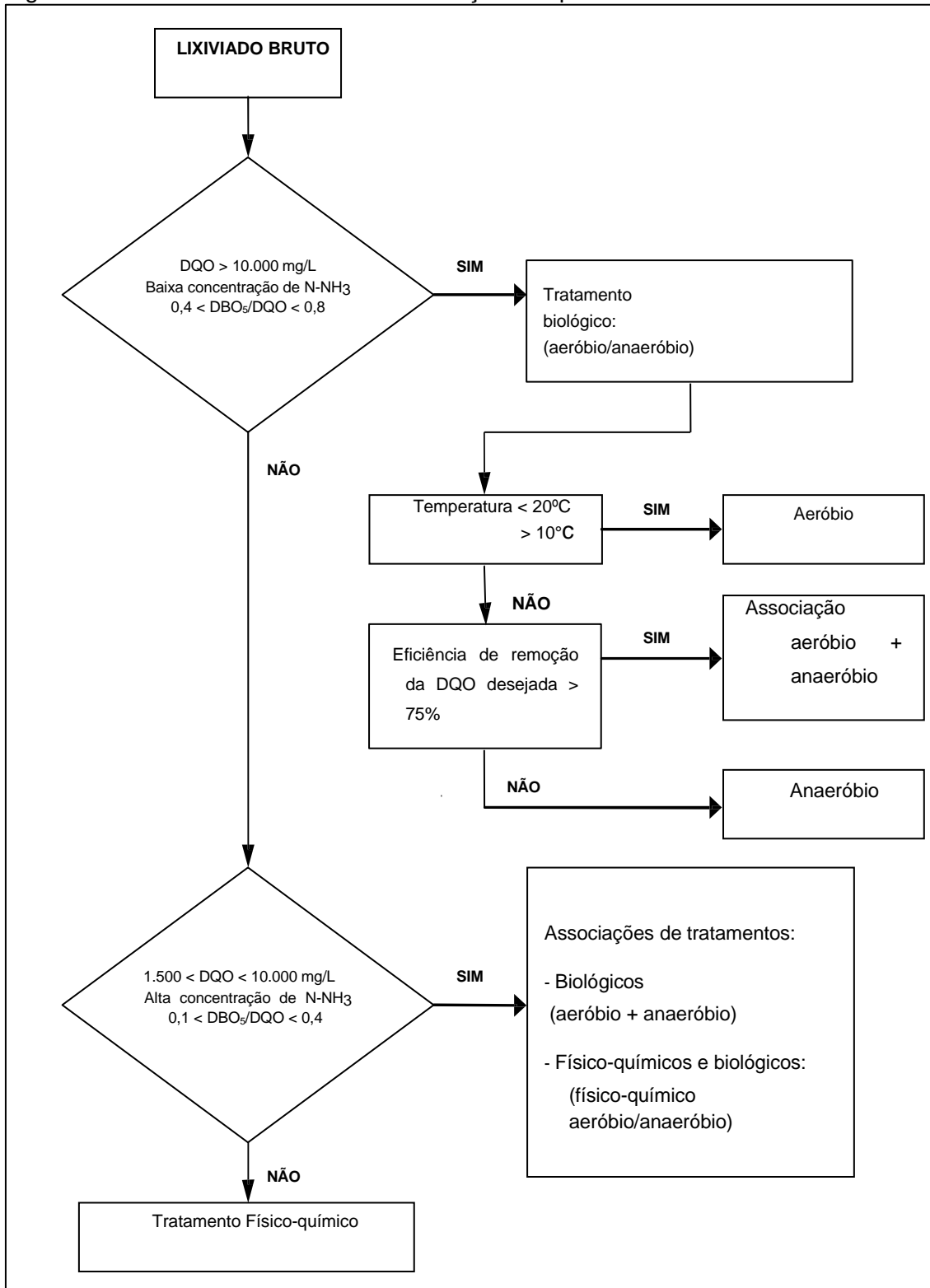
O problema das empresas que implantam e operam aterros, está relacionada com a necessidade de implantação de uma estação de tratamento de lixiviado, em função das exigências do licenciamento. O aterro se inicia com uma só célula, porém se instala um sistema de tratamento para o lixiviado do aterro como um todo. A apresentação do projeto de instalação do sistema de tratamento completo, durante o licenciamento é uma exigência. A implantação do sistema de tratamento do lixiviado é em geral onerosa, porém necessária, devido às primeiras células já gerarem lixiviado.

As estações de tratamento de lixiviado são projetadas para a vida útil dos aterros, sabendo-se que ao longo da vida útil do aterro ocorrerão alterações na qualidade do lixiviado gerado. Essa alteração da qualidade do lixiviado está relacionada com sua estabilidade e aumento da recalcitrância. Existe a necessidade da continuidade do tratamento mesmo depois do aterro encerrado. Esse é um grande dilema que traz dificuldades no atendimento da legislação ambiental. Os sistemas de tratamento dos lixiviados de aterros brasileiros mais utilizados hoje em dia envolvem o uso de lagoas de estabilização (no caso de aterros municipais), envio para estações de tratamento de esgotos convencionais (no caso de aterros públicos), tratamento combinado com sistemas de pré-tratamento, físico-químico, biológico e avançado. É comum o uso de membranas no tratamento terciário (no caso de aterros particulares) e evaporação forçada utilizando biogás como fonte de energia, assim como outras variantes.

O tratamento de lixiviados por processos físico-químicos é uma prática comum para aterros mais antigos, devido às limitações impostas pelas características do lixiviado, nesse caso lixiviados estabilizados, com altas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica altamente recalcitrante. Aplicam-se também alguns processos de pré-tratamento para aumento da eficiência do tratamento biológico, como por exemplo o "*stripping*" de amônia, ou, como pós-tratamento, que é o caso das membranas, para a remoção de compostos refratários (como ácidos húmicos e ácidos fúlvicos), cor e sólidos em suspensão (CHEUNG *et al.*, 1997; MARTTINEN *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI, *et al.*, 2006).

Na Figura 3.9 é apresentado um fluxograma com os critérios para seleção do tratamento mais adequado para os lixiviados, considerando alguns parâmetros típicos.

Figura 3.9 - Parâmetros de decisão na seleção do tipo de tratamento dos lixiviados.



Fonte: Adaptado de FORGIE, 1988; JORDÃO & PESSOA, 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2006; MORAVIA, 2010.

Em função das altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas, os lixiviados originários de aterros sanitários, possuem um alto potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais. Estudos de vários autores descrevem os efeitos adversos no solo e em aquífero, mesmo a grandes distâncias do local de disposição, assim como impactos na biota aquática (TCHOBANOGLIOUS *et al.*,1993; KJELDSEN *et al.*, 2002; BAUN *et al.*, 2004).

O grande desafio no tratamento do lixiviado é a variabilidade da sua composição. A maioria dos aterros sanitários brasileiros não possuem tratamento para o lixiviado gerado ou tratam o lixiviado de maneira ineficiente, mesmo considerando os aterros mais sofisticados e com combinação de processos. Os processos de tratamento dos lixiviados de aterros podem ser classificados em quatro grandes grupos principais (TCHOBANOGLIOUS *et al.*,1993; METCALF & EDDY, 2003; RENOU *et al.*, 2008; MORAVIA, 2010), a saber:

- ✚ **Transferência de lixiviados:** recirculação e tratamento combinado com esgoto sanitário;
- ✚ **Métodos Biológicos:** aeróbio e anaeróbio;
- ✚ **Métodos físico-químicos:**
 - Adsorção;
 - Precipitação química;
 - Coagulação/floculação,
 - Sedimentação/flotação;
 - Aeração (*air stripping*);
 - Oxidação química;
 - Evaporação;
 - Membranas.
- ✚ **Métodos eletroquímicos:**
 - Eletrocoagulação-floculação- flotação;
 - Oxidação eletroquímica;
 - Eletrooxidação;
 - Eletro-Fenton;
 - Foto-eletroquímico.

Alguns exemplos de processos de tratamento de lixiviados são:

- ✚ Adsorção em carvão ativado (ABDUL AZIZ *et al.*, 2004);
- ✚ Filtração por membranas (DI PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003);
- ✚ Precipitação química (Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; ZHANG *et al.*, 2009);
- ✚ Arraste da amônia (CHEUNG *et al.*, 1997; MARTTINEN *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; CALLI *et al.*, 2005);
- ✚ Coagulação-floculação, oxidação, evaporação, processos oxidativos avançados, entre outros (AZIZ *et al.*, 2007; OZTURK *et al.*, 2003; RENOU *et al.*, 2008; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

Existem outras metodologias propostas contemplando processos não convencionais ou combinados de tratamentos de natureza física, biológica ou físico-química, necessitando de aprofundamento nos estudos para serem alternativas viáveis.

A Tabela 3.11 relaciona os principais poluentes dos lixiviados com a efetividade de alguns processos de tratamento para remoção de determinado poluente.

Os tratamentos indicados não esgotam as possibilidades de tratamento (McARDLE *et al.*, 1988; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; MORAVIA, 2010).

Tabela 3.11 – Efetividade dos sistemas de tratamento na remoção de alguns constituintes dos lixiviados.

Tecnologia	sólidos suspensos	Nitrogênio amoniacal	óleos, graxas e líquidos imiscíveis	pH	sólidos dissolvidos totais	metais	orgânicos solúveis	orgânicos voláteis	orgânicos semivoláteis	pesticidas, pcb's	patogênicos
Sedimentação	A	NA	A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Filtração em meio granular	A	NA	AP	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Separação óleo-água	NA	NA	A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Neutralização	NA	NA	NA	A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Precipitação/Floculação/Sedimentação	A	AP	A	NA	A	A	AP	NA	NA	NA	NA
Oxidação/Redução	AP	AP	AP	NA	NA	A	A	NA	A	A	A
Adsorção em carvão	AP	AP	AP	NA	NA	A	A	A	A	A	A
Air Stripping	AP	A	AP	NA	NA	NA	NA	A	NA	NA	NA
Stripping com vapor	AP	A	AP	AP	NA	NA	NA	A	NA	NA	NA
Osiose Reversa	AP	A	AP	AP	A	A	A	NA	NA	A	A
Ultrafiltração	AP	NA	AP	AP	A	A	NA	NA	A	A	A
Troca Iônica	AP	A	AP	NA	A	A	NA	NA	NA	AP	NA
Oxidação a úmido	NA	NA	NA	NA	NA	A	NA	A	A	NA	NA
Lodo Ativado	AP	A	AP	AP	NA	AP	A	A	A	NA	NA
Reator Sequencial em Batelada	AP	A	AP	AP	NA	AP	A	A	A	NA	NA
Tratamento c/ carvão ativado pulverizado	A	NA	AP	AP	NA	AP	A	A	A	A	NA
Biodiscos rotativos	NA	A	AP	AP	NA	AP	A	A	A	NA	NA
Filtros Aeróbios	AP	A	AP	AP	NA	AP	A	A	A	NA	NA
Cloração	NA	NA	AP	AP	NA	NA	NA	NA	NA	NA	A

Legenda: (A) processo aplicável; (AP) processo aplicável após pré-tratamento; (NA) processo não aplicável.

Fonte: Adaptado de McARDLE *et al.*, 1988.

Durante os últimos anos, foram desenvolvidas diversas alternativas para tratamento dos lixiviado gerados nos aterros. Para aterros de pequenos municípios, com baixa

geração de lixiviado, sistemas mais simples são empregados. Esses sistemas, porém, ficam muito aquém em termos de remoção de poluentes quando comparados com os métodos mais avançados. Em alguns casos, o tratamento do lixiviado em conjunto com o esgoto sanitário tem sido uma alternativa, mesmo com as dificuldades que um lixiviado de baixa biodegradação traz ao tratamento do esgoto (TCHOBANOGLIOUS *et al.*,1993; CASTILHOS JR., 2003; METCALF & EDDY, 2003; MORAVIA, 2010; NASCENTES, 2013).

As lagoas de estabilização utilizadas por muitos municípios são processos biológicos de grande simplicidade, eficiência mediana, porém baixo custo de instalação, sendo a estabilização da matéria orgânica realizada por processos bioquímicos (degradação aeróbia ou anaeróbia). A lagoa anaeróbia é responsável pelo tratamento primário do efluente, sendo dimensionada para receber cargas orgânicas elevadas, o que mantém um baixo nível oxigênio dissolvido no meio líquido. As lagoas facultativas são responsáveis pelo tratamento secundário do efluente, sendo de características aeróbias na superfície e anaeróbia no fundo. A utilização de um conjunto solo/plantas/microrganismos com a finalidade de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente também é aplicada. Esse sistema está baseado em “*Wetlands*” e barreiras reativas de solo. Esses sistemas de purificação utilizam plantas aquáticas emergentes que se desenvolvem, tendo o sistema radicular preso ao sedimento e caule, podendo mostrar folhagem emersa ou parcialmente submersa. Uma das espécies mais utilizadas é a *Typha domingensis* (TCHOBANOGLIOUS *et al.*,1993; CASTILHOS JR., 2003; METCALF & EDDY, 2003).

A complexidade do tratamento e enquadramento à legislação dos lixiviados está relacionada aos poluentes contidos nesses lixiviados, tais como: alta concentração de matéria orgânica expressa em termos da DBO₅ e DQO, alta concentração de nitrogênio amoniacal, metais pesados, compostos inorgânicos e orgânicos diversos, assim como substâncias de baixa biodegradabilidade e tóxicas, altamente danosas ao meio ambiente.

As tabelas 3.12, 3.13 e 3.14 ilustram os principais processos de tratamento para lixiviados e suas aplicações.

Tabela 3.12 - Principais técnicas de tratamento físico-químico e químico.

Processo de Tratamento	Aplicação	Observação
Processos químicos (Neutralização)	Controle do pH	Aplicação limitada para a maioria dos lixiviados
Processos Físico-Químicos (Precipitação)	Remoção de metais e alguns ânions	Produz um lodo, que pode requerer descarte como resíduo perigoso
Processos Químicos (Oxidação)	Remoção de compostos orgânicos; detoxificação e remoção de algumas espécies inorgânicas	Funciona melhor com lixiviados diluídos; o uso de cloro pode provocar a formação de organoclorados
Processos Químicos (Oxidação por ar úmido)	Degradação de compostos orgânicos	De alto custo; funciona bem com poluentes orgânicos resistentes
Processos Físicos (sedimentação/flotação)	Separação do material em suspensão	Aplicação limitada; pode ser utilizado juntamente com outros processos de tratamento
Processos Físico-Químicos (Filtração)	Separação de material	Somente útil como processo de polimento
Arraste por ar	Separação de amônia e compostos orgânicos voláteis	Pode requerer equipamento de controle da contaminação atmosférica
Separação por vapor	Separação de compostos orgânicos voláteis	Alto custo energético; o vapor condensado requer tratamento adicional
Absorção	Remoção de compostos orgânicos	Tecnologia aprovada; custo variáveis dependendo do lixiviado
Adsorção	Remoção de compostos orgânicos	Tecnologia aprovada; custo alto dependendo do lixiviado
Troca Iônica	Remoção de substâncias e íons inorgânicos dissolvidos	Útil somente como processo de polimento
Ultrafiltração	Separação de bactérias e compostos orgânicos com alta massa molecular	Propenso a entupimento; operação limitada por alguns lixiviados
Evaporação	Quando não se permite a descarga do lixiviado	O lodo resultante pode ser perigoso; é viável normalmente apenas em regiões áridas
Osmose inversa	Remoção de substâncias orgânicas dessalinizadas	Custo elevado; é necessário pré-tratamento extensivo e tratamento do concentrado gerado, sendo essa a maior limitação
Processos eletroquímicos	Remoção de compostos orgânicos e inorgânicos	Usado para lixiviados com boa condutividade; custo de energia influencia

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003.

Tabela 3.13 – Principais técnicas de tratamento biológico.

Processo de Tratamento	Aplicação	Observação
Lodos ativados convencionais	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Podem ser necessários aditivos (antiespumantes), remoção de amônia e necessidade de uso de membranas para baixas cargas orgânicas
Reator Batelada Sequencial - RBS	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Similar a lodos ativados convencionais, somente é aplicável para vazões de operação não muito elevadas
Lodos ativados (Aeração prolongada)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Similar a lodos ativados convencionais, somente requer uma grande área
Filtros percoladores, Contactores Biológicos rotativos	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Frequentemente utilizado para efluentes industriais similares ao lixiviado, porém não muito testado com lixiviados de aterros
Lagoas aeróbias e anaeróbias	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer menor energia e produz menos lodo que os sistemas aeróbios; mais suscetível à instabilidade do processo; anaeróbio mais lento que o sistema aeróbio
Nitrificação / desnitrificação	Remoção de nitrogênio	Nitrificação / desnitrificação pode ocorrer simultaneamente com a degradação da matéria orgânica, porém é muito susceptível à inibição, especialmente a etapa da nitrificação
Sistemas Alagados Construídos (Wetlands)	Remoção de carga orgânica e amônia; desnitrificação do nitrato produzido nas etapas de pré-tratamento	Polimento dos lixiviados; pode diminuir o volume através da evapotranspiração; em países tropicais, o clima é favorável; necessidade de área Manejo da biomassa gerada; requerido Manejo das larvas de mosquito
Recirculação	Atenuação dos poluentes pela atividade biológica e por reações físico-químicas que ocorrem no aterro	Diminui o volume de lixiviados; atenua vazões de pico de chuvas; pode gerar problemas em função do aumento da concentração de amônia
Reator anaeróbio de manta de lodo de Fluxo Ascendente (UASB)	Remoção da DQO de lixiviados com boa eficiência, porém necessitando de polimento final aeróbio em função da eficiência baixa na remoção da DBO ₅	Menores tempos de detenção hidráulicos; mecanismos eficientes de retenção de Biomassa; necessidade de tratamentos aeróbios complementares

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003.

Tabela 3.14 – Principais técnicas de tratamento avançado.

Processo de Tratamento	Aplicação	Observação
H₂O₂/UV, O₃/UV, H₂O₂/O₃/UV	Remoção de substâncias orgânicas recalcitrantes	Necessita de um efluente transparente, já filtrado em função do uso de UV
TiO₂/UV	Remoção de substâncias orgânicas recalcitrantes	Necessita de um efluente transparente, já filtrado em função do uso de UV
Fotólise com UV	Remoção de substâncias orgânicas recalcitrantes	Necessita de um efluente transparente, já filtrado em função do uso de UV
Oxidantes fortes diversos: O ₃ , H ₂ O ₂ , Permanganato (KMnO ₄), Ácido de Caro (H ₂ SO ₄ + H ₂ O ₂)	Remoção de substâncias orgânicas recalcitrantes	Necessita de um efluente, já filtrado, porém geram resíduos em alguns casos
Reagente Fenton (Fe²⁺ + H₂O₂)	Remoção de substâncias orgânicas recalcitrantes	Necessita de um efluente já filtrado, geram resíduos, que são os precipitados de hidróxidos de Fe ²⁺ e Fe ³⁺

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003.

Dentre as tecnologias anteriormente descritas e aplicadas aos lixiviados, os processos eletroquímicos, que nem sempre são listadas como possíveis tecnologias para tratamento dessas matrizes, têm ganhado grande importância e vêm crescendo em estudos e aplicações, porém ainda em sua maioria com uso de pequenos reatores em escala de bancada. Os processos eletroquímicos podem ser aplicados como pré-tratamento, pós-tratamento, tratamento dos concentrados gerados nas estações complexas que tratam o lixiviado, como é o caso do aterro sanitário BR/RJ 02, assim como tratamento final de polimento para recirculação do lixiviado.

Em geral, os processos eletrolíticos estudados na literatura relativa ao tratamento de efluentes, não têm suas atenções voltadas para o lodo e sua qualidade para disposição. Os lodos gerados nos processos físico-químicos tradicionais, tal como a coagulação, geralmente apresentam teores de água de 85 a 95%, enquanto nos processos eletrolíticos esse percentual é inferior a 20% (CHEN, 2004; MOLLAH, 2004; SINOTI & SOUZA, 2005). Na tabela 3.15 tem-se alguns exemplos de sistemas de tratamento de lixiviados utilizados em algumas cidades brasileiras.

Tabela 3.15 - Exemplos de sistemas de tratamento de lixiviados utilizados em algumas cidades brasileiras.

Cidade	Tipo de Destinação	Quantidade (Ton/dia)	Tratamento do Lixiviado
Contagem-MG	Aterro Sanitário do Perobas	214	Tanque Imhoff seguido de filtro biológico
Ipatinga-MG	Aterro Sanitário de Ipatinga	150	Reator anaeróbio, lagoa de estabilização, aerador de cascata e lagoa de maturação
Uberlândia-MG	Aterro Sanitário de Uberlândia	120	Tratamento primário (grades, retentor de óleo e desarenador), seguido por RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente) e filtro biológico
Três Corações-MG	Aterro Sanitário de Três Corações	30	Uma lagoa anaeróbia seguida por um filtro anaeróbio e uma lagoa facultativa
Belo Horizonte-MG	Aterro Sanitário de BH	4.139	Recirculação de chorume excedente tratado na ETE do município
Biguaçu-SC	Aterro Sanitário da Formaco	1.500 a 14.500	Reator UASB depois inicia o tratamento físico-químico e posteriormente para um decantador e depois para um sistema de lagoas composta por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação e por fim adição de hipoclorito de sódio para desinfecção
Porto Alegre-RS	Aterro Sanitário da Extrema	200	Filtro anaeróbio em leito de brita construído sob o aterro; lagoa de aeração forçada; transporte com caminhão tanque para co-tratamento final em ETE juntamente com esgoto doméstico
Itaquaquecetuba – SP	Aterro Sanitário de Itaquaquecetuba	650	Não tem tratamento, o chorume é levado para estação de tratamento de esgoto do município. Estava previsto tratamento químico
Mauá-SP	Aterro Sanitário de Mauá	1.500 a 2.000	3 reatores e 2 lagoas com agitador (aerador)
São Paulo-SP	Aterro Sanitário São João		Tratamento em conjunto com esgoto sanitário pela SABESP
Santo André-SP	Aterro Sanitário	700 a 750	Uma lagoa anaeróbia e uma facultativa com aerador

Fonte: Adaptado de JUCÁ, 2002

Tabelas 3.15 - Exemplos de sistemas de tratamento de lixiviados utilizados em algumas brasileiras (cont.).

idade	Tipo de Destinação	Quantidade (Ton/dia)	Tratamento do Lixiviado
Recife-PE	Aterro de Muribeca	2.800	Recirculação de chorume, lagoa anaeróbia, lagoas facultativas, sistema bioquímico
Caruaru-PE	Aterro Sanitário de Caruaru	200	Digestor anaeróbio, seguido de por um charco artificial
Manaus-AM	Aterro Sanitário de Manaus	1.125	Recirculação de chorume e biorremediação
Belém-PA	Aterro Sanitário de Belém	1.024	Recirculação de chorume e biorremediação
Rio de Janeiro-RJ	Aterro de Gramacho	7.026	Tanques de polimento e sistemas de nano-filtração
Fortaleza-CE	Aterro Sanitário de Caucaia	3.500	Lagoas anaeróbias e facultativas
Fortaleza-CE	Aterro Sanitário de Aquiraz	21	Lagoas anaeróbias e facultativas
Extrema-MG	Aterro Sanitário de Extrema	8	Lagoas anaeróbias em série, seguidas por uma facultativa e uma de maturação
Paracatu-MG	Aterro Sanitário de Paracatu	26	Uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa
Salvador-BA	Aterro Sanitário Metropolitano	-	Tratamento no CETREL (Central de tratamento de resíduos industriais)
Palmas-TO	Aterro Sanitário	120	Sistema de lagoas de estabilização em série com 01 lagoa anaeróbia, uma facultativa e uma de maturação
Araguaína-TO	Aterro Sanitário	160	Fossas sépticas e valas de infiltração
Guarai-TO	Aterro Sanitário	40	2 lagoas anaeróbias
João Pessoa-PB	Aterro Sanitário	870	Digestor anaeróbio seguido de fitorremediação

Fonte: Adaptado de JUCÁ, 2002

3.3.2 Processos de tratamento biológico

Os processos de tratamento biológicos baseiam-se na degradação da matéria orgânica por microrganismos que se utilizam dos compostos presentes nos lixiviados, oxidando e assimilando esses compostos, desta forma removendo-os do meio reacional. Os processos biológicos subdividem-se em aeróbios e anaeróbios, sendo que nos aeróbios a presença de oxigênio molecular como aceptor de elétrons gera as condições para degradação completa dos poluentes, gerando produtos estáveis (gás carbônico, água e outros subprodutos). Nos processos anaeróbios, a degradação ocorre em função de diferenças de potenciais de oxirredução entre compostos presentes no meio reacional, gerando como produtos estáveis gás metano, gás carbônico e outros subprodutos. Os processos anaeróbios, em geral, não apresentam elevada eficiência, cabendo aos processos aeróbios a estabilização da carga orgânica remanescente. Uma comparação entre os processos ajuda na decisão em relação ao sistema a ser implantado considerando as condições específicas do lixiviado (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; ECKENFELDER, 2000; RENOU *et al.*, 2008).

Os processos de tratamento biológicos, em função da flexibilidade, eficiência e simplicidade, mesmo com relação custo-benefício elevada, são os sistemas mais comumente empregados para o tratamento da grande maioria dos lixiviados contendo elevada DBO₅. Os processos biológicos têm como ponto positivo o baixo custo operacional, quando comparado aos processos físico-químicos tradicionais que necessitam de adição intensiva de produtos químicos, sendo um grande limitador no tratamento de lixiviados que necessitam de volumosas adições de coagulantes e floculantes. No entanto, os processos de tratamento biológicos podem ser aplicados apenas no tratamento de lixiviados jovens, pois no caso de lixiviados velhos, a concentração de orgânicos é baixa e a biodegradabilidade é reduzida, assim como se apresentam substâncias húmicas, que impedem que este processo seja efetivo (DI BERNARDO, 1993; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; CHERNICHARO, 1997; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; ZHAO *et al.*, 2010).

A Tabela 3.16 apresenta um comparativo entre os sistemas aeróbios e anaeróbios.

Tabela 3.16 - Comparativo entre sistemas aeróbios e anaeróbios.

Sistemas Anaeróbios	Sistemas Aeróbios
<ul style="list-style-type: none"> • Baixa produção de sólidos. • Baixo ou nenhum consumo energético. • Custos operacionais reduzidos. • Baixa demanda de área. • Baixos custos de implantação. • Produção de metano (fonte energética aproveitável). • Potencial superior a inibição e toxidez (bactérias metanogênicas). • Partida lenta do sistema. • Preservação da biomassa sem alimentação por prolongado tempo. • Remoção insatisfatória de patogênicos. • Geração de maus odores. • Não há remoção efetiva de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta produção de sólidos. • Geralmente associados a consumos energéticos necessários para introdução de oxigênio no meio. • Custos operacionais superiores. • Demanda de área variável com energia introduzida no sistema. • Custos de implantação superiores. • Perda da energia do sistema na forma de calor. • Inferior potencial de inibição/toxidez. • Partida rápida do sistema. • Preservação da biomassa sem alimentação por curto período de tempo. • Elevada remoção de patogênicos • Não há geração de maus odores. • Pode haver remoção de demanda nitrogenada por nitrificação.

Fontes: Adaptado de CHERNICHARO, 1997; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994.

Em cada processo biológico, existem diferenças quanto ao crescimento da biomassa, podendo essa se manter aderida ou em suspensão, podendo o fluxo ser contínuo ou intermitente quanto às características hidráulicas (DI BERNARDO, 1993; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; CHERNICHARO, 1997; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003).

Os processos facultativos empregam bactérias que se desenvolvem na presença ou ausência de oxigênio livre. Em meio reacional anóxico, as bactérias desnitrificantes, por exemplo, usam o nitrato como fonte de energia, com a formação de nitrogênio gasoso, processo esse conhecido com desnitrificação (DI BERNARDO, 1993; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; CHERNICHARO, 1997; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; RENOU *et al.*, 2008).

Considera-se como principais processos de tratamento biológicos de lixiviados: processo de recirculação nos aterros, sistemas aeróbios (lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos etc.). Sistemas anaeróbios (reator anaeróbio de fluxo ascendente, lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio etc.), assim como fitorremediação e

sistemas “*wetland*” (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; RENOUE *et al.*, 2008).

Os processos biológicos têm demonstrado boa eficiência na remoção de matéria orgânica de fácil biodegradação e em alguns casos na remoção de nitrogênio de lixiviados. Com o envelhecimento do aterro e conseqüentemente do lixiviado gerado, a maior presença de compostos refratários e tóxicos (amônia, ácidos húmicos e fúlvicos) tende a reduzir a eficiência do processo de tratamento biológico, sendo nesse caso necessário o envolvimento de processos de tratamento combinando duas ou mais técnicas (KURNIAWAN *et al.*, 2006; LEMA *et al.*, 1988; MARTIENSSEN *et al.*, 2002; IM *et al.*, 2001; RENOUE *et al.*, 2008; TATSI *et al.*, 2003; UYGUR & KARGI, 2004; ZOUBOULIS *et al.*, 2004).

No APÊNDICE A, tem-se informações complementares sobre sistemas de tratamento biológico aplicados a lixiviados.

3.3.3 Processos de tratamento físico-químicos

Em geral os processos de tratamento físico-químicos de lixiviados de aterro sanitário tem sido muito utilizado, devido às limitações impostas pelas características deste tipo de efluente. Em particular no caso de lixiviados estabilizados, com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica biorefratária, ou seja, lixiviados com baixa relação DBO₅/DQO de difícil degradação. Nesses casos os processos biológicos em si não podem ser utilizados de forma isolada para o tratamento e estabilização dos lixiviados de aterros, em especial no caso de lixiviados estabilizados de aterros antigos. Esses processos físico-químicos têm aplicação comum como pré-tratamento aumentando a eficiência do tratamento biológico em função do aumento da biodegradabilidade do lixiviado, ou como pós-tratamento, para a remoção de compostos refratários (organoclorados, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e húmicos), cor e sólidos em suspensão etc. Entretanto, a aplicação de alguns desses tipos de processos físico-químicos podem eliminar outros poluentes, em função da tecnologia aplicada. Os compostos recalcitrantes ou biorefratários encontrados nos lixiviados são em sua maior parte substâncias húmicas, que geram a coloração marrom escura do líquido (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI

et al., 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; AZIZ *et al.*, 2007; RENO *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

Essas substâncias húmicas são uma mistura de compostos orgânicos de grande peso molecular gerados pela decomposição da matéria orgânica animal e vegetal. O tratamento biológico não mostra boa eficiência na remoção desses compostos recalcitrantes, sendo necessário se utilizar tecnologias complementares para o tratamento adequado do lixiviado, principalmente quando o mesmo está mais estabilizado (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; DI AZIZ *et al.*, 2007; RENO *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

Os processos de tratamento físico-químicos têm apresentado uma boa remoção de compostos recalcitrantes, podendo ser processos complementares iniciais para reduzir a recalcitrância do lixiviado com a remoção de compostos indesejáveis tais como: substâncias húmicas, metais, compostos clorados etc. (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; DI AZIZ *et al.*, 2007; RENO *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

Dentre os processos físico-químicos para remoção dos poluentes dos lixiviados, pode-se considerar: adsorção em carvão ativado, filtração por membranas, precipitação química, arraste da amônia, coagulação-floculação-decantação, oxidação, evaporação, processos oxidativos avançados etc. (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; DI AZIZ *et al.*, 2007; RENO *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

No APÊNDICE B, tem-se informações complementares sobre sistemas de tratamento físico-químico, coagulação, floculação, flotação e sistemas combinados aplicados ao tratamento de lixiviados.

3.3.4 Processos de tratamento eletroquímicos aplicados a lixiviados

3.3.4.1 Informações básicas sobre eletroquímica

A eletroquímica estuda principalmente as propriedades físicas e químicas dos condutores iônicos, assim como os fenômenos que ocorrem nas interfaces entre condutores iônicos. A eletrólise é um processo no qual reações químicas ocorrem nos eletrodos, considerando a presença de um eletrólito, por meio de uma força eletromotriz. Enquanto o cátodo é o eletrodo no qual os elétrons são recebidos e onde ocorrem as reações de redução, o ânodo é o eletrodo no qual os elétrons saem e onde ocorrem as reações de oxidação. A reação no eletrodo é um processo químico heterogêneo que envolve a transferência de elétrons através de uma superfície, geralmente superfície de um metal. A reação de eletrodo pode ser um processo anódico pelo qual uma espécie é oxidada pela perda de elétrons para o eletrodo ou ser um processo catódico pelo qual uma espécie pode ser reduzida pelo ganho de elétrons do eletrodo. Existe uma diversidade de reações que pode ocorrer nos eletrodos nas quais as espécies eletroativas podem ser orgânicas ou inorgânicas, neutras ou carregadas, espécies dissolvidas na solução, o próprio solvente, um filme sobre a superfície do eletrodo ou o próprio eletrodo. Além disso, o produto pode ser um composto dissolvido na solução, um gás ou uma nova fase na superfície do eletrodo. Os principais tipos de reações de eletrodo podem ser: simples transferência de elétron, deposição de metal, evolução de gás, corrosão do eletrodo, formação de um filme de óxido e transferência de elétrons com reação química. (KREYSA, 1986; CHEN, 2004; PANANIVELU & RAJKUMAR, 2004; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; RÉGIS & BIDOIA, 2011).

No APÊNDICE C, tem-se Informações básicas sobre eletroquímica, que auxiliam no entendimento relativo aos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.

3.3.4.2 Processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de águas, efluentes e lixiviados

3.3.4.2.1 Introdução ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação

O processo de eletrocoagulação está quase sempre acoplado ao processo de flotação dos flocos formados, portanto são processos acoplados, ocorrendo sempre em um mesmo reator eletroquímico, envolve a geração de um coagulante “*in loco*”, com a dissolução do metal utilizado como eletrodo de sacrifício, por esse motivo é um processo conjunto quase sempre, sendo então o nome “eletrocoagulação-eletroflotação (ECF)” adotado. Após a coagulação, os flocos formados são flotados pelas bolhas de hidrogênio, oxigênio e de outros gases gerados no meio reacional, principalmente com o processo de eletrólise da água. Esses processos foram propostos inicialmente em 1904 para tratamento de minério de ferro. Nesses processos o cátodo gera o hidrogênio e o ânodo o oxigênio. O eletrodo de sacrifício substitui a adição de produtos químicos ao meio, podendo ser adicionado um produto químico (principalmente coagulantes adicionais e polieletrólito usado como floculante) caso seja interessante para aumentar a eficiência do processo ou maior espessamento do lodo. A geração de microbolhas de gás ocorre de forma simultânea, como resultado da eletrólise da água, devido à aplicação de uma tensão entre os eletrodos, logo após ocorre a coagulação, em que os colóides formam flocos com sua desestabilização, sendo esses flocos flotados pelas microbolhas e removidos por raspagem da espuma gerada com uso de equipamentos mecânicos tais como raspadores ou sistema similar (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; HOLT *et al.*, 2005; ZOSKI, 2007; EMAMJOMEH & SIVAKUMAR, 2009; ANGLADA *et al.*, 2009; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; ANGLADA *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; CHEN & DENG, 2012; JOTIN *et al.*, 2012; SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, 2013; GARAJ-VRHOVAC *et al.*, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONEYYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Nos processos eletroquímicos, existem dois tipos de eletrodos que podem participar dos fenômenos: os inertes e os reativos. Os eletrodos reativos participam do processo sofrendo desgaste, por oxidação ou redução, sendo os mais usados, aqueles formados por metais tais como: ferro ou alumínio, que contribuem para a formação de íons metálicos na solução. Os eletrodos inertes não sofrem desgaste pela passagem

da corrente elétrica, sendo formados por materiais tais como: titânio, platina, grafite, óxido de rutênio, fibra de carbono etc. O uso de alumínio ou de ferro como um ânodo de sacrifício é uma alternativa para processos onde esses metais atuarão como coagulantes no lixiviado a ser tratado, pela liberação de íons dos íons Fe^{3+} e Al^{3+} com a geração dos hidróxidos, que é o caso da eletrocoagulação-eletroflotação. No cátodo, nem sempre ocorrerá deposição, podendo ocorrer a formação de íons com número de oxidação menor, como no caso do ferro, passando os íons de ferro III a ferro II (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; ANGLADA *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; CHEN & DENG, 2012; JOTIN *et al.*, 2012; SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, 2013; GARAJ-VRHOVAC *et al.*, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

A preferência por eletrodos de alumínio e ferro está relacionada ao uso dos sais desses compostos no tratamento de água e efluentes, pois esses meios, em geral, são carregados negativamente, sendo assim necessário uso de íons positivos de maior carga iônica (Al^{+3} e Fe^{+3} , principalmente) como eletrodo para se chegar próximo do potencial Zeta igual a zero que é o ponto de total desestabilização dos colóides. Os íons do metal são gerados no ânodo, assim como desprendimento de oxigênio, e no cátodo geralmente ocorre o desprendimento de hidrogênio e compostos na forma reduzida. Nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação o principal gás emanado é o hidrogênio (no ânodo também é formado o O_2) que é despendido no cátodo e ajuda na flotação das partículas coaguladas, em forma de flocos, e separa esses flocos do meio aquoso tratado gerando uma espuma na superfície no meio reacional. Além do processo de flotação, que é consequência da geração das bolhas de gás no meio reacional, os flocos formados podem ser decantados também, em uma etapa posterior ao processo de eletrocoagulação (ou também chamado de eletrofloculação), com as partículas floculadas sendo decantadas em outro compartimento depois da célula de eletrocoagulação (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, 2013; GARAJ-VRHOVAC *et al.*, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

3.3.4.2.2 Mecanismos do processo de eletrocoagulação-eletroflotação

Para alguns pesquisadores os mecanismos de coagulação no processo de eletrocoagulação-eletroflotação são diversos, variando de acordo o avançar do processo. Na fase de reação o mecanismo de coagulação ocorre principalmente pela neutralização de carga por meio dos íons poliméricos $Al(OH)_5^{5+}$ e na fase menos reativa o mecanismo ocorre principalmente através da coagulação por varredura (CRESPILHO & REZENDE, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Para os autores o mecanismo de desestabilização dos coloides poluentes e partículas em suspensão, pode ser descrito com as seguintes etapas (MOLLAH *et al.*, 2004; CRESPILHO & REZENDE, 2004; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

- Compressão da dupla camada difusa das espécies carregadas pela interação de íons gerados, graças à oxidação dos ânodos de sacrifício, principalmente com uso dos metais alumínio e ferro;
- Neutralização de carga das espécies iônicas presentes no lixiviado pelos contra-íons, produzidos pela dissolução eletroquímica dos ânodos de sacrifício, sendo que ocorre a redução da repulsão eletrostática até o momento em que as forças de atração de Van der Waals predominam, o que faz com que os coloides se aproximem, causando sua coagulação;
- Formação de flocos. Esses flocos são formados pelo resultado da junção dos centros ativos gerados na coagulação, com a captura e junção das partículas coloidais que ainda permanecem no meio aquoso.

Outros estudiosos propõem dois esquemas para o mecanismo de desestabilização (AMIRTHARAJAH & MILLS, *apud* HOLT *et al.*, 2005):

- Adsorção e neutralização de carga: os íons Al, positivamente carregados,

reagem com as partículas carregadas na água (coagulação);

- Varredura: Os complexos de hidróxido de alumínio se adsorvem na partícula coloidal (floculação).

SINOTI & SOUZA (2005) e SINOTI (2004), em seus estudos de tratabilidade por processos de eletrolíticos, no tratamento de esgotos sanitários, utilizando eletrodos de grafite em processo de eletrólise e eletro-oxidação, e ainda utilizando eletrodos de Fe e Al no processo de eletrocoagulação-eletroflotação, verificaram a melhor eficiência de remoção dos compostos poluentes no processo de eletrocoagulação-eletroflotação com a utilização de eletrodos de Al. As piores eficiências foram obtidas com a utilização dos eletrodos de grafite, que sendo inertes tem como principal mecanismo a eletro-oxidação.

SINOTI & SOUZA (2005) e SINOTI (2004), verificaram ainda um maior consumo dos eletrodos de Fe em relação aos eletrodos de Al. Na utilização dos eletrodos de Fe o efluente tratado mantinha cor amarelada, devido ao Fe solúvel, ou seja, Fe^{+2} reduzido ainda em solução. Os melhores resultados dos ensaios na remoção de cor, também foram obtidos com o uso de eletrodos de Al. Os resultados de remoção de cor e turbidez, no caso dos eletrodos de Fe, indicaram sua inadequação na remoção desses poluentes, o que não ocorreu com os eletrodos de Al.

SINOTI & SOUZA (2005) e SINOTI (2004), também constataram durante os ensaios, para os processos utilizando eletrodos de grafite e eletrodos de Fe e Al, a geração e liberação de cloro gás no meio reacional somente quando utilizados os eletrodos de grafite que são inertes, devido às reações de oxidação dos metais e seus íons prevalecerem em relação à reação de oxidação do cloreto a cloro. Esse fenômeno se explica devido a facilidade de um produto de reação de oxidação-redução ocorre ou não, depende da facilidade de descarga de cada íon. No processo de eletrocoagulação-eletroflotação, existe pouca possibilidade de emissão de cloro gás, exceto em casos de inertização dos eletrodos consumíveis.

A tabela 3.17, mostra a ordem decrescente de facilidade de descarga dos principais cátions e ânions.

Tabela 3.17 - Ordem decrescente de facilidade de descarga de cátions e ânions.

Cátions	Ânions
Au ³⁺	Cl ⁻
Pt ²⁺	Br ⁻
Hg ²⁺	I ⁻
Ag ¹⁺	HSO ₄ ⁻
Cu ²⁺	OH ⁻
Ni ²⁺	NO ₃ ⁻
Zn ²⁺	SO ₄ ²⁻
Pb ²⁺	ClO ₃ ⁻
Fe ²⁺	F ⁻
Zn	
Mn ²⁺	
H ₃ O ⁺ ou H ⁺	
Al ³⁺	
Mg ²⁺	

Fonte: Adaptado de KREYSA, 1986.

A eletrocoagulação-eletroflotação pode ser descrita por quatro etapas principais (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; SINOTI, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017), a saber:

🚦 Geração Eletroquímica do Agente Coagulante.

Essa etapa é determinante para que a coagulação ocorra de maneira controlada e eficiente. No caso da geração de Al³⁺, a partir de um ânodo de alumínio metálico, vários fatores têm que serem levados em consideração, como por exemplo: a resistividade dos materiais empregados, o potencial aplicado entre os eletrodos e a corrente gerada, assim com outros parâmetros do meio reacional tais como: a condutividade do meio reacional, pH do meio reacional, teor de cloretos etc. De um modo geral, todos esses fatores estão relacionados entre si. Uma vez controlados, a geração do agente coagulante passa a ser monitorada pela corrente gerada no processo (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; SINOTI, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

✚ Adsorção e neutralização de cargas.

Nessa etapa ocorre a coagulação das partículas, ou seja, o íon alumínio entra em contato com os coloides de carga negativa, reduzindo o potencial Zeta e assim desestabilizando os coloides. Aumentando assim a interação entre os centros ativos dos flocos formados e gerando a agregação entre as partículas. Esse tipo de reação, porém, fica limitado à hidrólise do alumínio solubilizado que, por sua vez, é muito rápida, gerando grandes quantidades de íons Al^{+3} no meio reacional. Essa etapa dos processos é muito importante, pois a hidrólise dos íons Al^{+3} , resulta em hidróxido de alumínio, $\text{Al}(\text{OH})_3$, uma vez que esse composto é o maior responsável pela remoção das impurezas dos efluentes (ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; SINOTI, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

A seguir, têm-se, as etapas do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, com as principais reações na aplicação do eletrodo de alumínio.

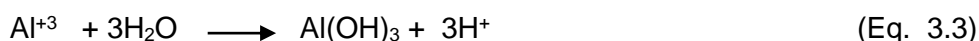
✚ Oxidação do alumínio sólido (reação anódica):



✚ Solvatação do cátion formado:



✚ Formação do agente coagulante:



✚ Coagulação por varredura (floculação).

Os complexos de hidróxidos de alumínio formados na etapa anterior adsorvem as partículas coloidais, dando origem a partículas maiores. Essa etapa, também chamada

de floculação, consiste em uma maior estabilização do sistema, aumento e compactação dos flocos formados, de forma que possam ser removidos por processo flotação na eletrocoagulação-eletroflotação. Assim a formação de flocos, pode ser considerada como resultado de dois fenômenos: a hidrólise do alumínio, que por sua vez depende do pH e da concentração final de Al^{3+} , e o transporte das espécies hidrolisadas para ocorrer o contato com os coloides poluentes e em seguida a sua floculação. De forma a se ter uma floculação de boa qualidade, é necessário um perfeito conhecimento sobre o sistema coloidal formado, que depende do tipo de efluente a ser tratado, para que os parâmetros que envolvem essa etapa possam ser controlados e o processo ocorra de forma satisfatória. Em geral os testes de jarros servem para esse fim, fornecendo informações sobre as melhores condições de coagulação e floculação, porém, esses testes não têm boa aplicabilidade ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação, devido ao maior número de variáveis envolvidas (ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; SINOTI, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

✚ Flotação das Impurezas poluentes.

Devido ao potencial aplicado, em geral, microbolhas de hidrogênio são formadas no cátodo, sendo o principal gás responsável pela flotação dos flocos formados, conforme a reação a seguir.



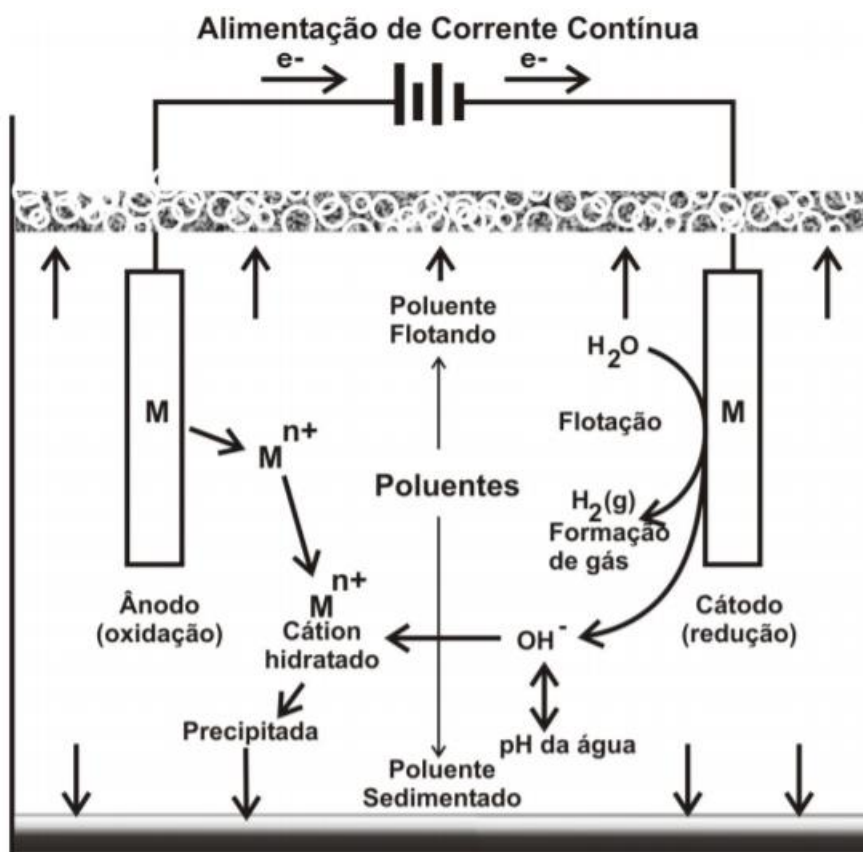
No ânodo, além da dissolução do metal ocorre a geração de bolhas de oxigênio, conforme a reação a seguir:



As microbolhas formadas auxiliam a flotação dos coloides formados na etapa anterior, sendo os mesmos raspados de forma a evitar a quebra e dissolução dos flocos formados.

A Figura 3.10, a seguir, ilustra os mecanismos típicos do processo de eletrocoagulação-eletroflotação que ocorre no reator eletroquímico.

Figura 3.10 – Esquema mostrando os mecanismos típicos dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação.



Fonte: Adaptado de MOLLAH *et al.*, 2004.

3.3.4.2.3 Vantagens e desvantagem do processo de eletrocoagulação-eletroflotação

Vários autores descrevem as vantagens da eletrocoagulação-eletroflotação para aplicação no tratamento de efluentes (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017), sendo descritas a seguir:

- ❖ Uso de equipamento compacto e de fácil automação e operação;

- ❖ Baixo custo de instalação e manutenção;
- ❖ Remoção eficiente de substâncias que geram gosto, cor, sabor e odor a água. Efluentes tratados por eletrocoagulação obtêm águas claras, sem cor nem odor e com menor conteúdo de sólidos dissolvidos totais (SDT);
- ❖ A eletrocoagulação-eletroflotação tem uma baixa produção de lodo, comparada com o tratamento químico convencional. Esses lodos são facilmente separados por flotação com os óxidos/hidróxidos metálicos formados;
- ❖ Os flocos formados na eletrocoagulação-eletroflotação são similares aos formados por coagulação e floculação, exceto que os flocos de eletrocoagulação-eletroflotação são mais largos e densos, tendo menos conteúdo de água, mais estáveis em meio ácido, e, portanto, podem ser desaguados mais rapidamente por filtração ou dispostos no próprio aterro, no caso dos lixiviados, sem custo adicional;
- ❖ Remoção de menores partículas coloidais, pois o campo elétrico aplicado faz com que elas se movimentem mais rapidamente, facilitando a coagulação;
- ❖ Evita uso de produtos químicos, evitando problemas de poluição secundária causada por substâncias químicas contaminantes dos coagulantes tradicionais;
- ❖ As bolhas de gás produzidas durante o processo, podem carrear o poluente para a superfície, ficando o lodo mais concentrado na superfície, podendo ser coletado e removido;
- ❖ Com a variação da densidade de corrente é possível controlar a concentração e tamanho de bolhas de gás geradas e assim incrementar a araste maior ou menor dos flocos formados com maior probabilidade do contato (bolhas, poluente, coagulante);
- ❖ A técnica de eletrocoagulação pode ser convenientemente usada em zonas rurais, onde a eletricidade não é disponível, podendo ser usado um painel solar, para fornecer a energia requerida pelo processo;
- ❖ Os tempos de detenção hidráulico são relativamente pequenos e em um mesmo sistema ocorrem a coagulação, floculação e flotação com o espessamento do lodo gerado;
- ❖ Ocorre a desinfecção de efluentes com contaminação biológica.

Como desvantagens pode-se listar o descrito (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; PANANIVELU, 2004; MOLLAH, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI &

SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017), a seguir:

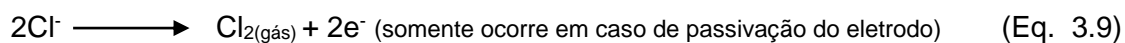
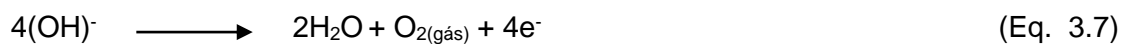
- ❖ Necessidade de troca regular dos ânodos, porém tem baixo custo em relação aos produtos químicos;
- ❖ Alto consumo de energia elétrica;
- ❖ Passivação da superfície dos eletrodos, o que pode causar a perda de eficiência da unidade de eletrocoagulação;
- ❖ Alta condutividade da solução é requerida ou uso de eletrólito (em geral NaCl para aumento da condutividade), porém no caso dos lixiviados a concentração de cloretos, em geral é maior que 1,0 g/L, o que facilita a aplicação do processo;
- ❖ Formação de lodos que, porém, por já saírem do sistema espessados, podem ser dispostos no aterro, no caso de lixiviados;
- ❖ Em razão da passagem da corrente elétrica através do meio aquoso, pode ocorrer em certas condições, a geração de novas substâncias no meio reacional, sendo os mais comentados os compostos organoclorados, que porém, são degradados com o aumento do tempo de reação.

3.3.4.2.4 Reações envolvidas no processo de eletrocoagulação-eletroflotação

Os eletrodos podem ser de alumínio, Ferro (aço é o normalmente aplicado) ou ainda confeccionados com sucata ferrosa prensada, assim como outros metais viáveis para a coagulação e floculação de águas e efluentes. Considerando ainda a adição típica de NaCl no reator de eletrocoagulação-eletroflotação (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; SINOTI, 2004; HOLT *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; MOUEDHEN *et al.*, 2007; ZOSKI, 2007; UGURLU *et al.*, 2008; MERMA, 2008; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017), tem-se as seguintes reações:

As reações que podem ocorrer no caso do ânodo de alumínio:

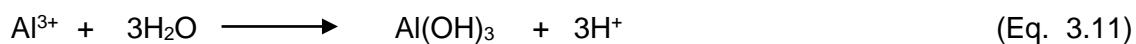




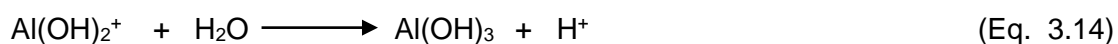
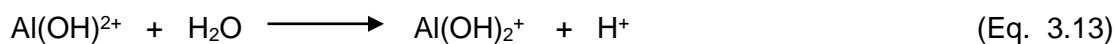
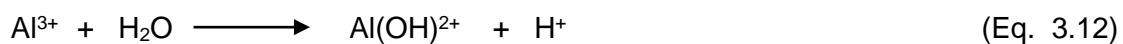
Em condições alcalinas tem-se:



Em condições ácidas tem-se:

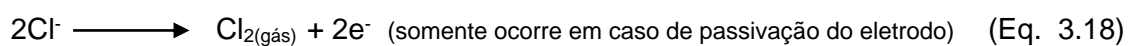


Os íons de alumínio formados no ânodo são imediatamente solubilizados e sofrem hidrólise espontânea, gerando os compostos de coordenação com a água, como a seguir:

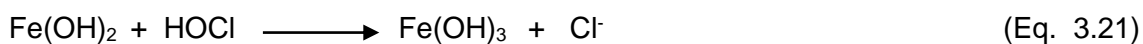


Nesse processo outros compostos poliméricos podem ser formados também.

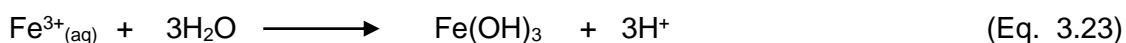
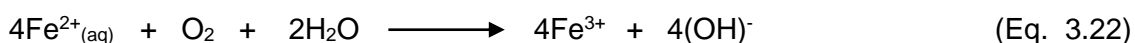
As reações que ocorrem no caso do ânodo de ferro são:



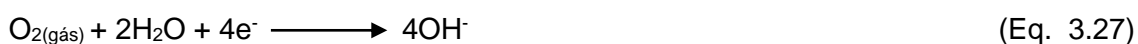
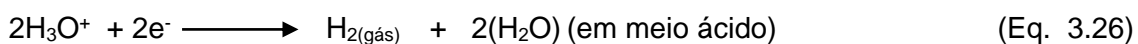
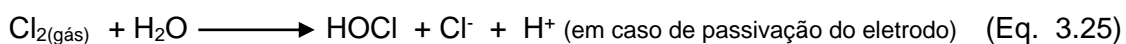
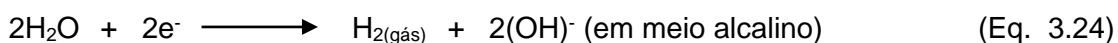
Em condições alcalinas tem-se:



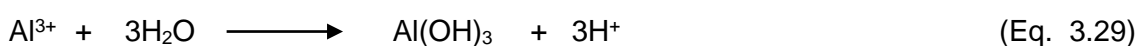
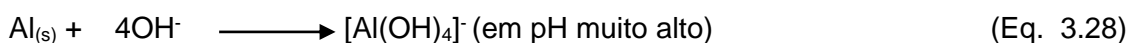
Em condições ácidas tem-se:



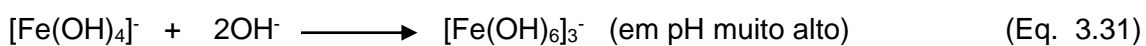
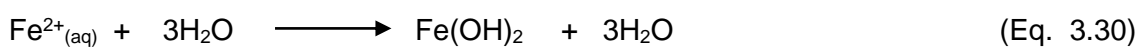
A reação no cátodo em qualquer dos dois processos (com uso de Al ou Fe), fica como a seguir:



As reações secundárias no cátodo para o caso do alumínio ficam como:



As reações secundárias no cátodo para o caso do ferro ficam como:



Nesse caso ocorre sempre um meio alcalino no cátodo, que dependendo do nível de cloreto pode levar ao ataque corrosivo no cátodo, dessa forma violando a lei de Faraday, devido ao consumo da massa do eletrodo em função da corrosão (CHEN, 2004; MOUENDHEN *et al.*, 2007). Os estudos de MOUEDHEN, *et al.*, (2007) mostram também a grande influência do íon cloreto na dissolução do metal dos eletrodos. O autor dos estudos e outros pesquisadores (MAMERI *et al.*, 1998; SHEN *et al.*, 2003; KHEMIS *et al.*, 2006) sugerem que ocorre um ataque corrosivo nos eletrodos por processo de “*pitting*”. Dessa forma o processo, em função do ataque corrosivo, não obedece a lei de Faraday, com a eficiência de corrente em valores de 109 a 215 %. Um excesso de dosagem de íons Al^{3+} pode gerar uma reestabilização do coloide e assim reduzir a eficiência do processo eletroquímico, podendo ainda saturar o meio reacional com hidróxidos, aumentando a viscosidade do meio fluido e interferindo com a transferência de massa. MOUENDHEN *et al.*, (2007), discorre ainda sobre a passivação que ocorre no ânodo dos eletrodos de alumínio, com a geração de filmes de óxido, o que leva a um aumento do potencial aplicado e a um maior gasto de energia, porém o mesmo pesquisador comenta que nos efluentes contendo cloreto, essa substância age na dissolução do óxido da superfície do ânodo e corrosão por “*pitting*” o que leva a uma baixa passivação dos eletrodos.

No estudo em questão MOUEDHEN *et al.* (2007), verificaram que concentrações de cloreto acima de 60 mg/L geram a quebra e dissolução do óxido passivante no ânodo, evitando então o maior gasto de energia no processo e necessidade de maior tensão no processo de eletrocoagulação-eletroflotação. Nos testes foi utilizada uma densidade de corrente de 50 A/m², na maior parte dos ensaios. Nos ensaios não observaram evolução de oxigênio e verificaram que a evolução do hidrogênio no cátodo induziu a um ataque ao cátodo, o que aumentou a dissolução do metal durante o processo.

Os íons Al^{3+} e Fe^{3+} são muito eficientes coagulantes para a coagulação e floculação de partículas coloidais. O hidróxido de alumínio, por exemplo, gera um floco do próprio hidróxido, muito poroso, gelatinoso e de grande tamanho, facilitando a adsorção dos poluentes a esse hidróxido. Os compostos de alumínio e ferro são geralmente utilizados no processo de tratamento de água (SHEN *et al.*, 2003).

Dentre os fatores que afetam a eletrocoagulação-eletroflotação, refletindo-se no desempenho do processo e eficiência na remoção de poluentes são a potência e consumo de produtos químicos se utilizados. A eficiência de remoção dos poluentes

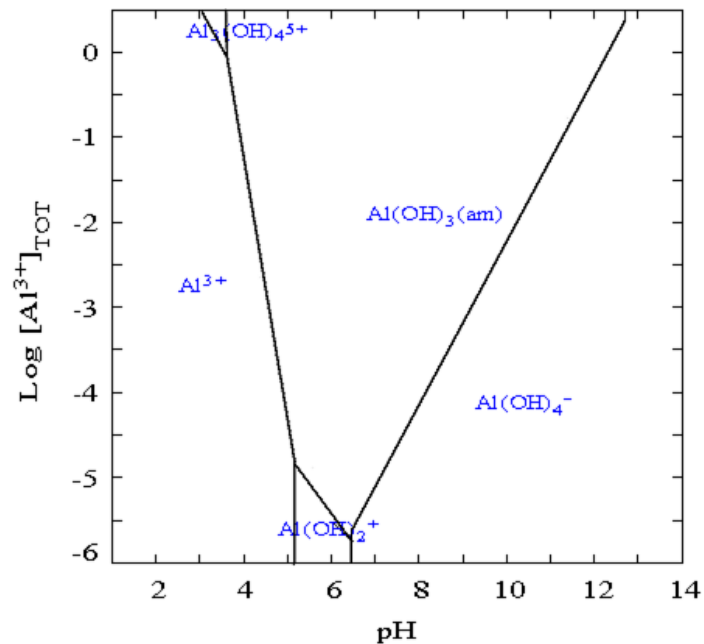
está intimamente ligada ao tamanho das bolhas formadas. No caso do consumo de energia, está relacionando com o design das células, material dos eletrodos e condições operacionais, tais como a densidade de corrente e condutividade da solução reacional (CHEN, 2004; *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

A química das soluções e reações de coagulação do alumínio são bem complexas, já que envolvem espécies iônicas monoméricas e formação de precipitados, além das espécies oligoméricas e poliméricas. Quando se aplica uma baixa dosagem de alumínio, pode-se assumir que somente espécies monoméricas são geradas, sendo possível fazer um diagrama de distribuição das espécies presentes (CHEN, 2004; *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Esse diagrama de distribuição mostra a extensão da hidrólise, que depende da concentração total do metal e do pH. Se o pH aumentar, então a espécie dominante se desloca desde o cátion alumínio (Al^{3+}) em baixo pH até o íon aluminato ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$) em pH alcalino (CHEN, 2004; *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008; RICORDEL *et al.*, 2014; MOOK *et al.*, 2014; DONNEYS-VICTORIA *et al.*, 2014; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

A Figura 3.11 mostra a variação das espécies em função do pH (CHEN, 2004; *et al.*, 2005; SINOTI & SOUZA, 2005; HOLT *et al.*, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Figura 3.11 - Diagrama de predominância das espécies alumínio em solução.



Fonte: Adaptado de HOLT *et al.*, 2005; ZOSKI, 2007.

O cátion do metal ativo reage com os íons hidroxila (produzido no cátodo) para formar um hidróxido metálico, que logo age como coagulante. Em seguida, são formados agregados de partículas poluentes e hidróxidos metálicos, que podem ser sedimentados ou carregados até a superfície, dependendo da quantidade de bolhas de gás hidrogênio produzidas no cátodo. Qualquer poluente que precipite com o hidróxido de alumínio é um indicador de remoção do poluente por varredura. Os diagramas de predominância de espécies fornecem uma ajuda para se poder determinar e entender o mecanismo de remoção.

3.3.4.2.5 Principais fatores afetando o processo de eletrocoagulação-eletroflotação

a) Efeito da densidade de corrente

A densidade de corrente aplicada ao reator eletroquímico é determinante para a geração dos íons Al^{3+} e Fe^{3+} no ânodo. Para o alumínio a massa eletroquímica equivalente é de 335,6 mg/Ah. Para o ferro o valor equivalente é 1041,0 mg/Ah. Quanto maior a densidade de corrente, significa uma unidade de eletrocoagulação-eletroflotação menor, porém a refrigeração é necessária, pois o aquecimento do meio

reacional é uma verdade em muitos casos desprezada pelos diversos estudos, devido ao pequeno porte dos reatores dos estudos de bancada. O aumento da densidade de corrente gera uma maior oxidação dos eletrodos formando e aumentando a quantidade do agente coagulante gerado no meio reacional, assim como uma maior geração dos gases hidrogênio e oxigênio. Isso significa uma maior e mais rápida remoção dos flocos formados no processo, sendo reduzido o tempo de reação, porém o efeito danoso do aumento da temperatura e perdas energéticas acabam validando apenas experimentos em escala de bancada. Também há um aumento mais acentuado no valor do pH, com o aumento da concentração de hidróxidos (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; FERREIRA, 2006; MOUEDHEN *et al.*, 2007; PHALAKORNKULE, *et al.*, 2010; MERZOUK *et al.*, 2011; HANCI *et al.*, 2012; CHEN & DENG, 2012; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). O fenômeno relacionado com o aumento da temperatura com o aumento da densidade de corrente não tem sido estudado.

Esse aumento na eficiência de remoção dos poluentes é devido à maior formação de íons de Fe^{3+} ou Al^{3+} , por exemplo, que desempenham um papel importante na coagulação e precipitação, em densidades de correntes mais alta (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; ONDER, *et al.*, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Vários estudos indicam que a maior densidade de corrente aplicada ao sistema de eletrocoagulação-eletroflotação determina a quantidade de íons Al^{3+} ou Fe^{2+} liberados dos respectivos eletrodos. Em geral maiores correntes geram aumento na densidade de corrente e redução do tempo de residência, assim como uma maior eficiência do processo de coagulação, ou seja, corrente alta significa uma unidade de eletrocoagulação-eletroflotação de menor tamanho e mais eficiente. Na utilização de altos níveis de corrente elétrica e por consequência alta densidade de corrente, sempre ocorre uma perda energética na forma de aquecimento do meio reacional e desperdício energético. Outra consequência da aplicação de alta densidade de corrente é a diminuição da eficiência da corrente, devido às perdas. Para que o sistema de eletrocoagulação-eletroflotação opere por longos períodos de tempo com baixa manutenção, recomenda-se uma densidade de corrente entre 20 e 25 A/m², tendo em mente que a manutenção periódica dos eletrodos e sua limpeza será sempre necessária e ainda que o excesso de densidade de corrente somente irá gerar

perdas de energia de alto custo e aumento da temperatura do meio reacional. A seleção da densidade de corrente deve considerar ainda outros parâmetros, como o tipo de efluente a ser tratado, o pH inicial do efluente, a necessidade de adição de cloreto, temperatura e vazão para garantir uma alta eficiência da corrente. Para eletrodos de alumínio a eficiência de corrente fica entre 120 e 140%, enquanto para o ferro fica próxima de 100%. (CHEN, 2004; GAO *et al.*, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; MERMA, 2008; PHALAKORNKULE, *et al.*, 2010; MERZOUK *et al.*, 2011; CHEN & DENG, 2012; HANCI *et al.*, 2012; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

A eficiência de corrente depende também da densidade de corrente, assim como os tipos de ânions no meio reacional. Altos níveis de cloreto como é o caso de efluentes de laticínios, coqueria e lixiviado, aumenta em muito a eficiência de corrente, aumentando a eficiência do processo, como visto comparativamente em estudos anteriores e no estudo em questão, comparando o lixiviado de vazadouro e o lixiviado concentrado de nano filtração (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Um aumento significativo na eficiência de corrente, chegando a 160%, foi obtido com o uso de sonoeletrólise, ou seja, ultrassom de baixa frequência aplicado ao meio reacional. A qualidade da água e efluente tratados pelo processo depende da quantidade de cátions produzidos (em mg) ou a taxa de carga aplicada (corrente X tempo em Ah) (KOVATCHVA & PARLAPANSKI, 1999).

O tamanho das bolhas depende das condições da superfície, assim como da densidade de corrente, sendo que com maiores densidades de corrente o tamanho das bolhas diminui, como apresentado na tabela 3.18.

Tabela 3.18 - Tamanho de bolhas a diferentes densidades de corrente e materiais de eletrodos.

Eletrodo	Densidade de Corrente (A/m ²)				
	125	200	250	300	375
Diâmetro das bolhas de hidrogênio (µm).					
Chapa SS	34	32	29	26	22
Malha 200	39	35	32	31	28
Malha 100	45	40	38	30	32
Malha 60	49	45	42	40	37
Diâmetro das bolhas de oxigênio (µm).					
Chapa Pt	48		46		42
Malha 200	50		45		38

Fonte: Adaptado de CHEN, 2004.

CHEN (2004), cita em seu trabalho que pesquisas confirmam a tendência de diminuição de tamanho das bolhas até um valor de 200 A/m², sendo que acima desse valor não havia tendência. Trabalhos de FARHADI *et al.* (2012), comentam que o aumento da densidade de corrente aumenta o tamanho das bolhas de gás H₂, porém estudos mais recentes confirmam que as bolhas diminuem com o aumento da densidade de corrente (NOBRE, 2016; LIMA, 2016), até os limites estudados. Alguns pesquisadores (KUMAR *et al.*, 2004) relatam que a densidade de corrente acima da ótima pode influenciar a eficiência do tratamento, enquanto outros relatam que não há nenhum efeito sobre a remoção dos poluentes, porém o aumento da densidade de corrente, mesmo com os efeitos nocivos, certamente reduz o tempo de reação, dessa forma aumentando a carga poluente removida (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; FERREIRA, 2006; MOUEDHEN *et al.*, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

O aumento da densidade de corrente gera um desgaste mais rápido do eletrodo e um maior consumo de energia, acarretando um maior custo de operação, assim como tem os efeitos negativos já informados. Entretanto valores muito acima do valor ótimo não trazem bons efeitos ao processo, pois, o excesso na quantidade de bolhas geradas na célula eletrolítica, conduz à coalescência entre as bolhas

geradas, e sua não agregação aos contaminantes, reduzindo assim, a eficiência de remoção. Outro problema relacionado a maior geração de bolhas de gás é o incremento na potência de agitação que acaba quebrando parte dos flocos que ficam na interface sólido-líquido (ECKENFELDER, 2000; MANSOUR, & CHALBI, 2006; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

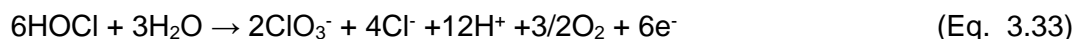
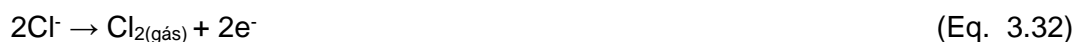
Estudos de CHEN *et al.* (2000), KUMAR *et al.* (2004) e MOUEDHEN *et al.* (2007) indicaram variação da densidade de corrente sem influência na remoção dos poluentes, embora afirmem que a remoção tenha sido mais rápida, ou menor tempo de reação, para um maior valor de densidade de corrente. BENSADOK *et al.* (2008) em seus estudos chegou a maior remoção da DQO e da turbidez com o aumento na densidade de corrente, concluindo que o aumento na densidade de corrente gera maior dissolução de Al^{3+} , assim como um aumento da produção de bolhas de hidrogênio, auxiliando a flotação do material coagulado. Estudos de DIMOGLO *et al.* (2004) mostram remoção maior da DQO, fenóis, hidrocarbonetos e graxas com o aumento da densidade de corrente, exceto para a turbidez. XU & ZHU, (2004) no tratamento de efluentes oleosos, obtiveram, com o aumentando a densidade de corrente, desde $5,0 A/m^2$ até $18,5 A/m^2$, aumento na eficiência de remoção de óleos de 60 até 99%. Trabalhos de IBRAHIM *et al.*, (2001); MOSTEFA & TIR (2004) e MANSOUR & CHALBI (2006), tiveram como resultado um aumento na remoção de poluentes com o incremento da densidade da corrente. IBRAHIM *et al.*, (2001), chegaram a um valor limite de densidade igual a $200 A/m^2$, enquanto no trabalho de MOSTEFA & TIR (2004), esse valor foi igual a $111,5 A/m^2$. Já para MANSOUR & CHALBI (2006) o valor encontrado foi de $120 A/m^2$. As pesquisas em questão indicaram que densidade de corrente acima desses valores geravam redução na remoção. Esse fenômeno foi atribuído à competição entre a dissolução do alumínio e a evolução do oxigênio, pois com baixos valores de densidade de corrente somente ocorre a dissolução do alumínio, sendo que para valores altos ambos os processos competem, e, como consequência, a eficiência de geração do alumínio diminui, assim como a agitação aumenta.

b) Efeito da presença de cloretos e cloro

A presença de sais no meio reacional aumenta a condutividade dos efluentes a serem tratados, sendo que no caso do cloreto essa eficiência aumentada está relacionada,

como já mencionado, com a corrosão por "pitting" dos eletrodos. A adição de sais para aumentar a condutividade, principalmente com uso de NaCl, é comum em alguns processos, tendo como objetivo facilitar a passagem de eletricidade no meio e dessa forma aumentar a dissolução do metal. MOUEDHEN *et al.*, (2007), estudando o processo com outros sais, verificaram que o ataque corrosivo nos eletrodos não se mostra presente, portanto, ocorrendo devido aos cloretos, em função desse composto gerar corrosão dos eletrodos e assim gerando maior dissolução do metal. Outro ponto importante no processo com uso de sais contendo cloreto e eletrodos inertes, é que ocorre geração de cloro gás (forte oxidante) no meio reacional, promovendo a desinfecção dos efluentes, gerando trihalometanos e ainda oxidando os compostos poluentes (ECKENFELDER, 2000; WONG *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; CHEN, 2004; SINOTI, 2004; CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; MOLLAH *et al.*, 2004; FERREIRA, 2006; MOUEDHEN *et al.*, 2007; DENG & ENGLEHARDT, 2007; MERMA, 2008; FERNANDES *et al.*, 2015; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017) segundo as reações a seguir:

Reações anódicas:



Reações catódicas:



O hipoclorito (OCl⁻) gerado é um forte oxidante e um grande biocida que pode oxidar compostos orgânicos, porém, um efeito negativo é que esse processo de oxidação do cloro poder gerar compostos organoclorados e ainda cloroaminas, que muitas vezes são mais perigosos que a matéria orgânica. Esse inconveniente, porém, pode ser contornado com um maior tempo de reação.

A adição de cloretos também tem uma ação de reduzir o efeito adverso do HCO₃⁻ e SO₄²⁻, que podem levar à precipitação dos íons Ca²⁺ ou Mg²⁺, gerando camadas

isolantes e assim acarretando o efeito de passivação do eletrodo e o efeito de polarização do mesmo, que reduz a eficiência do processo. Recomenda-se que entre os íons presentes se tenha um percentual de pelo menos 20% de cloretos em relação ao total de íons para assegurar uma operação normal do processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de águas e efluentes. Se o efluente, como é o caso do lixiviado, já tem cloretos facilita o processo, pois o maior conteúdo de sais reduz o consumo de energia, devido ao aumento da condutividade do meio reacional. De qualquer forma o cloro gerado no meio reacional, pela reação eletroquímica, tem o efeito benéfico de desinfecção no tratamento de água para potabilização por exemplo (WONG *et al.*, 2002; CHEN, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; LABANOWSKI *et al.*, 2010; PÉREZ *et al.*, 2012; FERNANDES *et al.*, 2015; MOUSSA, 2016; YADAV & GODEKEDIKSHIT, 2017; LU *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

c) Efeito do pH inicial

O efeito do pH no processo de tratamento de água e efluentes por eletrocoagulação-eletroflotação se reflete pela eficiência da corrente, assim como a solubilidade dos hidróxidos metálicos. Quando existem íons cloretos presentes no meio reacional a geração e desprendimento de cloro pode ocorrer em casos de inertização dos eletrodos, o que em geral não é comum na eletrocoagulação-eletroflotação, devido ao cloreto gerar ataque corrosivo nos eletrodos e dissolução de camadas passivantes que possam ser geradas. Geralmente com o uso de eletrodos de alumínio, a eficiência de corrente é alta tanto em meio ácido quanto em meio alcalino ou em condições neutras. O desempenho do tratamento depende do poluente a ser tratado, sendo em muitos casos obtidas boas remoções em pH próximo de 7. Quando a condutividade do efluente é alta, caso típico dos lixiviado, a influência do pH pode ser negligenciada (CHEN, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2015; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017).

As espécies predominantes em condições altamente alcalinas para ânodos de alumínio e ferro são Al(OH)_4^- e Fe(OH)_4^- , respectivamente. Estas espécies apresentam fraca atividade de coagulação, portanto, a eletrocoagulação-eletroflotação torna-se mais eficiente em valores de pH mais baixos (CHEN, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2015; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017).

Teoricamente a liberação de hidrogênio no cátodo pode aumentar o pH devido formação de hidroxilas nessa região. A formação de hidróxidos nas paredes do ânodo pode gerar a liberação de H^+ acidificando o meio reacional próximo a esse eletrodo. A evolução de oxigênio no ânodo também pode gerar um meio reacional ácido nas proximidades dos eletrodos. No caso da eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de lixiviado ocorre a liberação de amônia com a alcalinização do meio reacional, porém as condições de alcalinidade aumentam, devido a formação de hidróxidos solúveis no meio reacional e ao desprendimento de CO_2 . A melhor remoção de poluentes com o uso de eletrodos de alumínio ocorre em pH neutro, enquanto para eletrodos de ferro o meio alcalino se mostra mais eficiente na remoção de cor e DQO, em efluentes têxteis, tingimento e tintas. A variação do tamanho das bolhas formadas na eletroflotação também depende do pH. As bolhas de hidrogênio são menores em pH neutro, já as bolhas de oxigênio aumentam com o pH afetando a eficiência do processo. O pH também influencia as reações químicas que podem ocorrer no efluente (CHEN, 2004; CAÑIZARES *et al.*, 2005; CAÑIZARES *et al.*, 2006; FERNANDES *et al.*, 2015; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017).

A dissolução do alumínio no meio reacional também depende do pH, além da concentração total de alumínio. Quando o pH da solução é neutro, a taxa de dissolução do alumínio tem um valor menor. Já com valores básicos, essa taxa aumenta bastante. Valores de pH em torno de 5 a 6 são bons para o desempenho da eletrocoagulação-eletroflotação, devido ao fato da passivação do eletrodo ser enfraquecida pela condição de pH ácido. A eletrocoagulação-eletroflotação com eletrodos de alumínio, é mais eficiente quando há formação de Al^{+3} , sendo verificado que essa espécie é formada em maior concentração na faixa de pH de 5 a 7, o que faz com que a eletrocoagulação-eletroflotação seja mais eficiente nessa faixa de pH. A influência do pH inicial do efluente sobre a eletrocoagulação-eletroflotação foi avaliada. Para remover a matéria orgânica existente no efluente, testaram um pH ácido (3,2), neutro (7,0) e pH básico (9,0), obtendo remoção mais rápida da DQO com o pH ácido testado (CHEN, 2004; CAÑIZARES *et al.*, 2005; CAÑIZARES *et al.*, 2006; NORMA *et al.*, 2012; FERNANDES *et al.*, 2015; FAJARDO *et al.*, 2015; HU *et al.*, 2016; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017).

d) Efeito da temperatura do meio reacional

O efeito da temperatura não tem sido muito bem investigado, mesmo em uma tecnologia com mais de 100 anos de uso e estudos. Os poucos estudos sobre o

assunto mostram que no caso de eletrodos de alumínio, a eficiência de corrente aumenta até 60°C. Valores acima dessa temperatura reduzem a eficiência de corrente. O aumento da eficiência de corrente é atribuído a destruição do filme de óxidos passivastes, que em geral se formam na superfície dos eletrodos, até um certo limite, sendo que um maior aumento da temperatura ocorre uma rachadura dos poros do gel $\text{Al}(\text{OH})_3$, resultando em flocos mais compactos, que podem ser depositados mais facilmente na superfície do eletrodo. A potência consumida tem seu máximo a 35°C, sendo esse dado demonstrado para efluentes contendo óleos e graxas. Isso pode ser explicado pelo efeito oposto da temperatura na potência consumida, devido ao aumento da condutividade da solução reacional, reduzindo assim a energia consumida (CHEN, 2004; PAZENKO *et al.*, 1985; QIU *et al.*, 1988; FERNANDES *et al.*, 2015; FAJARDO *et al.*, 2015; HU *et al.*, 2016; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017).

O aumento da temperatura da solução pode contribuir para o aumento da eficiência de remoção de poluentes, em função do aumento da movimentação dos íons produzidos, facilitando a colisão deles com o coagulante formado e dissolução do Al, porém, quando atinge valores acima de 300 K (27°C), a eficiência de remoção diminui, devido à formação de flocos indesejados e ao aumento da solubilidade dos precipitados (DANESHVAR *et al.*, 2007; IBRAHIM *et al.*, 2001; FERNANDES *et al.*, 2015; FAJARDO *et al.*, 2015; HU *et al.*, 2016; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017).

De acordo com LARUE *et al.* (2003) em seus estudos, citados por FERREIRA, 2006, o aumento da temperatura da solução é ocasionado pelo efeito Joule, expresso por Q (kW.h.m^{-3}) e definido matematicamente como:

$$Q = C_p \cdot \Delta T \quad (\text{Eq. 3.39})$$

Onde:

C_p = Capacidade calorífica da solução. Supõe-se que seja igual à da água $4,18 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$;

ΔT = diferença entre as temperaturas final e inicial do efluente.

RODRIGUEZ *et al.*, (2007), em seus estudos, comentam que com o aumento da condutividade, a temperatura dentro da solução também aumenta sob condições

galvanostáticas. Um aumento na resistência da solução permite uma maior tensão, e assim, um maior consumo de energia. Enquanto a corrente é mantida constante, a tensão incrementa, ao mesmo momento que a resistência cai, forçando o sistema a gastar energia extra, geralmente sendo rejeitada como calor, causando assim, um aumento na temperatura no meio reacional. Além desse aumento na temperatura, foi observado que parte dos precipitados de hidróxido de alumínio são solubilizados, razão pela qual os processos de eletrocoagulação-eletroflotação não deveriam ser realizados até a saturação, o que ocorrem em altas densidades de corrente.

No caso de um processo reversível e adiabático na eletrólise da água, por exemplo, ($\Delta S^\circ = 0$) o consumo de calor resfriaria a célula. Na prática idealiza-se o processo como isotérmico, o que se considera um erro, pois a célula absorveria calor do ambiente ou seria adicionada uma energia externa. A tensão termoneutra, ou seja, tensão da célula é dada por (KREYSA, 1986):

$$U_{tn} = \frac{\Delta H}{z \cdot F} \quad (\text{Eq. 3.40})$$

U_{tn} = Tensão termoneutra (V);

z = número de cargas da reação no eletrodo (-);

ΔH = Variação da Entalpia da reação (KJ.mol^{-1}).

No caso da eletrólise o valor da tensão termoneutra é igual a 1,48 V. Isso significa que acima dessa tensão ocorrerá evolução de calor. Nas células de plantas industriais a tensão extrapola em muito a tensão reversível da célula de forma a se obter a densidade de corrente projetada. Essa energia a mais adicional é introduzida na célula, de forma irreversível, gerando como resultado a transferência de calor e outros fenômenos associados tais como: ativação, difusão e sobretensão, assim como queda de potencial no eletrólito, nos eletrodos e nas conexões. Nos casos de evolução dos gases, no uso de processo de eletro-oxidação indireta, com geração de HOCl e Cl_2 , o aumento da temperatura gera a evolução mais rápida dos oxidantes e um prejuízo na eficiência do processo. No caso da eletrocoagulação-eletroflotação, ocorre maior dissolução do elemento (Al ou Fe) do eletrodo para o meio reacional, a princípio, aumentando a eficiência do processo, até certo ponto, pois o maior aumento da temperatura gera a dissolução dos hidróxidos formados e assim diminuindo a

eficiência dos processos (KREYSA, 1986; DUTRA, 2004; CASQUEIRA, 2004; PETER, 2005)

Todo esse excesso de energia é convertido em calor, ou seja, a parte da energia que excede tensão termoneutra é transferida para o meio ambiente e determina o balanço térmico durante o processo eletrolítico, sendo necessário nas plantas industriais a remoção do calor no processo de eletrocoagulação-eletroflotação, em função do aquecimento do meio reacional e grande despendimento de vapores (KREYSA, 1986; DUTRA, 2004; CASQUEIRA, 2004; PETER, 2005).

O calor perdido durante o processo eletrolítico, pode ser calculado pelo produto da corrente com o excesso de tensão, como mostrado na equação a seguir.

$$Q' = \Delta U \cdot I \quad (\text{Eq. 3.41})$$

Onde:

Q' = fluxo de calor (W);

ΔU = diferença entre a tensão da célula e a tensão termoneutra (V);

I = Corrente (A).

e) Influência da potência consumida, energia fornecida, passivação, polarização dos eletrodos e inversão de polaridade

Quando a corrente passa por um reator eletroquímico, essa deve superar a diferença de potencial de equilíbrio, sobrepotencial do ânodo, sobrepotencial do cátodo e potencial ôhmico da solução. O potencial do ânodo inclui o sobrepotencial de ativação e o sobrepotencial de concentração, assim como possível sobrepotencial resultante de filmes de passivação na superfície do ânodo, enquanto no cátodo o sobrepotencial é composto pelo sobrepotencial de ativação e sobrepotencial de concentração. Deve ser observado que o sobrepotencial, devido a passivação, depende da superfície do eletrodo. Para eletrodos novos, sem passivação, esse sobre potencial pode ser desprezado. Considerando todo o equacionamento típico do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, os valores das tensões, correntes elétricas e os diversos potenciais não levam em consideração influências do pH e fluxo do processo, porém a coagulação e floculação tem grande influência do pH (SCOTT, 1995; CHEN *et al.*, 1985; CHEN, 2004).

De forma a evitar a passivação ou oxidação passivante da superfície dos eletrodos, com o uso de corrente contínua, utiliza-se a inversão de polaridade em certo intervalo de tempo, sendo o ótimo no caso dos eletrodos de alumínio, um intervalo de 15 minutos para essa inversão (CRESPILHO & REZENDE, 2004). WILLEN *et al.* (2015) em estudos preliminares testaram a inversão, sendo que não mostrou bons resultados no tratamento de lixiviado. No caso dos lixiviados que em geral contém altos teores de cloretos a inversão de polaridade parece não ser necessária, devidos a dissolução da camada passivante.

Devido ao processo eletrolítico, os eletrodos se polarizam, com a formação de um filme passivador de óxido depositado na superfície metálica ou por um estado oxidado dessa superfície. A formação dessa camada de óxidos, íons e/ou moléculas adsorvidas na superfície metálica é denominada passivação e a formação desse filme passivo faz com que o eletrodo não sofra corrosão facilmente, gerando uma maior resistência à passagem de corrente elétrica. O depósito de precipitados também pode passivar os eletrodos. Durante a eletrocoagulação-eletroflotação, na região próxima ao cátodo há excesso de OH^- , fazendo com que a superfície seja atacada por esses ânions, promovendo a formação do filme passivador. Uma vez formado o filme passivo, o processo de eletrocoagulação-eletroflotação pode estar comprometido pela perda de eficiência de corrente em decorrência do aumento da resistividade do eletrodo. No caso do efluente que contém cloretos entre seus íons ou ocorra a adição desse composto, a passivação não ocorre devido ao ataque corrosivo, com já comentado (SCOTT, 1995; WIENDL, 1998; CHEN, 2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2015; FAJARDO *et al.*, 2015; HU *et al.*, 2016; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017).

A passivação pode ser evitada utilizando-se baixos valores de densidade de corrente, invertendo-se a polaridade no sistema elétrico, adicionando cloretos ou realizando-se o aumento da velocidade do fluido. Durante a inversão da polaridade o eletrodo que se comporta como cátodo, por determinado tempo, passa a se comportar como ânodo. Essa inversão pode minimizar a passivação, aumentando a vida útil do eletrodo em até duas vezes e, ao mesmo tempo diminuir a resistividade do sistema. Nesse caso a intensidade da corrente elétrica no reator não decai rapidamente e o eletrodo passa a liberar mais íons na solução e a formar maior quantidade de grupos hidroxila, aumentando o pH e a remoção dos poluentes (SCOTT, 1995; WIENDL, 1998; CHEN,

2004; MOUEDHEN *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2015; FAJARDO *et al.*, 2015; HU *et al.*, 2016; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; MOUSSA *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2017).

f) Influência do material dos eletrodos

Eletrodos de alumínio e de ferro foram os primeiros materiais utilizados, sendo sucatas prensadas desses materiais também utilizadas, pois são materiais que apresentam baixo custo e são facilmente disponíveis. Em muitos casos de tratamento de efluentes o alumínio é aplicado em combinação com ferro, devido ao alumínio ter grande eficiência na coagulação. Preferencialmente o material usado para o cátodo deve ser o mesmo que o usado para o ânodo. Geralmente se usa um cátodo inerte tal como o aço inox ou titânio, quando a solução tem alto conteúdo de íons Ca^{2+} e Mg^{2+} . Diferentes materiais de eletrodos afetam a performance do processo de eletrocoagulação-eletroflotação. A dissolução anódica, a porcentagem de poluentes removidos e o coagulante requerido são parâmetros significativos nesta técnica. Desta forma, os coagulantes de íons de metais com maior carga de valência são preferidos, devido a sua maior compressão da dupla camada elétrica, o que melhora a coagulação dos poluentes. Os materiais empregados em eletrocoagulação-eletroflotação geralmente são alumínio ou ferro por serem mais baratos e facilmente encontrados e também por serem mais efetivos. Estudos mostram que Fe^{2+} é um coagulante fraco se comparado ao Fe^{3+} , devido à sua menor carga positiva. Uma carga positiva inferior indica que a capacidade do íon de comprimir a dupla camada e desestabilizar os colóides é menor. Ainda, na maioria dos estudos geralmente mostra-se que o alumínio é mais eficaz que o ferro para a remoção dos poluentes em lixiviados. O eletrodo de ferro tem uma desvantagem, já comentada, pois após o tratamento, o efluente tratado apresenta cor residual verde ou amarela bastante forte e ainda precipitados que geram turbidez no efluente, em função da geração de Fe^{2+} (cor verde) e Fe^{3+} (cor amarela) e seus hidróxidos gerados no tratamento eletrolítico. O eletrodo de alumínio, não apresenta esse inconveniente (CHEN, 2004; FERREIRA, 2006; MATIAS *et al.*, 2015; MOUSSA *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; ALVER & ALTAS, 2017).

Para a geração das microbolhas e remoção dos poluentes, podem ser usados eletrodos solúveis ou insolúveis, sendo que os eletrodos solúveis, tais como Al e Fe, revelaram-se muito eficientes em comparação aos eletrodos insolúveis. Comparando a aplicação de eletrodos de ferro e alumínio no tratamento de lixiviados, verificou-se os eletrodos de alumínio tiveram melhor remoção da DQO,

cor e turbidez dos lixiviados. Nesse caso, com uso dos eletrodos de alumínio a remoção da DQO chegou a 56%, enquanto com eletrodos de ferro chegou-se a apenas 35% de remoção do mesmo parâmetro no mesmo tempo de operação (MURUGANANTHAN *et al.*, 2004; ILHAN *et al.*, 2008; BOUHEZILA *et al.*, 2011).

KOBYA *et al.* (2003), testou condições semelhantes, avaliando os resultados da remoção da DQO, turbidez e sólidos suspensos; sendo as melhores remoções aplicando os eletrodos de alumínio em relação aos de ferro. CHEN *et al.* (2002), também concluíram em seus estudos a mesma preferência. DIMOGLO *et al.* (2004), avaliou a remoção de poluentes de um efluente petroquímico com hidrocarbonetos e óleos & graxas, usando ânodos de Al e Fe, obtendo como melhor desempenho uso dos ânodos de alumínio na remoção da DQO, turbidez e fenóis.

g) Distância entre eletrodos e seu arranjo

Quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a diferença de potencial aplicada, pois a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica. De acordo com as características do efluente a ser tratado, a distância entre os eletrodos pode variar de forma a se ter uma melhor eficiência do processo. Distâncias muito pequenas entre os eletrodos podem interferir no processo, mesmo com menor gasto energético, afetando fenômenos tais como a coagulação, floculação/precipitação e decantação/flotação, considerando o alto efeito eletrostático que dificulta a colisão de partículas e de certa forma dificulta a formação de flocos, assim como gera entupimentos e uma redução da eficiência de corrente. Entretanto, uma distância excessiva entre os eletrodos também diminui significativamente a formação de flocos e os gastos de energia são maiores, sendo em geral a faixa de distância entre 10 a 20 mm a mais utilizada em estudos piloto e de bancada para o processo de eletrocoagulação-eletroflotação. O arranjo dos eletrodos deve sempre favorecer a emanção das bolhas de gás com os flocos que em geral tendem a flotar. Com elevada condutividade elétrica do efluente, pode-se usar maior distância entre os eletrodos e em casos de baixa condutividade elétrica, distâncias menores devem ser utilizadas. Em casos de efluentes com muito baixa condutividade o processo fica inviável, devido ao alto consumo de energia e ainda uso de uma distância mínima entre os eletrodos podendo gerar curto circuito (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; FERREIRA, 2006; MATIAS *et al.*, 2015; MOUSSA *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Em sistemas contínuos com os eletrodos instalados no fundo do reator, se bem dimensionados, ocorre o favorecimento da dispersão das bolhas. A geração de bolhas em condição de difícil dispersão, acaba gerando bolhas maiores, que afetam a eficiência do processo de flotação e podem ainda gerar quebra de flocos. Quando os eletrodos têm bom contato com o efluente, as bolhas se dispersam rapidamente e a eficiência da flotação aumenta. Efluente com maior condutividade tem melhor dispersão das bolhas e maior densidade de corrente. Um arranjo uniforme também é importante. De qualquer forma configurações abertas e a menor distância entre os eletrodos são mais eficientes, desde que não favoreça a entupimentos e curto circuito. Maiores condutividades, assim como maiores densidades de corrente aumentam a eficiência do processo até certo limite. A tensão requerida está relacionada com a queda de potencial ôhmico pela resistência da solução. Como essa queda de potencial está ligada diretamente a distância entre os eletrodos, quanto menor a distância, menor é o consumo de energia, porém devido aos riscos de curto circuito e entupimentos, já comentados, a separação deve ser avaliada em função das condições dos efluentes a serem tratados (CHEN, 2004; CRESPILO & REZENDE, 2004; FERREIRA, 2006; MATIAS *et al.*, 2015; MOUSSA *et al.*, 2017; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

Dentre os mecanismos de transporte de massa, a difusão e a migração são especialmente afetados quando se altera a distância entre os eletrodos. A distância é uma variável importante na otimização dos custos de operação da unidade. (CRESPILO & REZENDE, 2004; FERREIRA, 2006; CASQUEIRA, 2004).

ATTOUR *et al.*, (2014) avaliaram a distância entre os eletrodos para eletrocoagulação-eletroflotação com eletrodos de alumínio. As distâncias testadas foram de 1,0 cm, 2,0 cm, e 3,0 cm e quanto maior a distância, maior foi a eficiência do tratamento, chegando a remoção de cor de 93%, turbidez de 98% e carbono orgânico total de 68% para a maior distância. RICORDEL & DJELAL (2014) estudaram a eletrocoagulação-eletroflotação para a remoção da DQO de lixiviado proveniente de aterro sanitário utilizando um reator monopolar de placas paralelas com distâncias de 20 e 40 mm entre as placas. Verificaram que não houve diferença significativa entre as distâncias utilizadas, porém o consumo de energia aumentou, com aumento da distância entre as placas. DEN & HUANG (2005), citados por FERREIRA (2006), fizeram ensaios em sistema de tratamento sob a mesma corrente elétrica, não havendo alteração na

eficiência de remoção em função dos diferentes espaçamentos dos eletrodos, sendo apenas consideradas diferenças dos custos operacionais.

Estudos para remoção da DQO e óleos, mostraram que ocorreu diminuição da remoção quando a distância entre os eletrodos aumentou, sendo encontrando um valor adequado de 10 mm. Outros estudos informam que quando a distância passou de 5,0 mm para 30 mm, a eficiência de remoção do poluente diminuiu 26,64%. (MODIRSHAHLA *et al.*, 2007 e Xu & Zhu, 2004).

3.3.4.2.6 Estudos no tratamento de efluentes e lixiviados

A geração dos hidróxidos no meio aquoso neutraliza as cargas eletrostáticas contidas nos coloides e assim a força de repulsão é reduzida ao ponto tal que as forças de Van der Waals se tornam maiores, ocorre a atração entre os centros ativos e inicia a coagulação (CHOU *et al.*, 2011). A remoção de sólidos e óleos tem a maior aplicação desse processo (SANTOS *et al.*, 2005). O tratamento de água para consumo humano é uma aplicação típica, assim como uso no tratamento de água de caldeira de baixa pressão em regiões distantes e em embarcações (CHEN, 2004). No uso em grandes volumes de água e efluentes a serem tratados, ainda não se mostrou um processo econômico. Outra aplicação é na redução da turbidez e cor (AGOSTINHO, *et al.*, 2012), podendo ainda ser utilizado na desinfecção e remoção de algas (CHEN, 2004; UGURLU *et al.*, 2008). Aplicações são comuns ainda na indústria têxtil, petróleo, tratamento de esgoto, recuperação de fibras, quebra de emulsão, efluente oleoso, indústria de tintas e tratamento de efluentes contendo cobre, ferro, sílica, ácido húmico e outros, além do lixiviado de aterros sanitários (CHEN, 2004).

THAVEEMAITREE *et al.*, (2003) aplicaram o processo eletroquímico para tratamento de lixiviados de aterros sanitários com ênfase no tratamento de metais pesados e remoção de carga orgânica, conduzindo experimentos eletroquímicos de bancada, utilizando amostras de efluentes sintéticos e lixiviado de aterro sanitário. Nos testes com águas residuais sintéticas, obteve remoção de chumbo superiores a 99%, dependendo da corrente elétrica, razão entre a área de reação e volume do reator e tempo de operação, sendo a reação de primeira ordem. Resultados semelhantes à remoção de chumbo foram obtidos quando as amostras de lixiviado foram tratadas no reator eletroquímico, onde a remoção da DBO₅ e DQO do lixiviado durante o tratamento eletroquímico foi de 30-60%, enquanto a remoção de cor foi de 70%.

KOBYA *et al.*, (2003) estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes de indústrias têxteis com uso de eletrodos de alumínio e ferro. O reator utilizado em batelada usou espaçamento entre eletrodos de 11 mm e temperatura do meio reacional de 25°C. No estudo verificou-se que o pH inicial do meio reacional teve influência na remoção dos poluentes, sendo a melhor faixa de 6,0 a 8,0 com eletrodos de alumínio. Nesse estudo com eletrodos de alumínio o pH final chegou a valores maiores que 11 sempre, mostrando a influência dos hidróxidos no processo de coagulação. No estudo com eletrodos de ferro verificou-se que o pH inicial do meio reacional também tem influência na remoção dos poluentes, sendo a melhor faixa com valores menores que 6,0. Nesse estudo com eletrodos de ferro o pH final chegou a valores próximos de 10. Quanto ao consumo de energia, os estudos com os eletrodos de ferro mostraram maior consumo que os de alumínio. Concluiu-se também que a densidade de corrente para o processo com uso de ferro, com as mesmas eficiências de remoção da DQO, foi de 80 – 100 A/m² com tempo de reação de 10 minutos, enquanto para o alumínio o valor, para o mesmo tempo de reação e remoção da DQO, foi de 150 A/m². As eficiências de remoção da DQO ficaram entre 55 e 80% para os eletrodos de alumínio e ferro.

CHEN G., (2004) em um artigo bastante completo fez uma revisão geral sobre as técnicas eletroquímicas aplicadas ao tratamento de água e efluentes, abordando os principais processos eletrolíticos, a saber: eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação. Descreve os processos e as reações envolvidas, assim como todos os fenômenos envolvidos nos processos. Na parte relativa a eletrocoagulação-eletroflotação discutiu sobre as variáveis que influenciam o processo, tais como pH, densidade de corrente, tipo de eletrodo, “gap” entre os eletrodos etc. Fala ainda do design dos reatores, vantagens e desvantagens dos processos em questão, tendo uma extensa lista de referências sobre os processos.

MOLLAH *et al.*, (2004) em um artigo de revisão, descreveram toda a teoria envolvendo a eletrocoagulação-eletroflotação, design dos reatores e melhorias que ocorreram, mostrando uma extensa lista de referências.

LAI & LIN, (2004) estudaram o tratamento de efluentes gerados no processo de tratamento de superfície de semicondutor por eletrocoagulação-eletroflotação. No estudo foram utilizados pares de eletrodos de alumínio e ferro, sendo o alumínio o ânodo. A densidade de corrente de 93 A/m² e espaçamento entre eletrodos de 10 mm

foram utilizados. A remoção da DQO no processo variou de 76 a 89% durante os ensaios.

CAN *et al.*, (2006) estudaram a eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes de indústria têxtil, com um processo misto, onde foram adicionados inicialmente ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação, os produtos químicos poli cloreto de alumínio e sulfato de alumínio, de forma a avaliar o impacto desses produtos na eficiência da eletrocoagulação-eletroflotação do efluente têxtil em questão. O reator em batelada tinha eletrodos de alumínio com distância de 11 mm. No processo os valores ótimos para a eletrocoagulação-eletroflotação ocorreram com densidade de corrente de 100 A/m^2 , tempo e reação de 10 minutos em pH inicial de 6,9, sendo que dessa forma a remoção da DQO chegou a valores de 50%. Com a adição de sulfato de alumínio chegou-se a uma remoção próxima de 65%, porém com adição do poli cloreto de alumínio, a remoção teve um acréscimo importante chegando a 78%.

DROUICHE *et al.*, (2007) aplicaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação a efluentes de manufatura de semicondutores, com alta DQO, turbidez e cor. Foram utilizados eletrodos de ferro, sendo que o pH do meio reacional chegou a 8,5 em 320 minutos, mostrando a tendência de aumento do pH em função da formação de hidróxidos, que é uma tendência em sistemas com eletrodos de ferro e alumínio. No tratamento em questão, a remoção da DQO foi de 75% em 320 minutos, sendo que a densidade de corrente em seu máximo chegou a 125 A/m^2 .

SAYINER *et al.*, (2008) avaliaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes contendo boro, com uso de eletrodos de alumínio e ferro. No estudo ficou claro que a remoção do poluente foi muito dependente da densidade de corrente, concentração de boro no efluente e tempo de reação. Nesse estudo foi utilizada uma distância entre eletrodos de 3,0 mm e obteve-se um consumo de energia de 0,8 a $1,5 \text{ kWh/m}^3$, com uso de uma densidade de corrente de 25 a 100 A/m^2 . O tempo de reação variou de 10 a 60 minutos, sendo também utilizado um pH próximo a 3,0 para facilitar a dissolução dos metais, tendo como justificativa desse pH, se evitar a passivação dos eletrodos. A temperatura ficou entre 21 e 22°C , sendo adicionado 1% NaCl na solução reacional. Tanto no caso do eletrodo de ferro, quanto o de alumínio verificou-se um aumento do pH chegando a valores de 9,5 a 10 no final do processo, porém dependendo do pH inicial da solução a tratar. No estudo verificou-se

que o ânodo de ferro foi mais eficiente que o ânodo de alumínio a 100 A/m^2 , porém a valores de densidade de corrente de 300 A/m^2 o alumínio foi mais eficiente.

ILHAN *et al.*, (2008) em seus estudos com aplicação de eletrodos de Al e Fe no tratamento de lixiviados, utilizaram a eletrocoagulação-decantação em batelada, sendo que compararam o processo tradicional de coagulação com a eletrocoagulação-decantação. A densidade de corrente variou de 348 A/m^2 a 631 A/m^2 , porém a melhor remoção da DQO ficou em 59% com eletrodos de Al e máxima densidade de corrente, mostrando que uma maior densidade de corrente somente gera perdas de energia e altos custos, sem nenhum impacto na remoção da DQO de lixiviados recalcitrantes, sendo ainda a escala pequena, ou seja, um reator ou célula de 0,5 litros. Os eletrodos eram de 45 cm^2 de área. Na mistura foi aplicada rotação de 200 rpm, com tempos de reação de 1 a 30 minutos. Os estudos mostraram que o processo de eletrocoagulação-decantação foi mais eficiente que a coagulação convencional. Concluiu-se também que o aumento do pH com o aumento da densidade de corrente ao desenvolver do processo seria benéfico para remoção posterior da amônia. Verificou-se, porém, um aumento da temperatura com o aumento do tempo de reação e densidade de corrente, o que se mostrou uma desvantagem. O eletrodo de Al se mostrou mais eficiente que o de Fe nos ensaios em questão.

UGURLU *et al.*, (2008) estudaram a aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes de indústria de papel e celulose, contendo lignina e fenol. No sistema de tratamento de bancada, foram utilizados eletrodos de alumínio e ferro, sendo o espaçamento entre os eletrodos de 20 mm. No estudo também foi adicionado NaCl a uma concentração de 0,8 g/L. Verificou-se para uma mesma densidade de corrente, que a remoção de fenol utilizando o alumínio ou ferro foi praticamente a mesma, sendo que ocorreu uma maior remoção do fenol com o aumento da densidade de corrente no caso do eletrodo de alumínio em relação ao ferro. No caso da remoção de lignina um aumento da densidade de corrente de 16 para 47 A/m^2 aumentou a eficiência do tratamento com uso dos eletrodos de ferro. Os valores ótimos quanto a remoção dos poluentes foram com tempo de reação de 2,0 minutos, uso de 12 volts e ainda densidade de corrente de 48 A/m^2 .

ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, (2009) estudaram a aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes de curtume. Para eletrodos utilizou-se ferro e uma densidade de corrente de 430 a 680 A/m^2 . No estudo de otimização aplicou-se a análise fatorial. Quanto à remoção da DQO, o valor ficou

próximo de 50%, com variação do tempo de residência de 15 a 120 minutos. Na variação de pH de 6,5 a 9,0 não se notou maior impacto na remoção dos poluentes.

EMAMJOMEH & SIVAKUMAR, (2009) em um artigo de revisão do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, falam que os processos de coagulação e flotação são acoplados na eletrocoagulação-eletroflotação e coloca a sigla “ECF”, que representa a conjunção dos processos, o que em geral ocorre. No artigo descrevem os processos e as reações envolvidas, comentado sobre os fenômenos envolvidos nos processos, tipos de reatores, aplicações do processo no tratamento de efluentes diversos, tais como: indústria têxtil, esgoto sanitário, metais pesados remoção de amônia e nitrato, remoção de fluoreto e tratamento de água. Listam uma extensa referência com dados da aplicação.

PHALAKORNKULE *et al.*, (2010) estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes têxteis contaminados com diversos pigmentos. Nos estudos verificou-se a eficiência de remoção de cor com a variação da densidade de corrente de 10 a 40 A/m². Com o aumento da densidade de corrente ocorreu aumento da eficiência de remoção de cor, assim como uma redução do tempo de reação ótimo do processo, porém acima de 30 A/m², não ocorreu uma diminuição do tempo de reação e aumento da eficiência de remoção de cor, mostrando um limite nos benefícios do aumento da densidade de corrente. No estudo foi também realizada uma comparação no uso de eletrodos de ferro, alumínio e combinado, mostrando em qualquer caso que o eletrodo de alumínio foi o mais efetivo na remoção de cor no efluente estudado. O pH ao longo da reação aumentou em qualquer um dos estudos chegando a valores próximos a 11,0. Foram executados ensaios com variação da temperatura do meio reacional, mostrando que a variação de 30°C utilizada, não mostrou qualquer diferença na remoção de cor. Foi também avaliada a distância entre os eletrodos e seu impacto no consumo de energia e os dados mostrados no estudo com variações de distância de 5 a 12 mm, não indicaram variações significativas nos consumos de energia nos vários tempos de reação de 2 a 15 minutos.

BENSADOK *et al.*, (2011) aplicaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação para o tratamento de efluentes de laticínios. Foram testados eletrodos de alumínio e titânio platinizado de forma a verificar a influência do tipo de eletrodo na eficiência do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, chegando-se à conclusão que os eletrodos de alumínio foram os mais eficientes. No espaçamento entre eletrodos usou-se 20 mm em temperatura do laboratório de 25°C. A densidade de corrente variou de

10 a 75 A/m², sendo o pH inicial de reação de 6,6. O estudo mostrou que a remoção da DQO chegou a 80% com densidade de corrente de 50 A/m² em tempo de reação de 1 minuto e que a partir desse valor não ocorreu aumento de eficiência de remoção com o aumento da densidade de corrente.

PARSA *et al.*, (2011) estudaram o tratamento de efluentes contendo “Acid Brown 14” que é um azo composto utilizado pela indústria têxtil. No reator utilizou-se ânodos de alumínio e cátodos de aço inox 304. Na separação entre eletrodos utilizou-se distância de 30 mm e corrente contínua, sendo utilizado o NaCl para aumentar a eficiência de corrente e redução do consumo de energia, tendo sido encontrado um valor de 0,5 g/L de NaCl como ótimo ao processo em questão, assim como a densidade de corrente ótima ficou em 6,3 A/m². O pH inicial do meio reacional foi avaliado quanto ao impacto no processo de eletrocoagulação-eletroflotação, sendo nesses estudos verificado que o pH próximo a 6,4 foi o valor ótimo, mostrando ainda um menor consumo de energia. No estudo em bancada com reator em batelada a remoção da DQO atingiu 87% em 18 minutos de tempo de reação, porém em estudo piloto por processo contínuo a remoção da DQO foi de 64% em 200 minutos de tempo de reação.

LI, X. *et al.*, (2011) estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário implantado a 6 anos do início dos estudos, sendo utilizado um reator em batelada, eletrodos de ferro e alumínio com espaçamento de 10 mm e densidade de corrente de 49,6 A/m². Com a utilização de um tempo de residência de 90 minutos foi obtida remoção da DQO de 49,8% e remoção da amônia de 38,6%. Nesse processo a concentração de cloreto usada foi de 2319 mg/L. No estudo o eletro reator era agitado no fundo a 200 rpm. No estudo foram comparados os eletrodos de ferro e alumínio com densidade de corrente de 29,8 A/m², com tempo de reação de 50 minutos e pH inicial de 6,5. No estudo comparativo o eletrodo de ferro se mostrou mais eficiente com remoção da DQO de 32,7% contra 21,3% aplicando o eletrodo de alumínio, sendo o ferro escolhido para os ensaios complementares. Nos estudos com variação do tempo de residência e uso dos eletrodos de ferro, obteve-se na variação do tempo de 5 a 90 minutos uma variação na remoção da DQO de 18,8% para 45%. Em estudos complementares foi variada a densidade de corrente de 19,8 a 59,5 A/m² em pH 6,8 e 30 minutos de tempo de reação, obtendo uma variação da remoção da DQO de 23,6% para 43% e da amônia de 19,8% para 32%. Com o aumento da densidade de corrente e tempo de reação ocorreu um aumento das bolhas de gás o que levou ao melhor processo de

flotação das partículas coaguladas, sendo que com o aumento desses parâmetros ocorreu um aumento significativo da eficiência de remoção dos poluentes. Nos estudos, seja qual fosse o pH inicial da amostra, o final sempre aumentou, chegando em geral a 9. Nos estudos para avaliação do melhor pH para o processo, chegou-se à conclusão que a faixa de 5 a 7 mostrou melhores resultados na remoção dos poluentes em questão. No estudo variou-se ainda a concentração de cloretos adicionado, indo do valor normal do efluente até 3.000 mg/L e mantendo a densidade de corrente de 29,8 A/m² e 30 minutos de tempo de reação, mostrando um aumento da eficiência do processo de tratamento relativo a DQO, que variou de 29,8% para 38,9% e amônia com variação de 23,5% para 32,6%. Nos comentários o autor fala, de forma equivocada, que a geração de Cl₂ e em seguida do ClO⁻ é que causa o aumento nas eficiências do processo.

KATAL *et al.*, (2011) testaram o uso de eletrodos de ferro e alumínio no tratamento de efluente de fábrica de papel, sendo que obtiveram uma densidade de corrente ótima de 70 A/m² e a eficiência de remoção da DQO variou de 29 a 88%.

EMAMJOMEH *et al.* (2011), estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes contendo fluoreto. Os autores comentaram que no processo de eletrocoagulação-eletroflotação, com o uso de eletrodos de alumínio ocorre uma larga variação de pH, devido a formação de hidróxido de alumínio amorfo, sendo que existe uma tendência do pH ficar próximo a 8,0.

MERZOUK *et al.*, (2011) estudaram o tratamento de efluentes de indústria têxtil, com o uso de processo de eletrocoagulação-eletroflotação para remoção da DQO, COT (carbono orgânico total), cor e turbidez desses efluentes. Os estudos foram realizados com variação da densidade de corrente de 40 a 200 A/m², sendo que na remoção de COT e turbidez não ficou evidente a maior eficiência com o aumento da densidade de corrente.

MOUSSAVI *et al.*, (2011) estudaram a remoção de petróleo da água contaminada do subsolo, usando processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada e contínuo. A variação da densidade de corrente, ficou com valores de 20 a 180 A/m², tendo verificado (hidrocarbonetos totais de petróleo) valores de eficiência acima de 95%.

CHOU *et al.*, (2011) estudaram os efluentes contendo ácido salicílico e obtiveram eficiência de remoção de 90% em sistema de bancada com dois eletrodos, sendo

nesse processo encontrada uma densidade de corrente ótima de 12 A/m² a 25°C, com uma separação entre eletrodos de 20 mm e uso de eletrodos de alumínio. Nesse estudo ainda foi comentado que o lodo formado no processo era mais espesso e concentrado que o obtido em coagulação e floculação tradicional com o uso de produtos químicos, sendo essa mais uma vantagem da eletrocoagulação-eletroflotação. Adicionaram NaCl de forma a aumentar a condutividade da solução reacional, sendo nesse estudo variada a densidade de corrente de 48 a 60 A/m². Verificaram que um aumento na densidade de corrente, gerou um aumento da eficiência e ainda uma diminuição do tempo de reação do processo de tratamento para uma mesma eficiência de remoção do poluente.

BUTLER *et al.*, (2011) em um artigo de revisão, falam sobre o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, cinética e modelagem computacional, aplicações no tratamento de efluentes com cor, tratamento de esgoto sanitário, tratamento de efluentes industriais em geral, tratamento de efluentes com metais pesados, remoção de compostos orgânicos, processos oxidativos avançados e processos combinados. Avaliaram também os requerimentos de energia, instrumentação e analítica, assim como fizeram comparações de processos quanto aos custos.

AHMED *et al.*, (2012) estudaram o processo de pré-tratamento de um efluente gerado em um parque de indústrias, com eletrocoagulação-eletroflotação, antes do processo de membrana com uso de nano filtração. Os estudos foram realizados em escala de bancada por processo em batelada e em processo contínuo. No processo em batelada ficou clara a dependência da densidade de corrente e o pH no processo. Os estudos em batelada mostraram uma variação do pH de 4,0 a 8,1 com as eficiências variando de 20% a valores acima de 90% na remoção da DQO, com densidades de corrente variando de 30 a 200 A/m². Nos testes de eletrocoagulação-eletroflotação os valores de remoção de carga orgânica foram menores, devido à baixa densidade de corrente utilizada e o pH inicial, assim como a condutividade do efluente que ficou próxima de 3,0 mS/cm, sendo obtido um valor de eficiência do tratamento de aproximadamente 67% na remoção da DQO.

CHEN & DENG (2012) estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação na remoção de ácidos húmicos. No processo foi utilizado ânodo de titânio, como ânodo de processo ao invés de ferro ou alumínio. Nos estudos a variação da densidade de corrente de 3 A/m² a 93 A/m² foi testada, com tempos de reação de até 140 minutos. O estudo mostra que acima de 30 A/m² não ocorre uma melhoria significativa na

eficiência de remoção do poluente. Nesse estudo foi também avaliado o comportamento da eficiência de remoção do poluente no processo de fotocátalise com os eletrodos de titânio, mostrando em 30 minutos de tempo de reação, valores de eficiência de remoção do poluente menores que 27%.

HANCI *et al.*, (2012) conduziram estudos em batelada utilizando o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de efluentes contendo sulfonato de naftaleno, tendo os mesmos estudado a otimização do processo de tratamento. Nesses estudos verificaram um aumento do pH com o uso de eletrodos de aço inox. A densidade de corrente nesse estudo variou de 50 a 500 A/m², sendo adicionada uma concentração de cloretos de 2,0 g/L. Para concentrações do poluente menores que 850 mg/L uma densidade de corrente de 370 A/m² e tempo de reação de 90 minutos se mostraram ideais com remoções acima de 95% do composto poluente.

JOTIN *et al.*, (2012) avaliaram a remoção da DQO em estudos de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de lixiviados de aterro com 5 anos de operação, com uso de eletrodos de Al, usando volume de 0,6 litros, com área de eletrodos de 45 cm², tempo de reação de 10 a 100 minutos e mistura com 300 rpm. Estudaram o efeito da variação da densidade de corrente e pH. Obtiveram uma remoção da DQO de 74,08%, com aplicação de tensão de 10 V em 100 minutos e pH inicial de 4,0. Verificaram que com o aumento da tensão e conseqüentemente da densidade de corrente não houve aumento da eficiência, sendo explicado pela queda da eficiência de corrente quando do aumento da densidade de corrente, em função da competição entre a geração de O₂ e a dissolução do Al.

SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, (2013) utilizaram eletrodos de Al no processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de lixiviado, tendo avaliado as variáveis, tempo de reação, pH e tensão da célula, com uso de um reator de 1 litro, em batelada, sendo variado o tempo de residência de 5 a 40 min, mostrando que a remoção de turbidez e da DQO tem grande influência do pH inicial de 5,8. Obteve-se uma eficiência de remoção da DQO de 95,8% e turbidez de 96,6% com uso de 9 V e 40 min de tempo de reação. Variaram a tensão de 3, 6 e 9 V, sendo o reator agitado, sem informar a rotação do misturador. A concentração inicial da DQO foi de 4.820 mg/L e a turbidez de 89 NTU, a condutividade de 2.441 microS/cm. Em pH 4,0 a eficiência de remoção da DQO foi de 73,6% com 35 min e 9V. Quando o pH foi para 8,0 a eficiência caiu para 82,3% em 35 min e 9V.

ALVER & ALTAS, (2013) estudaram a remoção da DQO por eletrocoagulação-eletroflotação em lixiviados com 7 anos de início da operação. Estudaram também os efeitos da densidade de corrente e tempo de reação. As concentrações da DQO bruta foram maiores que 5.000 mg/L. A eficiência de remoção da DQO foi superior a 75% com os eletrodos de Al e Fe, com um tempo de reação de 60 minutos e com densidade de corrente de 50,8 A/m².

BERNAL-MARTÍNEZ *et al.*, (2013) estudaram a combinação de eletrocoagulação-eletroflotação com ozonação para o tratamento de efluentes de indústrias químicas e farmacêuticas misturados. O reator utilizou células mono polares com eletrodos de ferro, com variação da densidade de corrente de 70 a 160 A/m², sendo o ozônio gerado, injetado diretamente no reator de forma que os processos de eletrocoagulação-eletroflotação e ozonação ocorressem em paralelo. Os estudos com a eletrocoagulação-eletroflotação, mostraram uma remoção máxima de 30% da DQO em 48 minutos de tempo de reação a pH de 7,5 e densidade de corrente de 660 A/m². A remoção da cor foi de 36 a 44% e a remoção da turbidez de 51 a 56% com 60 minutos de tempo de reação, também a 660 A/m². O ozônio implementou as remoções em questão chegando a valores de 80% em 20 minutos de tempo de reação.

DONNEYS-VICTORIA *et al.*, (2014) em artigo fizeram uma revisão dos principais artigos e patentes relacionados a processos eletrolíticos no tratamento de lixiviados, mostrando a evolução das publicações técnicas, comentando sobre as dificuldades relacionadas à idade do aterro e lixiviado, discursando sobre toda a teoria envolvida nos processos eletroquímicos, falando sobre as aplicações e futuras oportunidades da área.

TEZCAN UN & ODUNCU, (2014) avaliaram a remoção da DQO em ensaios aplicando a eletrocoagulação-eletroflotação, em lixiviados, com uso de eletrodos de Al, usando volume de 0,4 litros com tempo de reação de 60 minutos e área de superfície dos eletrodos de 108 cm². Estudaram o efeito da variação da densidade de corrente e pH. A concentração inicial da DQO foi de 4.100 mg/L e obteve-se uma remoção da DQO de 57%, com aplicação de densidade de corrente de 750 A/m² em pH inicial de 5,0.

MAJLESI *et al.*, (2015) descrevem estudos em batelada no tratamento de lixiviados com reator de 0,5 litros, eletrodos de Al e Fe, com “gap” aplicado de 1 e 2 cm, área de eletrodos de 4,8 cm², aplicando 12 a 48 A/m², com variação do pH de 4,0 a 9,0 e

tempo de reação de 2 a 60 minutos, obtendo remoção da DQO de 68,2% em pH 4,0 e tempo de reação de 50 minutos, com eletrodos de Al, como o melhor resultado.

MOUSSA *et al.*, (2016) fizeram uma revisão bem atual, ano 2016, sobre a aplicação da eletrocoagulação, mostrando o seu potencial no tratamento de contaminantes orgânicos e inorgânicos, sendo que avaliou os aspectos teóricos, potencial de aplicação em água e efluentes, mudanças atuais, desenvolvimentos recentes e os aspectos econômicos da tecnologia. Fazem uma crítica aos atuais estudos que estão focados na remoção de poluentes específicos, não prestando atenção no projeto das células, modelagem do processo e aplicações industriais e ainda nos volumes dos reatores com 1,0 litro ou menores, o que dificulta uma avaliação completa da tecnologia e melhorias nos projetos das células.

YADAV & DIKSHIT (2017), estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação com uso dos eletrodos de Al e Fe, com objetivo de avaliar a influência da densidade de corrente, tempo de reação e pH na remoção da DQO de lixiviados estabilizados, com relação $DBO_5/DQO < 0,10$. A DQO inicial foi de 2.300 mg/L, sendo os parâmetros ótimos: com o uso do eletrodo de Al, densidade de corrente de 466 A/m², tempo de reação de 60 minutos e pH 8,0; com obtenção de 47% de remoção da DQO. Com uso do eletrodo de Fe, densidade de corrente de 466 A/m², tempo de reação de 90 minutos e pH 6,0; obtiveram 56% de remoção da DQO.

PIOVESAN & PAULINO (2017), estudaram o processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de chorume (nome coloquial do lixiviado), utilizando eletrodos de Al e Fe. Variaram o pH de 5 a 7, o tempo de reação de 20 a 60 minutos e a tensão de 4 a 6 V. Aplicaram estudo estatístico de otimização e avaliaram que a melhor remoção da DQO acontece com pH inicial de 5, tensão de 6 V e tempo de reação de 60 minutos, com a remoção de 74,74% com os eletrodos de Fe. Para os eletrodos de Al obteve-se o melhor resultado com pH inicial de 6,0, tensão de 6,0 V e tempo de reação de 60 minutos, com a remoção de 55,69%.

HUDA *et al.*, (2017), estudaram a remoção da DQO de lixiviados através da eletrocoagulação-eletroflotação utilizando eletrodos de Fe. Na célula eletrolítica de 0,5 litros de capacidade, usou ânodos e cátodos com 42 cm² de área, com distância de 1,16 cm, agitador magnético com uso de 100 rpm, corrente de 1 A, aplicando tempo de reação de 60 minutos. A temperatura do lixiviado foi de 40°C, pH inicial de 7,73 e a DQO de 7.230 mg/L, sendo adicionado 2 g/L de NaCl para aumentar a eficiência do

processo. Nesses estudos obtiveram 45,1% de remoção da DQO e fizeram uma comparação com LI *et al*, (2011), que obteve 49,8% de remoção da DQO e ainda compararam com os estudos de OUSMAR *et al.*, (2016) que em seus estudos obtiveram 53% de remoção da DQO.

Na tabela 3.19 tem-se mais informações sobre estudos aplicando a eletrocoagulação-eletroflotação para lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3.19 – Estudos com aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em lixiviados

Design Reator	Material do Eletrodo	Distância dos Eletrodos (cm)	Tempo de reação (min)	Velocidade de mistura (rpm)	pH inicial	Densidade de corrente (A.m ⁻²)	DQO inicial (mg L ⁻¹)	DQO remoção (%)	Consumo de Energia	Referência
Reator batelada com 2 eletrodos Conexão paralela	Al	6,5	30	não	8,2	348	12860	45	12,5 kWhm ⁻³ ou 0,46 W h (g COD) ⁻¹	ILHAN et al., 2008
				200		631				
	não		59	39,7 kWhm ⁻³ ou 1,1 W h (g COD) ⁻¹						
	Fe			não				35	NE	
Reator batelada com 14 eletrodos Conexão paralela	Al	0,3	NE	NE	7,7	NE	4022	88		VELI et al., 2008
	Fe							90	NE	
Reator batelada com 6 eletrodos Conexão paralela	Fe	0,9	120	200	6,5	50	11000	30	1,0 W h (g COD) ⁻¹	ORKUN & KULEYIN, 2012
					3,0	200		41	3,5 W h (g COD) ⁻¹	
					6,5			53	6,3 W h (g COD) ⁻¹	
					8,0			47	6,9 W h (g COD) ⁻¹	
					6,5	300		57	8,7 W h (g COD) ⁻¹	
Reator batelada Com 2 eletrodos Conexão paralela	Al	0,5	30	150	7,6-	250	31200 ¹	60	NE	BOUHEZILA, et al., 2011
					8,9	125				
		2,8					56			
					250		70			
				50			58			
	Fe			150		500		70	22 kWhm ⁻³	
								68	19,6 kWhm ⁻³	

NA - Não Aplicável; NE - Não Especificado.

Tabela 3.19 – Estudos com aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em lixiviados (cont.)

Design Reator	Material do Eletrodo	Distância dos Eletrodos (cm)	Densidade de corrente (A.m ⁻²)	Tempo de reação (min)	Velocidade de mistura (rpm)	pH inicial	DQO inicial (mg L ⁻¹)	DQO remoção (%)	Consumo de Energia	Referência
Reator batelada com 10 eletrodos Conexão paralela	Al	1	30	30	200	6,7	2566	21		LI <i>et al.</i> , 2011
	Fe		20			6,7		24	NE	
			30			3,9		27		
						6,7		33		
						10,0		22		
				50		6,7		93		
Reator batelada com 4 eletrodos Conexão paralela	Al	1,6	79	30	não	6,6-7,0	6200	29	NE	TOP <i>et al.</i> , 2011
Reator batelada com 2 eletrodos Conexão paralela	Al	2	23	210	sim	8	260	33	18 Wh (kg COD) ⁻¹	
			95					56	135 Wh (kg COD) ⁻¹	RICORDEL & DJELAL, 2014
		4	23					33	70 Wh (kg COD) ⁻¹	
			95					56	165 Wh (kg COD) ⁻¹	
Reator contínuo Com 2 eletrodos	Al	0,2 a 1,0	NE	NA	não	7,2	380	45	NE	

NA - Não Aplicável; NE - Não Especificado.

3.3.4.3 Processo de eletro-oxidação no tratamento de efluentes e lixiviados

3.3.4.3.1 Introdução ao processo de eletro-oxidação

A eletro-oxidação, aplicada para o tratamento de efluentes, remonta ao século XIX, quando a decomposição eletroquímica do íon cianeto foi investigada. Uma extensiva investigação ocorreu desde 1970. Durante duas décadas os pesquisadores focaram na eficiência do processo de oxidação dos poluentes com diversos tipos de eletrodos, promovendo melhorias da atividade catalítica e estabilidade eletroquímica dos diversos materiais dos eletrodos. Investigando também os fatores que afetam a performance e explorando mecanismos e cinética de degradação dos poluentes. Os estudos experimentais focaram principalmente quanto ao comportamento dos materiais usados nos ânodos, assim como nas eficiências obtidas com as várias variações dos diversos tipos de eletrodos, não sendo investigados os efeitos dos materiais do cátodo, em geral negligenciados, embora alguns estudos mostrem efeitos importantes do material do cátodo no processo de formação e tamanho das bolhas de gases e destruição anódica de compostos tóxicos (KUHN,1971; COMNINELLIS,1994; AZZAM *et al.*, 1999; CHEN, 2004; NOBRE, 2016; FERNANDES, *et al.*, 2015; CRUZ *et al.*, 2016).

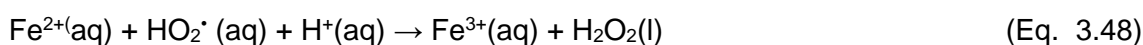
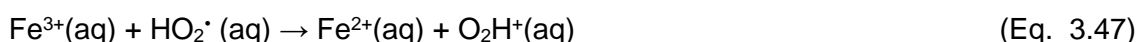
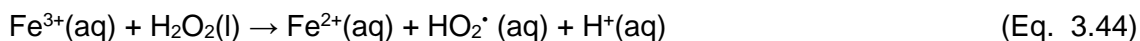
A eletro-oxidação pode ocorrer de diversas formas. A presença de cloretos, em geral gera cloro gás e HOCl (Ácido Hipocloroso) no ânodo, que por serem fortes oxidantes promovem uma grande degradação dos poluentes, como é bem conhecido e já foi comentado nesse trabalho, tendo como um efeito colateral, a geração de compostos orgânicos clorados e cloroaminas. Esses compostos, porém, com a continuação do processo oxidativo e aumento do tempo de reação, esses tóxicos são degradados e removidos, gerando um efluente tratado praticamente isento desses compostos. Essa técnica tem efetivamente sido aplicada na oxidação de diversos compostos orgânicos e inorgânicos oxidáveis, em altas concentrações de cloreto, tipicamente acima de 3,0 g/L. A geração dos organoclorados como intermediários de reação e como produto final, é o grande limitador do uso dessa técnica, porém podendo ser contornado como já comentado. De qualquer forma, se a quantidade de cloreto no efluente for baixa, pode haver necessidade de injeção de NaCl, por exemplo, para aumentar a eficiência do processo de oxidação, portanto a aplicação tem um direcionamento típico para efluentes salinos e preferencialmente com altos teores de cloretos, tais quais os lixiviados de aterros e efluentes de coqueria e carboquímica (SZPYRKOWICZ, *et al.*, 1994; COMNINELLIS,1994; CHIANG, 1995; SZPYRKOWICZ, *et al.*, 1996; LIN,1998;

ABUZAID, *et al.*, 1999; CHEN, 2004; PANANIVELU & RAJKUMAR, 2004; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

Os poluentes podem também (sendo essa a via mais comum) serem degradados pela geração de peróxido “*in situ*”, nesse caso usando cátodo de PTFE (Tetrafluoretileno) poroso com injeção de O₂ e ânodo de Pb/PbO₂, Ti/Pt/PbO₂ ou Pt, assim como grafite. Sais de ferro podem ser adicionados ao efluente ou gerados “*in situ*”, no caso do Eletro-Fenton, que utiliza sais de Fe⁺² no processo de eletro-oxidação. Nesse caso o meio reacional gera os íons hidroxila e peróxido pela dissolução do ânodo de Ferro gerando o Fe⁺². A reação típica do Eletro-Fenton (MATSUE, *et al.*, 1981; COMNINELLIS, 1994; BRILLAS *et al.*, 1996; BRILLAS *et al.*, 1997; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015) é ilustrada a seguir



Ou ainda pela sequência de reação a seguir (FERNANDES, *et al.*, 2015).



Em alguns casos é ainda empregada luz ultravioleta (UV) para auxiliar o processo reacional em efluentes com corantes com eficiências próximas a 95% de remoção do corante. O processo eletrolítico também pode gerar ozônio, que é um forte oxidante como reportado no tratamento de certos efluentes (STUCKI *et al.*, 1987; EL SHAL *et al.*, 1991; BRILLAS *et al.*, 1996; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

Pesquisadores propuseram um outro tipo de eletro-oxidação para tratamento de efluentes muito tóxicos, conhecida como: oxidação mediada, onde os íons metálicos, que são utilizados como mediadores do processo, são oxidados no ânodo para um estado reativo de alta valência que, no processo reacional, quando reduzidos, degradam diretamente os poluentes e também geram o radical Hidroxila (OH^\cdot) extremamente reativo, que promove a degradação dos poluentes tóxicos de origem orgânica. Os metais mediadores de alta valência são regenerados no ânodo fechando o ciclo. Os metais em questão são: Ag^{+2} , Co^{+3} , Fe^{+3} , Ce^{+4} e Ni^{+2} , sendo que a dificuldade relativa a esse processo está relacionada a necessidade de um meio muito ácido para que o processo seja eficiente e ainda existe a necessidade da adição de metais pesados que são os mediadores. Os metais pesados em questão são conhecidos poluentes, sendo que assim o processo gera uma contaminação secundária na disposição dos efluentes, necessitando de tratamento adicional (FARMER *et al.*, 1992; FARMER & WANG, 1992; HICKMAN, *et al.*, 1993; COMNINELLIS, 1994; BRINGMANN *et al.*, 1995; COCHECI *et al.*, 1995; PAIRE *et al.*, 1997; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

A eletro-oxidação pode, porém, ocorrer diretamente no ânodo, pela geração do radical Hidroxila (OH^\cdot) que é conhecido como “oxigênio ativo” fisicamente adsorvido ou quimicamente adsorvido, sendo esse processo conhecido como oxidação anódica ou oxidação direta. O oxigênio ativo adsorvido gera a combustão completa dos compostos orgânicos, sendo o oxigênio ativo, quimicamente adsorvido, participante da formação de produtos de oxidação. A oxidação anódica produz oxidantes fortes (radicais hidroxila, persulfatos, cloro ativo, entre outros.), degradando parcial ou totalmente os poluentes orgânicos, transformando-os em produtos menos tóxicos em geral e mineralizando os compostos gerando CO_2 e H_2O . Esse fato faz com que os contaminantes sejam mais facilmente degradados, favorecendo o descarte do efluente no ambiente através do controle completo das reações, de certa forma sem variar a fase dos poluentes. A oxidação anódica ocorre devido a ação de oxidantes fortes, como comentado, semelhantes à destruição por oxidação química violenta com uso de permanganatos ou cromatos, porém a eletrogeração “*in situ*” dos oxidantes no meio reacional, permite uma melhor eficiência na degradação dos compostos orgânicos e os inorgânicos oxidáveis (COMNINELLIS, 1994; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

Devido a evolução do oxigênio na reação que ocorre no ânodo, um alto sobrepotencial para a evolução do oxigênio é requerido, de forma que as reações se processem com alta eficiência de corrente. Não tendo a alta eficiência requerida, ocorrerá um gasto energético desnecessário que acabará aquecendo o efluente. (DUBPERNEL, 1978; COMNINELLIS, 1994; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

A oxidação anódica não necessita de grande adição de produtos químicos no tratamento de efluentes ou injeção de oxigênio no cátodo e não tendo tendência a geração de poluentes secundários, quando o efluente não contém cloro, reque poucos acessórios, assim como os eletrodos têm uma vida relativamente alta, não sendo consumíveis. Certamente essas vantagens fazem com que o processo de eletro-oxidação anódica seja atrativo em relação aos outros processos eletroquímicos (COMNINELLIS, 1994; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

Na oxidação eletroquímica ou anódica, alguns fatores devem ser considerados no processo de degradação dos poluentes tais como: o estudo dos mecanismos de degradação e a cinética de degradação dos poluentes orgânicos, assim como o comportamento dos diferentes materiais anódicos (natureza, morfologia, preparação, etc.), já que a eficiência do ânodo está relacionada ao melhor resultado na degradação dos poluentes. Esse processo de degradação está dividido em duas categorias importantes: oxidação direta e oxidação indireta comentadas a seguir (COMNINELLIS, 1994; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

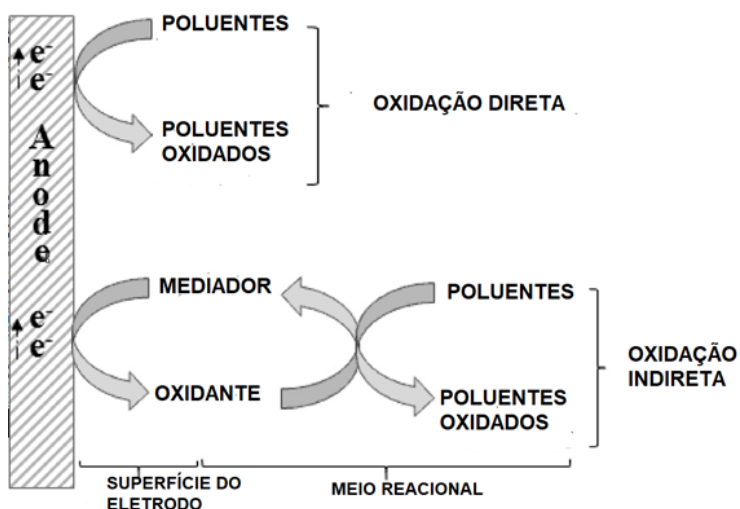
3.3.4.3.2 Mecanismos de oxidação anódica direta e indireta

No processo de oxidação anódica, dois mecanismos distintos ocorrem na oxidação de moléculas orgânicas: a oxidação direta e a indireta, ou seja, o mecanismo de eliminação de moléculas orgânicas ocorre pela oxidação anódica, que pode ser realizada por troca direta de elétrons e oxidação direta entre o composto orgânico e a superfície do eletrodo ou, de forma indireta, intermediada por espécies oxidantes formadas no ânodo e que são transportadas até o meio reacional, dessa forma reagindo com os compostos oxidáveis. O processo de oxidação anódica envolve a quebra da molécula de água para produzir radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$), que são espécies intermediárias da reação de evolução de oxigênio, adsorvendo fisicamente ou

quimicamente (devido ao oxigênio apresentar uma interação forte com a superfície do eletrodo formando uma estrutura de óxido (MO_{x+1})), na superfície do eletrodo. Esse processo ocorre mesmo com baixos potenciais, sendo a taxa de velocidade das reações que ocorrem, relacionadas à atividade eletrocatalítica do material anódico utilizado, ou seja, o material utilizado é um item importante do processo (COMNINELLIS, 1994; BERTAZZOLI & PELEGRINI, 2002; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; FERNANDES, *et al.*, 2015).

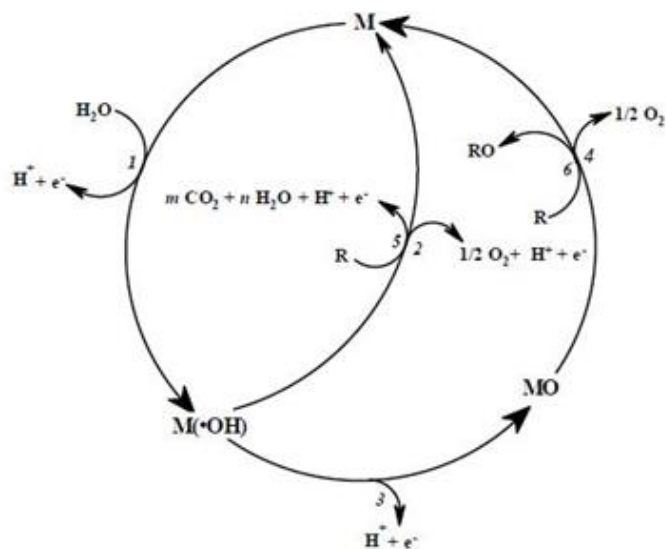
A oxidação indireta sempre ocorre via mediadores que se mantêm aderidos (física ou quimicamente) à superfície do ânodo, sendo continuamente gerados, de forma que os poluentes orgânicos e inorgânicos não trocam elétrons diretamente com a superfície do ânodo, mas com as espécies ativas geradas no ânodo, que atuam como um intermediário para a oxidação dos compostos orgânicos e inorgânicos. A oxidação indireta é um processo reversível em que os agentes oxidantes são gerados, transformados e reciclados várias vezes, porém pode ser um processo irreversível por não ocorrer a reciclagem, quando ocorre a produção de oxidantes químicos fortes (peróxido de hidrogênio, radicais hidroxilas, peroxodissulfato, Hipoclorito, etc.) que são gerados *in situ* para mineralizar ou reduzir a toxicidade dos poluentes orgânicos e inorgânicos, porém reagem quimicamente sendo inativados (COMNINELLIS, 1994; BERTAZZOLI & PELEGRINI 2002; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015). As Figuras 3.12 e 3.13, a seguir, ilustram o processo de oxidação anódica direta e indireta.

Figura 3.12 – Esquema que ilustra o processo de eletro-oxidação direta e indireta



Fonte: Adaptado de FERNANDES, *et al.*, 2015.

Figura 3.13 – Esquema que ilustra a representação esquemática da oxidação eletroquímica de compostos orgânicos sobre ânodos de óxidos metálicos (MO_x), formando superóxidos (MO_{x+1}).



Fonte: Adaptado de COMNINELLIS, 1994.

LEGENDA: (1) eletrólise de H_2O ; (2) evolução de oxigênio pela oxidação eletroquímica dos radicais hidroxilas; (3) formação de superóxido; (4) desprendimento de O_2 pela decomposição do óxido; (5) combustão eletroquímica dos compostos orgânicos via radicais hidroxilas; (6) oxidação do composto orgânico.

Na oxidação indireta, a primeira etapa consiste na eletrólise da água, conforme a equação 3.50, formando radicais hidroxilas ($\cdot OH$) adsorvidos sobre a superfície do eletrodo.



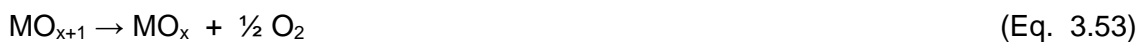
Os radicais hidroxila formados reagirão com o oxigênio produzido durante o processo formando os superóxidos MO_{x+1} sobre os sítios ativos do óxido MO_x , de acordo com a equação, 3.51.



Os superóxidos degradarão as moléculas orgânicas e inorgânicas ainda não oxidadas como mostra a equação 3.52.



A espécie MO_{x+1} é responsável pela formação de oxigênio molecular, num processo competitivo, como mostra a equação 3.53.



Pode existir ainda um segundo caminho para a reação de oxidação, onde o composto orgânico é completamente mineralizado como mostra a equação 3.54.

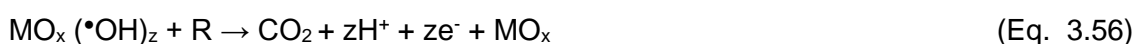


A reação de combustão, ou seja, degradação dos poluentes, representada pela última equação é mais provável que ocorra em condições de altos sobrepotenciais para a reação de despreendimento de oxigênio em superfícies de RuO₂, PbO₂, SnO₂ ou Sb₂O₅.

Nestas condições, também será formado oxigênio conforme a equação 3.55.



A reação a seguir ilustra o processo de oxidação direta.



O radical Hidroxila em geral é mais ativo que o MO_{x+1}.

A Tabela 3.20 mostra o potencial de oxidação de alguns agentes oxidantes que podem ser gerados eletroquimicamente em solução.

Tabela 3.20 - Potencial de oxidação de agentes oxidantes típicos.

Oxidante	Potencial de oxidação (V)
F ₂ (flúor)	3,06
•OH (radical hidroxila)	2,80
(O(1D)) (oxigênio atômico)	2,42
O ₃ (ozônio)	2,08
H ₂ O ₂ • (radical peridroxila)	1,78
MnO ₄ ⁻ (permanganato)	1,68
HClO (hipoclorito)	1,63
HClO/OCl ⁻ (íon ou ácido hipocloroso)	1,49
Cl ₂ (cloro)	1,36
ClO ⁻ (dióxido de cloro)	1,27
O ₂ (oxigênio)	1,23

Fonte: Adaptado de US EPA 1998; Metcalf & Eddy, 2003; SIRÉS, *et al.*, 2014.

Com alguns tipos de eletrodos estáveis a formação dos radicais livres derivados de ânions ocorre. Esse processo pode ser explicado pela formação do radical cloreto pelo mecanismo de formação de radicais livre, sendo essa geração de radicais livres de ânions mais comum em ânodos de diamante (GANDINI *et al.*, 1999; CAÑIZARES *et al.*, 2009; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015).

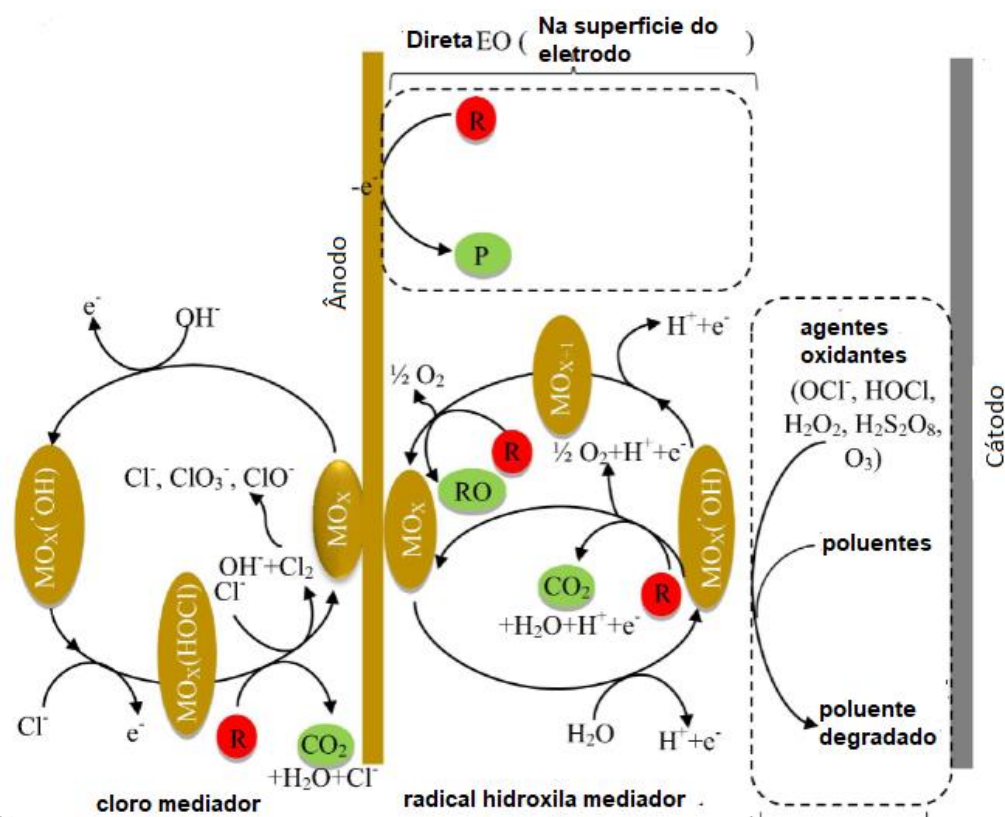
Esses radicais podem combinar entre si o que explica muitos compostos oxidantes estáveis no meio reacional, incluído peroxisulfatos, peroxifosfatos, peroxicarbonatos e cloro (GANDINI *et al.*, 1999; CAÑIZARES *et al.*, 2009; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015).

A oxidação da água a oxigênio, como antes descrito é uma reação indesejável no tratamento de efluentes, devido a essa reação afetar em muito a eficiência do processo, aumentando os custos (MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015).

Os eletrodos em que o radical hidroxila não é efetivo, devido a não estarem livres na superfície do ânodo, são definidos como ativos. Nos eletrodos classificados como não ativos, os radicais hidroxila não se combinam com os componentes da superfície do eletrodo, sendo que durante um curto espaço de tempo esses radicais estão disponíveis para oxidar os compostos orgânicos e ânions contidos no efluente. Isso explica a formação das várias espécies de radicais aumentando a eficiência da produção de oxidantes e do processo. Esses processos podem ser utilizados para tratamento de efluentes, assim como para a produção de oxidantes (COMNINELLIS, 1994; GANDINI *et al.*, 1999; WEISS *et al.*, 2008; WEISS *et al.*, 2008a; CAÑIZARES *et al.*, 2009; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015).

A Figura 3.14 ilustra o processo de geração de compostos oxidados secundários através da reação dos radicais hidroxila e outros radicais.

Figura 3.14 – Esquema que ilustra de forma completa os processos de oxidação anódica direta e indireta.



Fonte: Adaptado de MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006.

Em função dos mecanismos ilustrados na Figura 3.14, a geração de cloro/ácido hipocloroso, pode ocorrer diretamente no ânodo, caso o mesmo seja inerte ou fique inertizado, assim como no meio reacional mediado pelos radicais hidroxila e seus intermediários.

O grande desafio dos dias de hoje é a utilização da tecnologia de eletro-oxidação anódica em efluentes orgânicos e inorgânicos recalcitrantes e tóxicos, com o menor consumo de energia possível, de modo a tornar a tecnologia plenamente viável com a redução dos custos operacionais, tornando o processo mais competitivo que os tratamentos convencionais. O aumento do rendimento energético, reduzindo o potencial elétrico a ser aplicado, objetiva atingir a densidade de corrente ótima, porém com valores mais aceitáveis de consumo de energia. Isso passa pela redução da distância entre os eletrodos, diminuindo a queda ôhmica, gerando uma redução na tensão na célula e consumo energético, sendo também um ponto importante testar novos materiais que possam aumentar o rendimento do processo. O rendimento

elétrico, pode ser melhorado com reações anódicas e catódicas utilizando eletrodos com uma grande área superficial e eficientes (FOCKEDEV & LIERDE, 2002; MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015).

Um item de extrema importância no processo de oxidação anódica é o material do eletrodo, porém outras variáveis do processo são em geral desconsideradas, tais como a temperatura de reação e o aquecimento do efluente, a geração de bolhas etc., sendo que em geral os experimentos focam as eficiências obtidas e o material do eletrodo, assim como sua vida útil. A eletro-oxidação, com geração de cloro no meio reacional é de grande importância no processo de tratamento de efluentes recalcitrantes e que deve ser melhor investigada, assim como o aquecimento do meio reacional, que implica em menor solubilidade dos gases no meio reacional e gerando uma “*driving force*”, contrária no aumento da eficiência do processo oxidativo com a oxidação anódica (MARTÍNEZ-HUITLE & FERRO, 2006; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS, 2009; NAUMCZYK & KUCHARSKA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERNANDES, *et al.*, 2015; NOBRE, 2016; CRUZ *et al.*, 2016)

3.3.4.3.3 Principais variáveis que influenciam o processo


a) Materiais utilizados nos eletrodos de oxidação anódica

A geração direta dos radicais hidroxila sempre acontece na superfície anódica, portanto o ânodo é uma importante variável para o processo. Em geral, os ânodos utilizados para a oxidação de poluentes devem ter um alto potencial para a evolução de O₂ a fim que a corrente fornecida não seja desperdiçada, sendo os ânodos dimensionalmente estáveis os mais comumente empregados, devido à sua estabilidade química em relação ao meio eletrolítico altamente corrosivo, ou seja, os eletrodos devem ser o mais inerte possível e eficientes. O material do eletrodo tem grande influência na eficiência dos processos eletroquímicos e sua seletividade, objetivando a oxidação de compostos orgânicos, portanto existem muitas pesquisas voltadas a estudo e desenvolvimento de materiais anódicos. Apresentar alta resistência à corrosão e estabilidade física e química são requisitos importantes do material anódico positivos (PELEGRINO, 2002; ROCHA, 2011; OLIVEIRA, 2012).

Como já comentado os ânodos têm duas categorias (COMNINELLIS, 1994; MARTÍNEZ-HUITLE & BRILLAS 2009; FERNANDES, *et al.*, 2015), sendo os ânodos

ativos aqueles que apresentam baixo sobrepotencial de evolução de oxigênio, porém, são bons eletrocatalisadores para oxidação eletroquímica direta, dessa forma, levando a uma oxidação seletiva de poluentes orgânicos. Essa categoria de ânodos, tem como exemplos os óxidos de irídio, rutênio, platina, tântalo, titânio e seus óxidos mistos. Os ânodos não ativos, são ânodos que apresentam alto sobrepotencial de evolução de oxigênio e não são bons eletrocatalisadores para oxidação eletroquímica direta, porém tem a oxidação indireta ocorrendo nesses eletrodos. Devido a não apresentarem altos estados de oxidação, os compostos orgânicos têm sua oxidação por radicais hidroxilas adsorvidos. A tabela 3.21, apresenta a classificação dos eletrodos e algumas das características principais dos tipos de eletrodos mais comuns usados na degradação de compostos orgânicos.

A tabela 3.21 - Classificação algumas das características dos eletrodos.

Eletrodo	Potencial de oxidação / V	Sobrepotencial da evolução de oxigênio / V	Entalpia de adsorção M-OH _{ads}	Poder oxidativo do ânodo
RuO ₂ -TiO ₂	1,4-1,7	0,18		
IrO ₂ -Ta ₂ O ₅	1,5-1,8	0,25		
Pt/Ti	1,7-1,9	0,3		
PbO ₂ /Ti	1,8-2,0	0,5		
SnO ₂ -Sb/ Ti	1,9-2,2	0,7		
DDB/ Si	2,2-2,6	1,3		

Fonte: Adaptado de MARCIONILIO, 2017

Analisando os dados da tabela 3.21, o óxido de Irídio, platina, grafite e óxidos de titânio mostram os melhores valores de sobre potencial de evolução do oxigênio, portanto seriam, a princípio, os mais indicados materiais a serem aplicados em processos de tratamento, principalmente no caso de efluentes muito tóxicos. Os dados também indicam que a oxidação efetiva dos poluentes com o uso desses materiais, ocorre a baixas densidades de corrente ou em presença de altas concentrações de cloretos ou mediador metálico. Do outro lado o ânodo com diamante e aditivos, tais como titânio ou boro tem o mais alto valor do potencial de sobre tensão na evolução

do oxigênio, significando que a oxidação anódica ocorre na superfície do ânodo a uma alta densidade de corrente, com uma mínima evolução de oxigênio no meio reacional, o que pode levar a mais eficiência nos processos de tratamento em efluentes que não contém cloreto.

Os ânodos de platina (Pt) e os ânodos de dióxidos metálicos (MO_x) são muito estáveis, tendo uma aplicação direcionada a processos eletroquímicos de oxidação anódica tipicamente. Além desses já comentados, o diamante dopado com boro (DDB) também tem grande utilização. Atualmente muitas pesquisas estão focando na comparação entre os diversos ânodos na eficiência de mineralização de compostos orgânicos, entre ânodos de Pt e DDB, constituídos de PbO_2 e DDB, Ti/SnO_2 , $Ti/Ir_xRu_{1-x}SnO_2$ e DDB, $Ti/Ru_xTi_{1-x}O_2$ e $Ti/Ir_xTi_{1-x}O_2$, dentre outros. Deve ficar claro que muitos daqueles ânodos descritos anteriormente não são suficientemente ativos e de boa estabilidade simultaneamente (SIRÉS *et al.*, 2006; HAMZA *et al.*, 2009; FLOX *et al.*, 2009; HMANI *et al.*, 2009; BRILLAS *et al.*, 2010; FERRO *et al.*, 2010; PIPI *et al.*, 2013; QUIROZ *et al.*, 2014).

Alguns exemplos dos materiais mais usados como ânodo nas diversas investigações são listados a seguir:

- Carbono vítreo (GATTRELL & KIRK, 1990);
- Titânio com óxido de rutênio - RuO_2 (SZPYRKOWICZ *et al.*, 1996);
- Titânio com platina - irídio (MURPHY *et al.*, 1992);
- Fibra de carbono (NAUMCZYK *et al.*, 1996);
- Óxido de manganês (RAJALO & PETROVSKAYA, 1996; RAO *et al.*, 2001);
- Platina – negro de fumo (BOUDENNE *et al.*, 1996; BOUDENNE & CERCLIER, 1999);
- Feltro de carbono poroso (POLCARO & PLAMAS, 1997);
- Aço inox (ABUZAID *et al.*, 1999);
- Carbono vítreo reticulado (MANRIQUEZ *et al.*, 1999; HOFSETH & CHAPMAN, 1999).

Estudos de oxidação anódica comparativos, com a aplicação diversos materiais tais como: platina, carbono vítreo, dióxido misto de $Ti/IrO_2-Ta_2O_5$, de Ti/IrO_2-2SnO_2 e de $Ti/Ir_{0,67}Ru_{0,33}O_2-2SnO_2$ e em DDB aplicados na degradação do ácido oxálico em mostraram melhor eficiência de degradação com o uso de DDB. O diamante dopado de boro tem tido muitas aplicações no tratamento de efluentes por oxidação anódica, devido a sua grande estabilidade, baixa adsorção e alto potencial para a geração de gás oxigênio. Essas condições são importantes para a produção dos radicais hidroxila.

Em comparação com outros materiais, mostra um seu potencial para a produção de gás O₂ maior (PANIZZA & CERISOLA, 2005; FERRO *et al.*, 2010; WALDVOGEL & ELSLER, 2012).

O ânodo de platina e eletrodos compostos por dióxidos metálicos, tem a dificuldade de transferência de radical hidroxila para o meio em função da forte absorção do radical à superfície dos eletrodos. Outro ponto negativo é que no processo de oxidação anódica as reações paralelas ocorridas nos cátodos podem gerar polímeros que comumente se adsorvem às superfícies desses tipos de eletrodo provocando passivação (ZHAO *et al.*, 2008; CIRÍACO *et al.*, 2009; QUIROZ *et al.*, 2014). Para cátodos que se utilizam placas de aço inoxidável ou titânio, porém os processos que estão baseados nas reações do reagente Fenton, empregam eletrodos especiais de difusão de gás (BRILLAS *et al.*, 2009; HAMZA *et al.*, 2009; PANIZZA e MARTINEZ-HUITLE, 2013).

A distância entre o cátodo e o ânodo também é um parâmetro importante no processo de oxidação anódica, devido a variações de custo e problemas de entupimentos. Se os eletrodos estiverem mais próximos, menor é a tensão da célula, sendo o consumo de energia também menor em relação às maiores distâncias. Porém distâncias menores podem gerar entupimentos e impedir o fluxo normal nos eletrodos. Estudos sobre o efeito da distância entre os eletrodos no tratamento de efluentes e lixiviados, mostraram alterações importantes em função da variação da distância, no gasto de energia, porém nenhuma alteração quanto à eficiência de tratamento (FOCKEDEY *et al.*, 2002; ATMACA *et al.*, 2009). Os eletrodos de grafite possuem a máxima eficiência de corrente, sendo próxima de 70%, em muito baixas densidades de corrente com valores de 0,03 a 0,32 A/m². Quando a densidade de corrente aumenta para valores de 10 a 100 A/m² os valores da eficiência de corrente caem para 6 a 17% (KANNAN *et al.*, 1995; AWAD & ABUZOID, 1997).

Mesmo considerando boa a eficiência dos eletrodos de Pt na oxidação de compostos inorgânicos a uma baixa densidade de corrente, os eletrodos de platina mostram baixa eficiência na oxidação anódica na degradação de compostos orgânicos (MARINCI & LEITZ, 1978; HO *et al.*, 1986; STUCKI *et al.*, 1991). O Negro de Fumo adicionado a Ti/Pt, aumenta significativamente a eficiência da oxidação anódica em efluentes fenólicos. Os ânodos de IrO₂ são muito investigados na eletro-catálise com a produção de oxigênio, possibilitando o uso e uma baixa corrente de processo, sendo que o mesmo ânodo mostrou baixa atividade na oxidação de 1,4 benzoquinona

(COMNINELLIS, 1992; RODGERS *et al.*, 1999; PULGARIN, 1994; BOUDENNE *et al.*, 1996).

Eletrodos de PbO_2 tem um largo uso, sendo em alguns casos usado titânio como base e recobrimento com o PbO_2 . Para aumentar atividade específica o PbO_2 o mesmo é dopado com Bi, Fe e Ag. Os ânodos em questão são muito usados na degradação de poluentes orgânicos e inorgânicos, com aplicação de densidades de corrente de 80 a 160 A/m^2 . Apesar do baixo custo, os ânodos de PbO_2 , tem resistências ao seu uso industrial, devido a geração do íon chumbo no efluente tratado, podendo gerar grandes impactos ao meio ambiente e ao ser humano, como a doença conhecida com Saturnismo. Eletrodo de SnO_2 puro ou dopado com arsênico, boro, bismuto, flúor, fósforo tem bastante uso (STUCKI *et al.*, 1991; COMNINELLIS *et al.*, 1982; KIRK *et al.*, 1985; YEO, *et al.*, 1987; NANTHAKUMAR *et al.*, 1988; FENG *et al.*, 1991; KOTZ *et al.*, 1991; FENG *et al.*, 1995; POLCARO *et al.*, 1999; VINCENT & WESTON, 1972; NANTHAKUMAR, *et al.*, 1988). A adição de IrO_2 nos eletrodos de $\text{SnO}_2\text{-Sb}_2\text{O}_5$ aumenta significativamente a vida útil dos eletrodos (COSSU *et al.*, 1998; GRIMM *et al.*, 1998; COMNINELLIS, 1992; CORREA-LOZANO *et al.*, 1997; LIPP & PLETCHER, 1997; CHEN, 2001; CHEN, 2002).

TiO_2 puro é muito usado no tratamento de efluentes em fotocatalise, porém tem uma baixa condutividade à temperatura ambiente. Com o uso de compostos dopantes a condutividade do TiO_2 aumenta de forma significativa (e assim esse tipo de eletrodo pode ser útil no processo de oxidação eletroquímica de efluentes). Outro eletrodo de grande uso é o EBONEX^R que é uma mistura de Ti_4O_7 e Ti_5O_9 obtida por aquecimento do TiO_2 a 1000° C em atmosfera redutora. Esse eletrodo é muito estável em qualquer faixa de pH, em oxidação anódica, principalmente devido a passivação pela formação de TiO_2 . Um ânodo bem conhecido é o composto por Ti-RuO_2 , sendo do tipo “ânodo dimensionalmente estável (DSA)” que possui uma alta qualidade para evolução de cloro, mas sua vida não é muito longa para evolução do O_2 . Como os eletrodos de Ti-RuO_2 mostram grande eficiência na geração de cloro, que é um potente oxidante e gerado em função do conteúdo típico cloretos em lixiviados, sua aplicação é de grande interesse (HUTCHINGS. *et al.*, 1984; WERES & HOFFMANN, 1995; KESSELMAN *et al.*, 1997; SMITH & WALSH, 1998; CHEN *et al.*, 1999; CHEN, 2004)

CAREY e colaboradores em 1995 patentearam o uso de ânodos com filme de diamante na oxidação de poluentes em efluentes (atualmente o titânio tem sido usado em eletrodos DSA^R), que é um eletrodo formado pela deposição de filme estável de

diamante dopado com boro em substratos de titânio com o processo de deposição química de vapor. Esses eletrodos têm grande eficiência de corrente e estabilidade.

Vários estudos têm investigado a aplicação dos eletrodos de diamante dopados com boro na oxidação de compostos de fenol e COT (carbono orgânico total) em efluentes. E ultimamente tem-se testado a imobilização de bactérias na superfície anódica para oxidação de poluentes no processo de remoção de nutrientes (EL-GHAONI *et al.*, 1982; SHARIFIAN & KIRK, 1986; OGUTVEREN, 1992; KURODA & UMEDY, 1996; TENNAKOON, 1996; PERRET *et al.*, 1999; WODIUNIG *et al.*, 2000; GANDINI *et al.*, 2000; BECK *et al.*, 2000; HANNI *et al.*, 2001; CHEN *et al.*, 2003).

Por fim os eletrodos de diamante dopados com boro, possuem as melhores propriedades para um eletrodo no tratamento de efluentes por oxidação eletroquímica, sendo um grande condutor de elétrons devido a sua estrutura. O boro aumenta significativamente a condutividade do diamante. A evolução de O₂ nesse tipo de eletrodo é grande indicação de uma eficiência de corrente alta também na oxidação de efluentes (MORT, *et al.*, 1989; FUJIMORI *et al.*, 1990; GROT, 1990; RAN *et al.*, 1993; SWAIN; 1993; SWAIN, 1994; PRELAS *et al.*, 1998; FRYDA. *et al.*, 1999; ISBERG, 2002).

b) Suporte Eletrolítico utilizado

O processo de oxidação anódica tem como base as reações de oxirredução nas superfícies dos eletrodos, portanto a condutividade dos efluentes tratados tem grande importância para que a transferência de elétrons ocorra nas moléculas de H₂O e outras substâncias na solução com os eletrodos. No caso do lixiviado, em função da salinidade e teor de cloretos esse suporte pode ser desconsiderado. Em efluentes com baixo teor de sais, é necessário a adição de compostos iônicos de forma a aumentar a condutividade do meio reacional. Os compostos iônicos e os sais a serem utilizados, deve ter baixa ou nenhuma reatividade com os radicais OH•, devido à perda de eficiência com a geração de subprodutos não interessantes ao processo e ainda apresentar alto poder de ionização em água. O eletrólito usado deve ter estado de oxidação estável, pois íons com estados de oxidação baixos ou altos tendem a ser oxidados ou reduzidos, respectivamente, diminuindo a condutividade do meio reacional. Suportes eletrolíticos baseados em cloreto de sódio, sulfato ferroso, sulfato de potássio, sulfato de sódio, dentre outros têm sido aplicados nos processos de oxidação anódica. Combinação de Na₂SO₄ e NaCl na degradação de compostos

orgânicos indicaram que a adição de 1000 mg/L de NaCl, dobra a eficiência de remoção de carbono orgânico, sendo essa melhora atribuída a geração de ácido hipocloroso (HClO) (PIPI *et al.*, 2013; EDELAHI *et al.*, 2004; MACOUNOVA *et al.*, 1998; BRINGAS *et al.*, 2011; ZHOU *et al.*, 2007; DUTTA *et al.*, 2001; GHONEIM *et al.*, 2011; DANESHVAR *et al.*, 2008; BRILLAS *et al.*, 2004; OTURAN *et al.*, 2008; OLIVEIRA, 2012)..

c) pH do meio reacional

O valor do pH inicial e sua evolução durante o processo de degradação oxidativa é uma variável importante do processo, devido a valores altos ou baixos aumentarem o nível de degradação dos compostos orgânicos, facilitando a hidrólise dos compostos. Essa variável pode também causar a inibição da formação dos intermediários oxidantes ou não facilitar a formação de complexos poliméricos. Estudos utilizando valores de pH ácido têm se mostrado benéficos aos processos que utilizam cloretos como eletrólito, devido a geração de cloro ativo nas superfícies anódicas e sua posterior diluição ser favorecida. Estudos para remoção de cor em efluente têxtil na presença de cloretos em pH 5,0 a 11,0, indicaram que menores valores de pH diminuíram o tempo de descoloração. Em outros estudos para mineralização de defensivos agrícolas com uso de DDB, a solução alcalina favoreceu o processo. Na degradação de efluentes com fenóis em solução alcalina, essa condição auxiliou a formação de subprodutos intermediários resistentes à degradação. A literatura indica que o valor do pH inicial não é importante na degradação de COT, portanto esses estudos não permitem uma conclusão definitiva sobre valores de pH ideais, sendo nesse caso uma avaliação para cada sistema reacional testado para o processo de oxidação anódica. Essas dificuldades para conclusão sobre o assunto, podem estarem relacionadas aos materiais empregados como ânodo, das densidades de corrente, tipo de efluente etc. Nos processos com uso do reagente de Fenton (Eletro-Fenton) valores de pH em torno de 3,0 a 4,0 são ideais, porém valores de pH > 4,0 geram o consumo dos radicais hidroxila pelos catalisadores ferrosos (BRILLAS *et al.*, 2009; SALVESTRINI *et al.*, 2004; TRASATTI, 1987; ANDRADE *et al.*, 2009; FLOX *et al.*, 2009; PETRUCCI & MONTANARO, 2011; SONG *et al.*, 2010; NETO & ANDRADE, 2009; CAÑIZARES *et al.*, 2004; BRINGAS *et al.*, 2011).

d) Densidade de corrente

Certamente a geração de radicais hidroxila nas superfícies dos eletrodos é primordial para que ocorra a oxidação e a transferência de elétrons, tanto nos processos diretos quanto nos indiretos. Portanto a densidade de corrente é uma importante variável para o processo de eletro-oxidação, sendo que quanto maior essa densidade, maior será a disponibilidade de elétrons para as reações de oxirredução. O aumento da densidade de corrente certamente aumenta a produção de radicais hidroxila, porém ao aumentar a densidade de corrente, também se aumentam as tensões do eletrodo e da célula, tendo maior gasto de energia. Densidades de corrente gerando tensões maiores que as tensões limites para a geração de O_2 , tendem a oxidar de forma preferencial as moléculas de água. O importante então é se chegar a uma densidade de corrente ótima, aumentando a produção de radicais oxidantes e, ao mesmo tempo, minimizando a formação de gases no sistema e o consumo desnecessário de energia. Esse consumo de energia a maior acaba por gerar um aumento da temperatura do meio reacional, sendo essa maior temperatura negativa ao processo, pois além de diminuir a solubilidade dos gases, principalmente o cloro gerado no meio reacional ainda solubiliza os flocos formados durante o processo. Na oxidação anódica a intensidade de corrente aplicada não varia com o tempo, sendo constante e em condições galvanostáticas. A otimização do processo visa se estabelecer uma corrente limite ótima, diminuindo o consumo de energia. Estudos sobre a influência das densidades de corrente na degradação dos pesticidas com ânodo PbO_2 , verificaram que o aumento da densidade de corrente de 100 para $500 A/m^2$ aumentou a remoção da DQO de 16 para 57% (NIDHEESH & GANDHIMATHI, 2012; SAMET *et al.*, 2010; PANIZZA *et al.*, 2008; BOYE *et al.*, 2006; SIRÉS *et al.*, 2006; PANIZZA *et al.*, 2001; POLCARO *et al.*, 2008).

Estudos de mineralização (remoção completa) com uso de eletrodo tipo DDB aplicado em processo em meio reacional com solução contendo 740 mg/L de herbicida (COT = 400 mg/L), foi alcançada a combustão completa em aproximadamente 8, 7 e 6 horas de tratamento, aplicando as densidades de corrente de 80, 150 e $300 A/m^2$, respectivamente. Ânodos compostos por dióxidos metálicos se comparados com DDB, mostram que os ânodos de dióxidos sofrem maior influência da densidade de corrente que o ânodo de DDB. A literatura posiciona como importante o aumento da temperatura do meio reacional, que tem influência quando da formação de cloro gás, por exemplo, que diminui sua solubilidade com o aumento da temperatura do meio

reacional (NIDHEESH & GANDHIMATHI, 2012; SAMET *et al.*, 2010; PANIZZA *et al.*, 2008; BOYE *et al.*, 2006; SIRÉS *et al.*, 2006; PANIZZA *et al.*, 2001; POLCARO *et al.*, 2008).

3.3.4.3.4 Estudos no tratamento de efluentes e lixiviados

SUDOH *et al.*, (1986), estudaram efluentes contendo fenol. No processo oxidativo foi estudada a degradação do fenol e os efeitos do pH, potencial do cátodo e outras condições operacionais. O pH ótimo foi 3,0 e a remoção da DQO de 60%, com uma DQO inicial variando de 260 a 2.600 mg/L. O cátodo usado foi de grafite e o ânodo de platina. A corrente durante a eletrólise, aumentou com o aumento da temperatura de reação e da taxa de liberação de oxigênio. Enquanto isso, a taxa de degradação do fenol foi pouco afetada pela variação da taxa de oxigênio e temperatura, com valor de temperatura chegando até 45°C.

COMNINELLIS em 1992, mediu valores de eficiência de corrente de 0,58 A para a degradação do fenol com uso de Ti/SnO₂, enquanto os valores para PbO₂, IrO₂, RuO₂ e Pt foram respectivamente 0,18, 0,17, 0,14 e 0,13, sendo a densidade de corrente de 500 A/m² em pH 12,5 e concentração inicial de fenol de 10 milimoles a 70°C.

CHIANG *et al.*, (1995) utilizando um ânodo de Ti/SnO₂-PdO₂-RuO₂ com densidade de corrente de 1.500 A/m², trataram um lixiviado com alta concentração da DQO. O sistema mostrou uma remoção completa da amônia e 92% de remoção da DQO, em 240 minutos com adição de 7.500 mg/l de Cloretos. Nesse processo a remoção dos poluentes estava relacionada a geração de hipoclorito/cloro por oxidação indireta. A influência do pH na oxidação indireta foi avaliada com variação do pH de 4 a 10, e não houve alteração na oxidação eletroquímica do lixiviado, mesmo usando outros eletrodos tais como: Ti/PbO₂, Ti/TiO₂-RuO₂ e Ti/SnO₂-PdO₂-RuO₂.

LIPP & PLETCHER em 1997 e CORREA-LOZANO *et al.* também em 1997 estudaram a estabilidade dos eletrodos de SnO₂-Sb₂O₅. GRIMM em 1998, investigou a oxidação do fenol com SnO₂-Sb₂O₅ e PbO₂. COSSU em 1988, reportou uma grande diferença entre o eletrodo de SnO₂-Sb₂O₅ e PbO₂, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, o que pode estar associado a grande presença de cloretos no lixiviado. Nesse processo de tratamento de lixiviado, porém os eletrodos SnO₂ - Sb₂O₅, mostraram a mesma estabilidade que os eletrodos de PbO₂.

WANG *et al.*, (2001) utilizaram a oxidação eletroquímica no tratamento de lixiviados advindos de um reator anaeróbio de fluxo ascendente, sendo estudado o desenvolvimento de um processo de dois estágios para o tratamento de lixiviados do aterro de Hong Kong. A DQO do lixiviado era de 4.750 mg/L e o nitrogênio amoniacal (N-NH₃) de 1.310 mg/L. O lixiviado foi tratado primeiro no reator UASB (reator anaeróbio de manta de lodo tipo ascendente) a 37°C. O processo removeu em média 66,1% da DQO com 6,1 dias de tempo de retenção hidráulica (TRH). O efluente saindo do UASB, apresentou pH médio de 8,9, DQO de 1.610 mg/L e N-NH₃ de 1.480 mg/L e foi posteriormente tratado por oxidação eletroquímica em reator tipo batelada com recirculação. Com a adição de 2.000 mg/L de cloreto sódio e aplicando uma densidade de corrente de 323 A/m², chegou-se a uma remoção da DQO de 87% e 100% de N-NH₃ em seis horas. O consumo de energia foi 55 kWh/kg DQO. O efluente final não continha N-NH₃ residual e apenas 209 mg/L da DQO.

PANANIVELU & RAJKUMAR, (2004) trataram efluentes fenólicos recalcitrantes, com uso de eletro-oxidação com ânodo de Ti/TiO₂-RuO₂-IrO₂ (titânio dopado com três óxidos) e cátodo de grafite, com densidade de corrente de 540 A/m², sendo detectada alta concentração de compostos halogenados, porém com o acréscimo do tempo de reação os compostos halogenados foram completamente degradados. O volume reacional foi de 0,5 litros, 30°C e agitação com uso de 200 rpm. O consumo de energia e eficiência de corrente foram avaliados. Foram também avaliados a DQO e COT, com remoção de 73,1% e 53,3% respectivamente. O ponto negativo foi o alto consumo de energia com 17 kWh/kg da DQO removida. Os autores comentaram ainda que o processo de eletro-oxidação indireta, gerou muitos compostos oxidantes, tais como: hipoclorito, cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio, sendo os poluentes degradados no meio reacional pela reação de oxidação com os compostos oxidantes gerados, ou seja, processo de oxidação indireta.

PETERSON *et al.*, (2007) em seus estudos de degradação eletroquímica de lixiviados de aterro sanitário em reator eletroquímico contínuo, estudaram o tratamento de lixiviados de aterro por processo de tratamento eletroquímico. O lixiviado do aterro municipal foi tratado por oxidação eletroquímica em um reator contínuo em escala piloto, usando ânodo de titânio revestido com óxido de rutênio. Os experimentos foram conduzidos com vazão constante de 2.000 L/h e investigado o efeito da densidade de corrente na remoção da demanda química de oxigênio, carbono orgânico total, cor e amônia. Com densidade de corrente de 1.160 A/m² e 180 min de reação, as taxas de

remoção alcançadas foram 73% para a DQO, 57% para COT, 86% para cor e 49% para amônia.

AHMED BASHA *et al.*, (2008) estudaram o tratamento de efluentes de indústria química com DQO de até 48.000 mg/L, sendo aplicado a esse efluente o processo de eletro-oxidação. Na oxidação anódica foi usado titânio dopado com $\text{RuO}_x\text{-IrO}_x\text{-TiO}_x$ e cátodo de aço inox. Na eletrocoagulação foi usado um cátodo de aço carbono e um ânodo de aço inox. A amperagem de 2 A e a tensão de 30 V foram aplicadas. Na eletro-oxidação a remoção da DQO ficou em 79% em 7 horas de tempo de reação, com aplicação de 0,24 A e 8,3 V e consumo específico de energia de 5,9 kWh/kg da DQO. A eletrocoagulação-eletroflotação e 7 horas removeu 59% da DQO com densidade de corrente de 80 A/m² e um consumo energético de 2,69 kW/kg da DQO.

FEKI *et al.*, (2009) trataram por oxidação eletroquímica lixiviados de aterro, sendo posteriormente o efluente enviado para ser tratado em biorreator de membrana. Nesse estudo foi investigada a integração do biorreator de membrana, com processo eletroquímico no tratamento de lixiviados de aterro estabilizado de Djebel Chekir (Tunísia). Os resultados mostraram que nas condições ótimas para a membrana e com taxas de aplicação de carga orgânica de 1,9 e 2,7g DQO/ L.dia, o efluente tratado pelo reator ainda possuía cor e alta concentração da DQO e amônia. Com o objetivo de reduzir as altas concentrações de poluentes, foi utilizado o processo de oxidação eletroquímica com uso de eletrodos de Ti/Pt, grafite e óxido de chumbo, sendo esse processo testado como pós-tratamento, onde os eletrodos de Ti/Pt apresentaram melhor desempenho. A remoção da DQO, amônia e cor foram afetadas pela densidade de corrente e tempo de reação. Em condições operacionais ótimas (tempo de 1h, densidade de corrente de 400 A/m²), a concentração da DQO final e as concentrações totais de nitrogênio kjeldahl (NKT) foram de 1.000 e 86 mg/L, respectivamente, atendendo aos padrões da legislação do país. Assim a combinação do processo de tratamento com membrana e oxidação eletroquímica foi uma solução técnica adequada para o tratamento dos lixiviados estabilizados, removendo 85% da DQO, 94% do NKT e 99% da cor.

NAUMCZYK & KUCHARSKA, (2011) no tratamento de efluentes de curtume, realizaram inicialmente uma coagulação com FeCl_3 , nesse caso ao invés de aplicar o processo eletrolítico, foi aplicado o processo de coagulação convencional. Na etapa seguinte o efluente oriundo da primeira etapa foi tratado por processo de eletro-oxidação com uso de cátodo de grafite e ânodo de $\text{Ti/SnO}_2/\text{PdO}_2/\text{RuO}_2$, sendo a

corrente catódica de 2,0 A/m² e anódica de 2,1 A/m². O processo aplicado foi o Eletro-Fenton, com tempo de residência de 55 minutos obtendo uma remoção total da DQO de 72,9%, com uma eficiência de corrente de 10,6%. Os autores também avaliaram a influência da temperatura, chegando a um valor ótimo para os processos de 35°C.

AZIZ *et al.*, (2016) estudaram o tratamento de efluentes de destilaria, com uso de eletrocoagulação-eletroflotação, sendo em seguida adicionados produtos químicos e processos foto-assistidos, não sendo utilizada a eletro-oxidação e sim processos oxidativos avançados. Foi avaliado efeito do pH (2 a 10) e densidade de corrente de 10 a 50 A/m², sendo a remoção da DQO de 18,75% a 100% dependendo do sistema utilizado.

Na tabela 3.22 tem-se informações sobre estudos aplicando a eletro-oxidação para lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3.22 – Estudos com aplicação do processo de eletro-oxidação em lixiviados

Material do ânodo	Densidade de corrente (A.m ⁻²)	Volume tratado (L)	Vazão (L.h ⁻¹)	Tempo de reação (h)	DQO inicial (mg/L)	[Cl ⁻] inicial (mg/L)	remoção DQO (%)	Consumo Energia	Referência
Grafite	750 A.m ⁻²	0,6	NA	4	4550	2500	21	NE	ZHANG <i>et al.</i> , 2012
Ti/PbO ₂							27		
DSA						5000	34		
SPR	500 A.m ⁻²					2500	29		
	750 A.m ⁻²					5000	27		
						2500	30		
	1500 A.m ⁻²					5000	35		
						10000	38		
							92		
Ti/PbO ₂ & Ti/SnO ₂	20 a 400 A.m ⁻²	0,3	1,1 a 5,4	NE	1200	1600 a 3600	NE	NE	AZIZ <i>et al.</i> , 2013
Pt/Ti	100 A	5	2400	2,5	53300	3500	84	40 W h (g COD) ⁻¹	VLYSSIDES <i>et al.</i> , 2001
Ti/TiO ₂ -RuO ₂	480 A.m ⁻²	13,5	2000	3	1790	2560	33	NE	MORAES & BERTAZZOLI, 2005
	1160 A.m ⁻²				1855	2800	73		
DDB	150 A.m ⁻²	1	660	8	773	1900	100	NE	CABEZA <i>et al.</i> , 2007a
	300 A.m ⁻²			4	1030 ⁽¹⁾	1420	88		CABEZA <i>et al.</i> , 2007b
						3670	86		
						8570	86		
	900 A.m ⁻²			6	3800	2760	100		
DDB	300 A.m ⁻²	230	18000	4	1000	1640	60	NE	ANGLADA <i>et al.</i> , 2009a
	600 A.m ⁻²						82		
	1200 A.m ⁻²						100		

(1) Valores obtidos indiretamente; NA - Não Aplicável; NE - Não Especificado.

Tabela 3.22 – Estudos com aplicação do processo de eletro-oxidação em lixiviados (cont.)

Material do ânodo	Densidade de corrente (A.m ⁻²)	Volume Tratado (L)	Vazão (L.h ⁻¹)	Tempo de reação (h)	DQO inicial (mg/L)	[Cl ⁻] inicial (mg/L)	Remoção DQO (%)	Consumo de energia	Referência
Grafite	400 A.m ⁻²	0,5	NA	4	1870	NE	38	NE	BASHIR <i>et al.</i> , 2009
	600 A.m ⁻²						57		
	800 A.m ⁻²						65		
							70		
Ti/Pt	50 A.m ⁻²	0,25	NA	1	2750	5500	23	NE	FEKI <i>et al.</i> , 2009
	150 A.m ⁻²						40		
	400 A.m ⁻²						63		
PbO ₂ Grafite							30		
							22		
DDB	2143 A.m ⁻²	10	1200	6	444	NE	90	NE	PAPASTAVROU <i>et al.</i> , 2009
	3000 A.m ⁻²						90		
DDB	300 A.m ⁻²	1	660	NE	1370	2042	82	60 W h (g COD) ⁻¹	ANGLADA <i>et al.</i> , 2010
		250	18000		860		1630	50 W h (g COD) ⁻¹	
	1200 A.m ⁻²	1	660	1370	2042	155 W h (g COD) ⁻¹			
		250	18000	860	1630	160 W h (g COD) ⁻¹			
DDB	450 A.m ⁻²	1	660	8	1100	1717	90	NE	ANGLADA <i>et al.</i> , 2010a
		250	18000				100	94 W h (g COD) ⁻¹	
Ti/PbO ₂	0,5 A	0,35	420	4	780	1800	42	NE	PANIZZA <i>et al.</i> , 2010
	2 A		50				65		
			420				68		
	3 A		NE				80		
	4	81	NE						

(1) Valores obtidos indiretamente; NA - Não Aplicável; NE - Não Especificado.

Tabela 3.22 – Estudos com aplicação do processo de eletro-oxidação em lixiviados (cont.)

Material do ânodo	Densidade de corrente (A.m ⁻²)	Volume Tratado (L)	Vazão (L.h ⁻¹)	Tempo de reação (h)	DQO inicial (mg/L)	[Cl ⁻] inicial (mg/L)	Remoção DQO (%)	Consumo de energia	Referência
Ti/RuO ₂ -IrO ₂	300 A.m ⁻² 900 A.m ⁻²	0,8	NA	NE	3782	3702	20 10	NE	ZHANG <i>et al.</i> , 2010
DDB	1200 A.m ⁻² 1714 A.m ⁻² 2571 A.m ⁻²	10	600	8	3385	2574	30 35 50	98 kW h m ⁻³ 190 kW h m ⁻³ 360 kW h m ⁻³	ANGLADA <i>et al.</i> , 2011
Ti/IrO ₂ -RuO ₂	80 A.m ⁻² 160 A.m ⁻² 320 A.m ⁻²	0,12	NA	4	2960	6150	20 40 35 75	NE NE 79 W h (g COD) ⁻¹ 20 W h (g COD) ⁻¹	TURRO <i>et al.</i> , 2011
Ti/RuO ₂ -IrO ₂	260 A.m ⁻² 680 A.m ⁻²	0,2	NA	1,5	560	831	44 66	NE	ZHANG <i>et al.</i> , 2011
DDB	400 A.m ⁻² 600 A.m ⁻²	1	600	6 4 6	2863	1200 5000 10000 1200	NE	NE 104 kW h m ⁻³ 39 kW h m ⁻³ NE	PÉREZ <i>et al.</i> , 2012
DDB PbO ₂ TiRuSnO ₂	400 A.m ⁻²	0,35	420	2,5 4 8	780	1800	95 68 35	82 kW h m ⁻³ 130 kW h m ⁻³ 150 kW h m ⁻³	PANIZZA, M. & MARTINEZ-HUITLE, 2013
DDB	900 A.m ⁻²	1	660	3	2055	2280	90	NE	VALLEJO <i>et al.</i> , 2013

NA - Não Aplicável; NE - Não Especificado.

3.3.4.4 Processo de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados

Na literatura existem muito pouco trabalhos versando sobre eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados (ensaios aplicados na mesma amostra do mesmo efluente), porém, em geral, as pesquisas versam sobre a aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em uma primeira etapa e em uma segunda etapa o processo de eletro-oxidação é aplicado ao efluente já pré-tratado. Nessa linha de trabalhos a seguir cita-se aqueles encontrados na literatura atual.

1) YADAV, R., em 2010, estudou em sua tese efluentes da indústria têxtil, com o título: “Study of electrocoagulation and combined electrocoagulation-oxidation process for dye removal”

No estudo de eletrocoagulação-eletroflotação, foram utilizados eletrodos de alumínio, sendo a densidade de corrente ótima de $145,3 \text{ A/m}^2$, com remoção de 87% da DQO em 90 minutos, sendo no processo de oxidação usada adição de peróxido de hidrogênio, com adições de 1,5 e 1,0 mL/L, dessa forma obtendo uma remoção total da DQO de 94 a 97% e o tempo reduzido para 60 minutos.

2) FAROOQUI, M.S., em 2004 estudou os processos combinados no tratamento de esgoto sanitário, em sua tese com o título: “Combined Electrooxidation and Electrocoagulation Processes for the Treatment of Municipal Wastewater”

No estudo foi investigada a eficácia dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação em duas etapas, sendo avaliada principalmente a remoção da DBO_5 . No estudo foram usados eletrodos de aço inox, na eletrocoagulação-eletroflotação, porém não fala em eletro-oxidação e sim uso de teste de jarros para coagulação convencional. Na eletrocoagulação-eletroflotação foi usada uma corrente elétrica de 0,2 A e se obteve uma remoção de 60,31% da DBO_5 em 30 minutos. No processo o pH passou de 7,07 para 9,11 e a produção de lodo do processo eletrolítico foi 2,95 vezes menor que o processo convencional de coagulação.

3) MAHVI, A. H.; AL-DIN EBRAHIMI, S. J.; MESDAGHINIA A.; GHARIBI, H.; SOWLAT, M. H., em seus estudos, em 2011, no tratamento de efluentes com fostato e amônia, com o título: “Performance evaluation of a continuous bipolar

electrocoagulation–electroflotation e electrooxidation (ECEO–EF) reactor designed for simultaneous removal of ammonia and phosphate from wastewater effluent”

No trabalho os autores aplicaram os processos separados. Em primeiro lugar ocorrendo a eletrocoagulação/eletro-oxidação, com eletrodos de Al e corrente de 3,0 A, com tempo de reação de 60 minutos e uma concentração de fosfato de 50 mg/L. No reator de eletro-oxidação, foram usados eletrodos de Ti-RuO₂ e aço inox. Nos processos em série, foi obtida uma remoção de fosfato de 99%.

4) CHAKCHOUK I.; ELLOUMI, N.; BELAID, C.; MSEDDE, S.; CHAARI, L. & KALLEL, M., em seus estudos, em 2017, no tratamento de efluentes de laticínios, com o título: “A combined electrocoagulation–electrooxidation treatment for dairy wastewater”

Nos seus estudos, avaliaram o tratamento de efluentes de laticínios pelos processos em separado, um em cada etapa, de eletrocoagulação–eletroflotação e eletro-oxidação. Os eletrodos da eletrocoagulação–eletroflotação eram de Al e os da eletro-oxidação de titânio platinizado. No processo completo obteve-se uma remoção da DQO de 60% em 21 minutos de tempo de residência.

Especificamente sobre processos de eletrocoagulação–eletroflotação e eletro-oxidação conjuntos em um mesmo reator para tratamento de lixiviados ainda não tem publicação em revistas técnicas na pesquisa realizadas.

3.3.4.5 Processo de eletrocoagulação–eletroflotação e eletrooxidação conjuntos e simultâneos

Os processos de eletrocoagulação–eletroflotação e eletro-oxidação, combinados e simultâneos para tratamento de lixiviados não foram encontrados durante as pesquisas da literatura.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Coleta dos lixiviados

Os lixiviados foram coletados nos seguintes locais:

- ✚ Lagoa de lixiviado do aterro BR/RJ 01;
- ✚ Lixiviado bruto e concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02;
- ✚ Lixiviado concentrado da osmose inversa do aterro BR/RJ 03.

As coletas foram realizadas nos locais pré-determinados com uso de bombonas de 50 litros, sendo os lixiviados coletados levados até a câmara fria do laboratório de geotécnica da COPPE – Programa de Engenharia Civil, mantidos à temperatura não superior a 4°C, para manutenção de suas características. Como esses lixiviados apresentavam uma alta carga orgânica, alta concentração de amônia e alto nível de recalcitrância, o uso da câmara fria foi suficiente para atenuar as possíveis variações da composição como resultado da degradação biológica (em ensaios preliminares verificou-se que não ocorria degradação durante um período de 24 horas em temperatura ambiente). Os lixiviados brutos foram coletados várias vezes no inverno, em épocas de pouca chuva, para evitar que o efeito dilutivo da água de chuva percolante impactasse nas características do lixiviado. A intenção da coleta durante esse período de pouca chuva foi justamente investigar o tratamento dos lixiviados em uma situação mais crítica.

O lixiviado dos ensaios preliminares e primeiros ensaios foi coletado no aterro BR/RJ 01, situado no Estado do Rio de Janeiro. Atualmente o lixiviado gerado é drenado para uma lagoa de acumulação e posteriormente recirculado no próprio aterro, sendo que em épocas de chuva intensa, ocorre o transbordamento do excesso de lixiviado, contaminando o corpo receptor. O lixiviado coletado era proveniente dessa lagoa de acumulação. Nas primeiras coletas, no fim de março de 2015, o volume coletado foi de 50 litros, sendo armazenado em câmara fria e utilizado em todos os ensaios preliminares e os primeiros ensaios. O lixiviado estava bastante concentrado em função de falta de chuva na época, o que era realmente a intenção do trabalho.

Foram realizadas outras coletas, sendo que na segunda coleta, porém, em época de alta precipitação pluviométrica, a percolação da água de chuva conferiu ao lixiviado uma grande diluição, sendo realizados os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com esse lixiviado, porém descartados os dados devido ao alto nível de diluição.

Os ensaios primeiro a quinto foram realizados com lixiviado do aterro BR/RJ 01. Os ensaios sexto e sétimo foram realizados com o lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02. Os ensaios oitavo a décimo segundo foram realizados em três reatores para otimização da eletrocoagulação-eletroflotação. Os ensaios seguintes, de eletro-oxidação, foram realizados com lixiviado BR/RJ 01. Os ensaios conjuntos em reator único foram realizados com o lixiviado bruto do aterro BR/RJ 01. Os ensaios conjuntos em reatores separados foram realizados com o lixiviado bruto do aterro BR/RJ 01, lixiviado bruto concentrado do aterro BR/RJ 02, e concentrado da osmose inversa do aterro BR/RJ 03.

Para os ensaios em questão, foram realizadas coletas no mesmo local do aterro BR/RJ 01, também no inverno, e ainda coletadas amostras de lixiviado bruto e lixiviado concentrado da nano filtração oriundo do aterro BR/RJ 02 e osmose inversa do aterro BR/RJ 03, todos situados no Estado do Rio de Janeiro.

As coletas e ensaios com os concentrados objetivaram avaliar principalmente o desempenho dos processos frente a essas matrizes. Além disso, devido ao aterro BR/RJ 02, possuir três eletrocoaguladores-eletroflotadores para tratamento desse lixiviado concentrado, com capacidade de 3,0 m³/h e tempo de reação de 10 minutos, desativados, seria um desafio a mais, verificar se o processo realmente funcionaria e ainda suas variáveis de processo, tais como: eficiência de remoção da carga orgânica e o tempo de reação necessário para o processo de eletrocoagulação-eletroflotação.

Como desafio, foi proposta ainda uma avaliação de tratabilidade do concentrado da osmose inversa do aterro BR/RJ 03, em função das dificuldades de tratamento encontradas pela empresa operadora do aterro, devido ao aumento da carga orgânica, amônia e sais no sistema, que têm levado ao mau funcionamento da osmose inversa. Nesses ensaios foram aplicadas as duas técnicas combinadas e simultâneas.

A Figura 4.1, mostra o local onde o lixiviado do aterro BR/RJ 01 foi coletado.

Figura 4.1- Foto mostrando a lagoa de acumulação de lixiviado do aterro BR/RJ 01.



As amostras brutas do lixiviado do aterro BR/RJ 02, foram obtidas do afluente ao sistema de tratamento, após este passar pelas lagoas de equalização, sendo a planta de tratamento dessa unidade mostrada na Figura 4.2. As amostras do concentrado da nano filtração foram coletadas no afluente ao eletro-reator ilustrado na Figura 4.3. As amostras do lixiviado concentrado da osmose inversa do aterro BR/RJ 03, foram obtidas a partir da lagoa de concentrado ilustrada na Figura 4.4 – C. As amostras coletadas foram caracterizadas e utilizadas nos ensaios.

As amostras do lixiviado do aterro BR/RJ 02, para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação de número seis (6) e sete (7), foram obtidas a partir entrada do reator eletrolítico. Esse lixiviado é um concentrado da nano filtração, que, de acordo com o projeto da planta, seria tratado em um eletro-reator para redução da carga orgânica, de forma que o mesmo pudesse ser recirculado para a entrada do processo. Porém, em função dos eletro-reatores estarem desativados, esse tratamento não era realizado. A ideia, portanto, foi avaliar a tratabilidade desse lixiviado concentrado, pelos processos estudados.

O lixiviado do atual aterro BR/RJ 02 é tratado em uma estação de tratamento, por processo físico-químico, biológico e terciário com uso de membranas de nano filtração. A ETE (estação de tratamento de efluentes) foi projetada para um volume de lixiviado de 1.200 m³/dia e trata atualmente 500 m³/dia. O lixiviado, após tratamento, era reaproveitado como água de reuso, para aspersão das vias internas de acesso à área de trabalho, minimizando a formação de particulados na área do aterro e todo o lodo resultante do tratamento, após desidratação, era disposto no próprio aterro como resíduo sólido.

Nessa planta existem três sistemas de eletrocoagulação-eletroflotação que estão fora de uso, devido à alta temperatura alcançada e emissão de vapores durante a operação assistida. As máquinas foram projetadas para corrente de até 5.000 ampères e DC (densidade de corrente) variável de até 500 A/m². O sistema tem duas calhas com um total de 384 placas de 0,5 m x 0,6 m e dois retificadores de 5.000 A e 12 V, estimando-se uma densidade de corrente mínima de 86,8 A/m².

Figura 4.2 – Foto da ETE do aterro BR/RJ 02.



Fonte: foto do acervo particular em visita ao aterro BR/RJ 02.

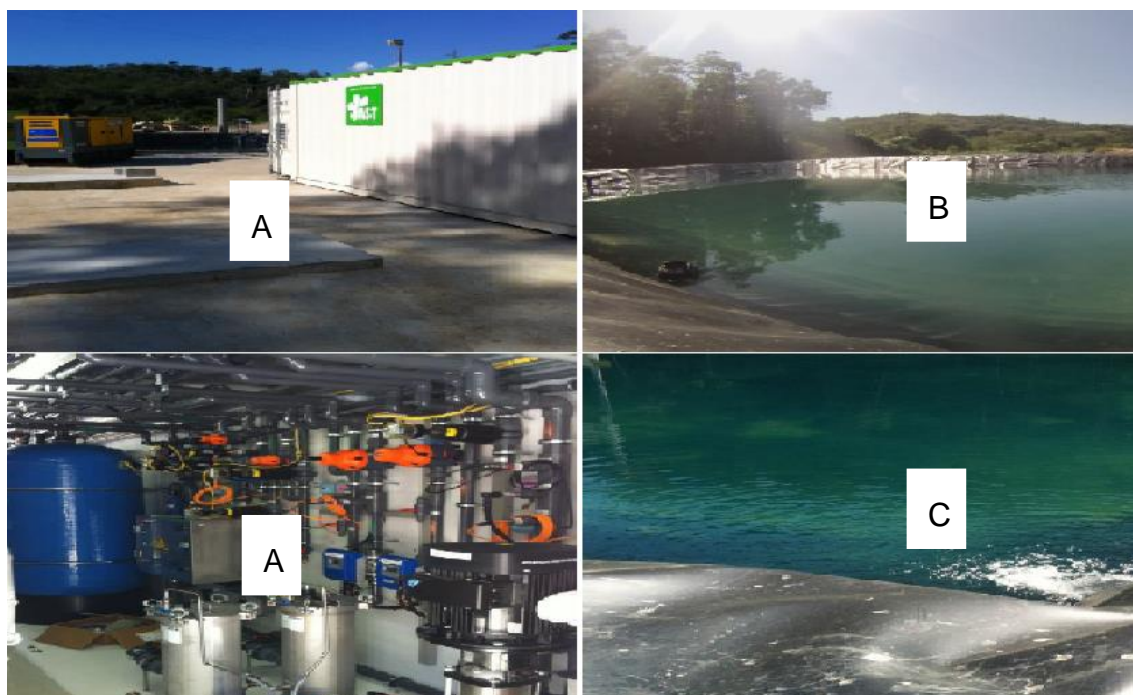
Figura 4.3 – Foto do reator eletroquímico do aterro BR/RJ 02.



Fonte: foto do acervo particular em visita ao aterro BR/RJ 02.

A Figura 4.4 mostra o sistema de tratamento utilizado no aterro BR/RJ 03, por processo de osmose inversa, em que o lixiviado do aterro, que é recirculado, chega numa lagoa de lixiviado bruto, sendo depois bombeado para filtros e sistema de osmose inversa instalado em containers. O concentrado vai para uma outra lagoa, sendo recirculado no aterro. O concentrado bruto foi usado em um dos ensaios deste estudo.

Figura 4.4 – Sistema de tratamento do aterro BR/RJ 03, por osmose inversa.



Fonte: Adaptado de AST – Serviços e Serviços de Ambiente, 2016.
(A= Osmose, B = Lagoa de lixiviado e C = Lagoa de concentrado)

Projetado para receber e tratar o lixo produzido pelos habitantes de grande município carioca, o aterro BR/RJ 03 é uma disposição final que permite um confinamento quase seguro, minimizando os riscos ao meio ambiente e a saúde pública, tais como acidentes de escorregamento, emissão de gases tóxicos, minimização de geração de lixiviado, assim como seu tratamento.

4.2 Caracterização dos lixiviados e monitoramento durante os ensaios

Os lixiviados foram caracterizados em função de alguns parâmetros, de acordo com os métodos de análise do “*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*” 22ª edição (APHA *et al*, 2012), conforme a Tabela 4.1. Nos estudos, o objetivo principal foi a avaliação da remoção da DQO, sem a adição de qualquer produto químico espessante ou floculante, assim como, sem ajustes de pH, sendo utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e ensaios de eletro-oxidação os lixiviados testados com suas características naturais. Em cada amostra coletada, eram analisados os parâmetros básicos dos lixiviados usados no estudo, a saber: pH, condutividade, DQO e turbidez, sendo o volume coletado o mínimo para as análises (20 mL por amostragem). Foram ainda monitorados os seguintes parâmetros dos

processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação: a massa úmida e seca do lodo flotado para avaliar o nível de espessamento obtido (% de sólidos e H₂O), a temperatura ambiente, a temperatura do meio reacional, a corrente elétrica e a tensão aplicada durante todos os processos de tratamento aplicados aos lixiviados. As análises foram executadas nos laboratórios da COPPE-UFRJ, principalmente no Laboratório de Eletroquímica do PEMM e no Laboratório de Controle de Poluição das Águas do PEQ, sendo os ensaios executados no laboratório de eletroquímica do PEMM e laboratório de química da Geotecnia. Nos ensaios preliminares, porém, foram utilizados os laboratórios do UniFOA e laboratórios da UFF - campus Volta Redonda, sendo para as análises de metais dos lixiviados, utilizado espectrofotômetro de absorção atômica com detector de chama da UFF.

Na avaliação dos metais presentes na espuma gerada nos ensaios, foram utilizados os laboratórios da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), sendo essas análises realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica da empresa Agilent, porém uma análise preliminar foi realizada com o espectrofotômetro de emissão atômica em forno plasma (ICP), que depois ficou indisponível. As fontes de corrente contínua foram cedidas pelos laboratórios de eletroquímica do PEMM e UniFOA. Para a análise das placas dos eletrodos, foi utilizado um microscópio óptico, que permitiu a visualização dos ânodos antes e após o processo de eletrocoagulação-eletroflotação e a perda de massa dos mesmos devido à liberação de Al³⁺. Esta análise foi realizada nos Laboratórios do PEMM e UniFOA.

Foram também analisados os aspectos da estrutura morfológica dos eletrodos de alumínio (ânodo e cátodo), após o processo de eletrocoagulação-eletroflotação. Para a caracterização dos eletrodos, após os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, foi utilizado o microscópio eletrônico de varredura com espectroscopia por dispersão de energia (MEV - EDS) do laboratório multiusuário do PEMM, para identificação de possível passivação e outros aspectos das placas, assim como o ataque aos eletrodos. Nesses ensaios foram ainda levantados os tipos de compostos (e sua concentração) presentes nas placas após o processo de eletrocoagulação-eletroflotação.

Tabela 4.1 - Métodos analíticos utilizados na caracterização dos lixiviados e avaliação dos ensaios.

PARÂMETRO	EQUIPAMENTO	MÉTODO (*)	
		PREPARAÇÃO	DETERMINAÇÃO
pH	PHmetro Digimed	4500- H ⁺ B	4500- H ⁺ B
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Incubadora de DBO e oxímetro ou dosador automático	5210 B	4500-O B
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Reator e espectrofotômetro HACH	5220 C	5220 C
Fósforo Total (Pt)	Espectrofotômetro HACH	4500-P B.4	4500-P C
Turbidez	Turbidímetro Policontrol	2130 B	2130 B
Sólidos Totais e % H ₂ O	Estufa a 103-105 ° C e Balança analítica	2540	2540
Cloreto	Equipamento de titulação	4500-Cl ⁻ C	4500-Cl ⁻ C
N-NH ₄ ⁺	Equipamento de destilação e espectrofotômetro HACH	4500-NH ₃	4500-NH ₃
Condutividade	Condutivímetro da Digimed	2510 B	2510 B
Metais	Espectrofotômetro de absorção atômica e emissão atômica em forno plasma (ICP)	3010/3020/3030	3010/3020/3030

(*) De acordo com os Métodos do "STANDARD METHODS" publicado pela AWWA, APHA e WEF.

4.3 Sistema de simulação da eletrocoagulação-eletroflotação com uso de potenciostato

Os ensaios preliminares de simulação da célula eletroquímica foram realizados com o potenciostato, de forma a se conhecer o comportamento do lixiviado frente à aplicação do eletrodo de alumínio, no processo de eletrocoagulação-eletroflotação. As condições dos ensaios com o potenciostato foram basicamente as seguintes:

- Eletrodo de referência: Ag/AgCl 1 Molar;
- Concentração de NaCl: 0,1 Molar;
- Velocidade de Varredura: 0,8333 mV/s;
- Agitação: 200 rpm;
- Espaço entre eletrodos: 1 a 2 cm;
- Volume reacional: 200 a 250 mL;
- Varredura: -2 a 2 V em geral e um ensaio com -4 a 4 V abortado;
- pH do lixiviado: 8,0;
- Temperatura ambiente: 21°C;
- Ânodo alumínio polido e cátodo de Platina (Pt), sendo feito um ensaio inverso;
- Dimensões do ânodo/cátodo de alumínio: Faixa de 4,5 a 5,5 mm².

Nos primeiros ensaios, foi utilizado NaCl para avaliação do comportamento preliminar dos eletrodos de Al junto ao potenciostato, sendo em seguida realizados os ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01, que apresentou caracteristicamente um alto teor de sólidos em suspensão. A Figura 4.5 mostra o sistema utilizado na simulação preliminar.

Figura 4.5 - Sistema utilizado na simulação preliminar com potenciostato.



4.4 Sistemas de reatores utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, separados e conjugados

4.4.1 Reatores utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação

Nas etapas dos estudos relacionadas aos ensaios preliminares e aos primeiros cinco ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01 e ensaios com o lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, foi utilizado um reator de 7,0 litros de volume útil (21 cm de comprimento, 21 cm de largura e 16 cm de altura) e 13 placas de alumínio, sendo sete placas de alumínio com a função de ânodo (+) e seis placas como cátodo (-). Nos ensaios subsequentes foram utilizados três reatores de 4,1 litros e sete placas de alumínio utilizadas como eletrodos (quatro com a função de ânodo (+) e três placas como cátodo (-)), com o objetivo de aumentar o número de ensaios semanais, assim como redução de volume de lixiviado usado e geração de lodos, sendo mantido o mesmo comprimento do reator maior, antes descrito, em função do comprimento das placas de alumínio já confeccionadas. A largura dos reatores de menor dimensão foi de aproximadamente 11,5 cm, com a colocação dos sete eletrodos, porém o comprimento e altura se mantiveram iguais ao reator de maior dimensão. Os reatores de eletrocoagulação-eletroflotação foram montados para atender a um sistema de tratamento de efluentes em batelada ou contínuo, sendo previsto um compartimento para recepção da espuma flotada e saída para coleta do efluente tratado, localizada na região central do reator a 7,0 cm do fundo do mesmo, de modo a evitar a coleta de lodos que pudessem sedimentar e a espuma flotada. Os reatores foram montados em chapa de acrílico de 4 mm e encaixes para os eletrodos com espaçamento já pré-determinados no projeto para facilitar o melhor posicionamento dos mesmos. Os espaçamentos entre os eletrodos (“gap”) foram definidos no projeto da unidade como 10 mm. Os eletrodos foram montados na vertical para facilitar o escoamento das bolhas de gás e flotação dos flocos formados, sendo totalmente submersos no lixiviado. Na montagem dos reatores, os mesmos foram divididos em três compartimentos, inicialmente deixando a possibilidade de ensaios contínuos ou em batelada, conforme projetado no reator maior. Os eletrodos utilizados foram confeccionados em alumínio puro para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, sendo a espessura das placas de 1,0 mm, o comprimento de 210 mm e a largura de 55 mm.

Foram utilizadas quatro fontes de alimentação do fabricante ICEL e TECTROL para os reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, com capacidade de 3

até 30 ampères. As fontes de corrente contínua utilizadas nos ensaios tinham como função o fornecimento de corrente elétrica contínua para os conectores presos aos eletrodos de alumínio colocados nos reatores de eletrocoagulação-eletroflotação. A ilustração dos reatores utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação está mostrada nas Figuras 4.6 a 4.9.

Figura 4.6 - Reator de maior dimensão montado em chapas de acrílico de 4,0 mm e eletrodos de Al.



Figura 4.7 - Detalhes do reator de maior dimensão e seus compartimentos.

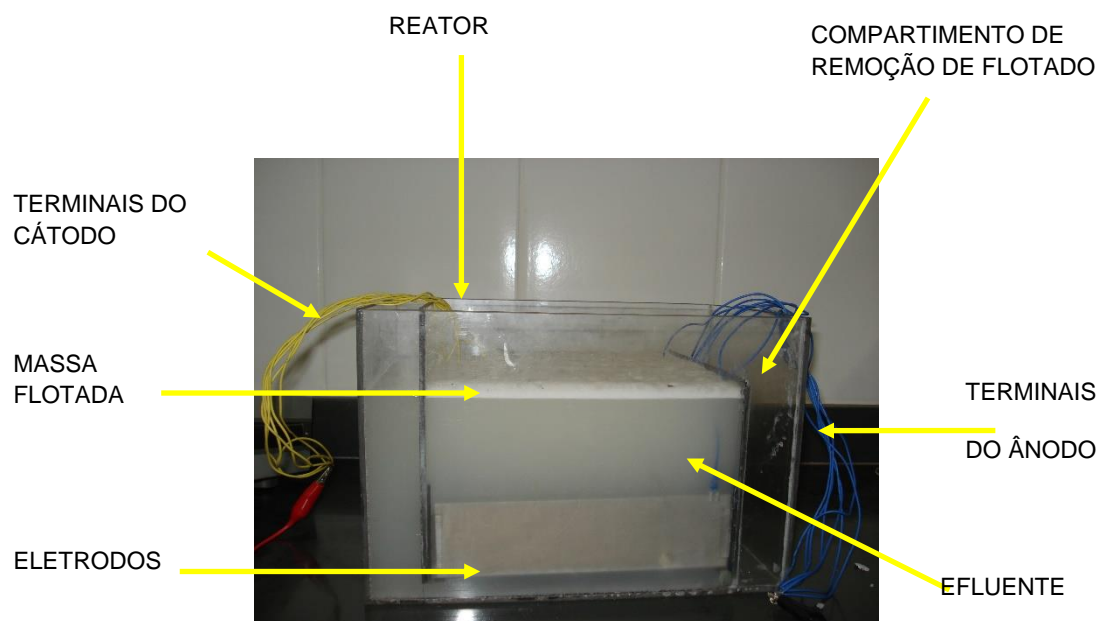
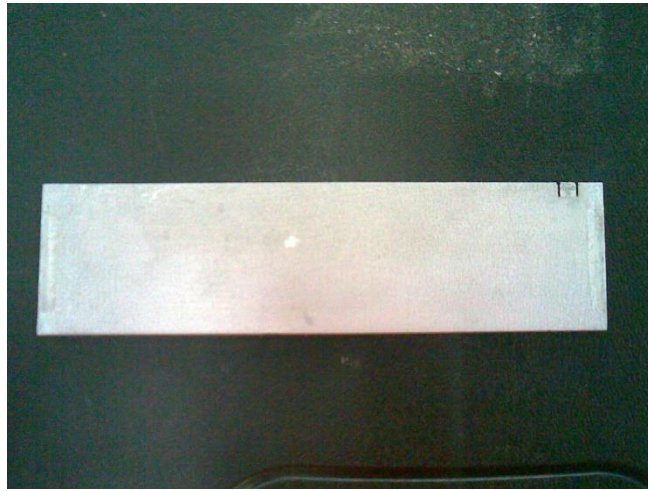
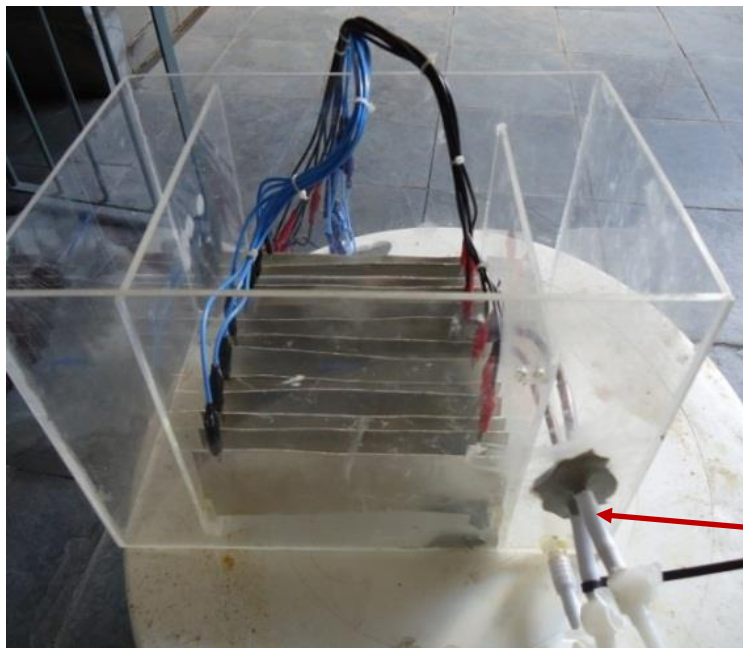


Figura 4.8 - Placa de alumínio usada como eletrodo nos reatores de eletrocoagulação-eletroflotação.



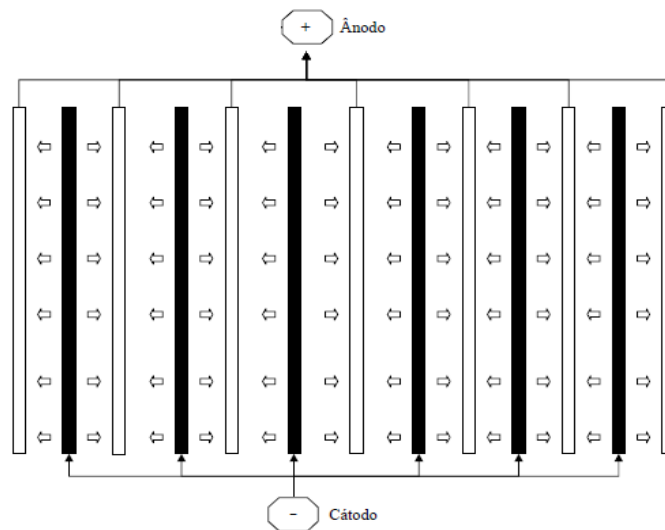
(espessura = 1,0 mm, comprimento = 210,0 mm e largura = 55,0 mm)

Figura 4.9 – Detalhes do reator de maior dimensão usado para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada.



Os eletrodos foram ligados em paralelo, formando seis circuitos (positivo-negativo) para o reator de maior dimensão e quatro para o reator de menor dimensão, sendo adicionada uma placa positiva extra (ânodo) após o último cátodo para melhor distribuição da corrente aplicada, como mostra a Figura 4.10.

Figura 4.10 – Esquema de disposição dos eletrodos no interior do reator maior dimensão.



A Figura 4.11 mostra o sistema reator-distribuição de corrente montado, sendo os conectores pretos correspondentes aos polos positivos (ânodos) e os conectores vermelhos correspondentes aos polos negativos (cátodos). As Figuras 4.12 a 4.16 mostram detalhes do reator de 7,0 litros e os reatores de 4,1 litros em ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação. Os reatores de 4,1 litros foram utilizados nos ensaios complementares de eletrocoagulação-eletroflotação para otimização do processo, nos ensaios de eletro-oxidação e também nos ensaios com os ambos os processos combinados.

Figura 4.11 – Reator de maior dimensão (7,0 L) e a conexão dos eletrodos no seu interior.



Figura 4.12 – Reator de maior dimensão utilizado nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação durante o tratamento do lixiviado da nano filtração.

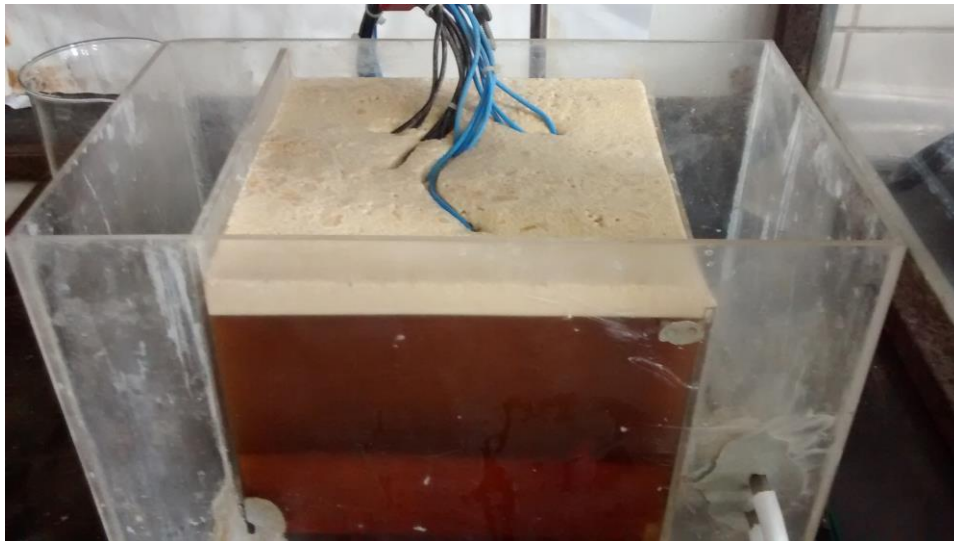


Figura 4.13 – Reator de menor dimensão utilizado nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, ensaios de eletro-oxidação e ensaios dos processos conjugados e simultâneos.



Figura 4.14 – Reatores de menor dimensão (4,1 L), utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, ensaios de eletro-oxidação e ensaios conjugados e simultâneos.

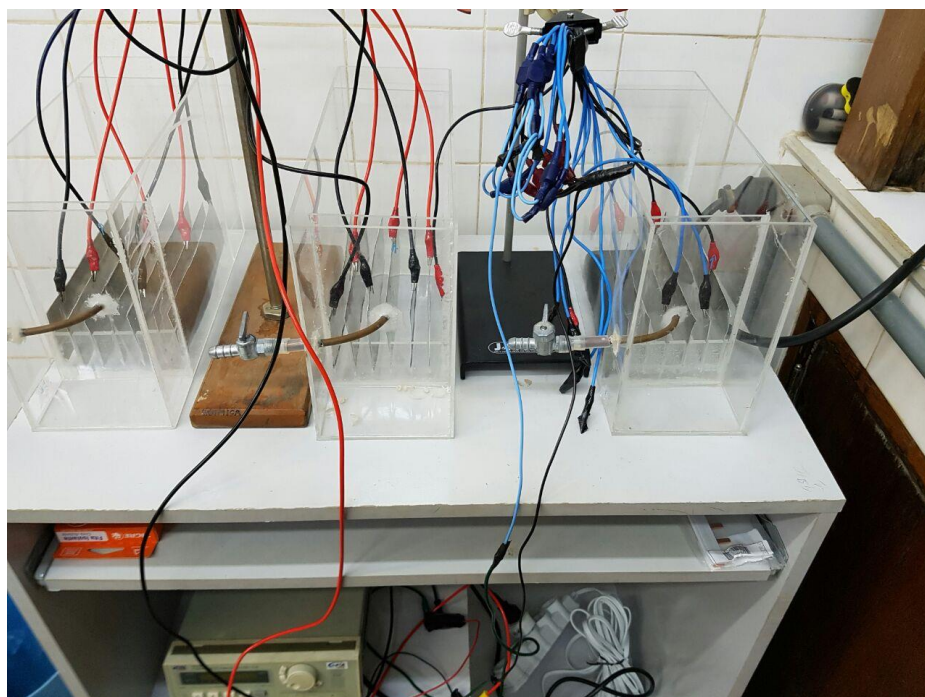


Figura 4.15 – Reator maior nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação.



Nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação foi necessário uso de capela, devido a emissão de amônia.

Figura 4.16 – Reatores menores nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação.



A área eletrolítica efetiva total do reator de maior dimensão foi de 1.386 cm² e para os reatores de menor dimensão foi de 693 cm², cada um. O espaçamento (“gap”) usado entre os eletrodos foi de 10 mm. As densidades de corrente variaram de 10,0 a 88,0 A/m² aproximadamente, sendo os eletrodos completamente submersos no lixiviado em posição vertical.

4.4.2 Reatores utilizados nos ensaios de eletro-oxidação

Como já comentado anteriormente, os reatores de menor dimensão foram utilizados para os ensaios otimização da eletrocoagulação-eletroflotação, eletro-oxidação, ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator e ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reatores separados. Para os ensaios de eletro-oxidação foram confeccionadas ainda três placas vazadas (“frame” somente) em acrílico de 4 mm. O ânodo de todas as placas foi confeccionado em titânio (grade expandida) dopado com óxido de rutênio (Ti-RuO₂) (área de 60,39 cm²) enquanto o cátodo de cada uma das três placas foi confeccionado com diferentes materiais, a saber: Ti-RuO₂ (área de 60,39 cm²), titânio (grade expandida) (área de 28,06 cm²) e aço inox (área de 2,89 cm²). Os eletrodos não consumíveis foram fornecidos pela empresa DENORA. O objetivo nesse caso foi a avaliação da eletro-oxidação aplicada ao lixiviado do aterro BR/RJ 01 preliminarmente. As densidades de correntes anódicas

aplicadas nas células para o processo de eletro-oxidação foram as mesmas em função do uso do mesmo ânodo, com variação da corrente elétrica de 1,0 a 3,0 A, o que leva à mesma faixa de densidade de corrente aproximada em cada célula eletrolítica de 165,5 a 496,5 A/m². Nos ensaios de eletro-oxidação foi necessário uso de capela devido a emissão de cloro.

As Figuras 4.17 a 4.23 mostram as placas e os reatores com as placas e ensaio típico de eletro-oxidação.

Figura 4.17 – Placas com os eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo).

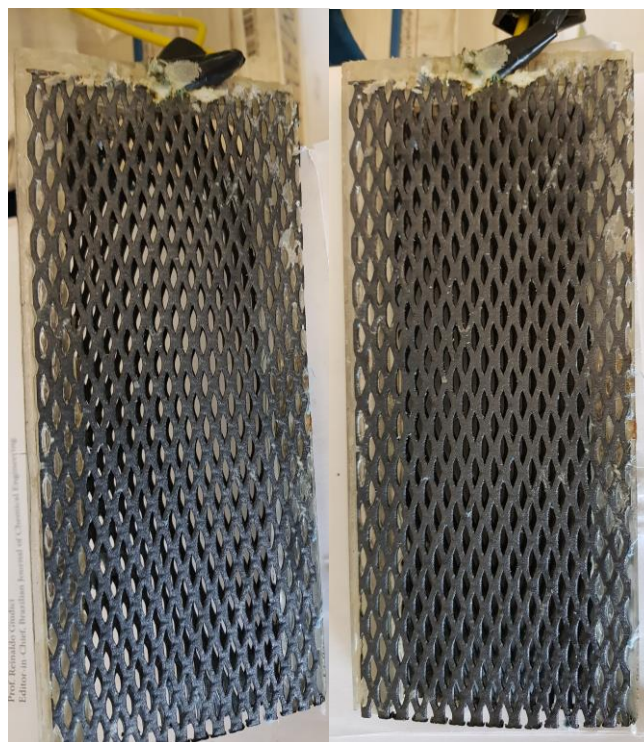


Figura 4.18 – Placas de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂, no reator para o processo de eletro-oxidação.

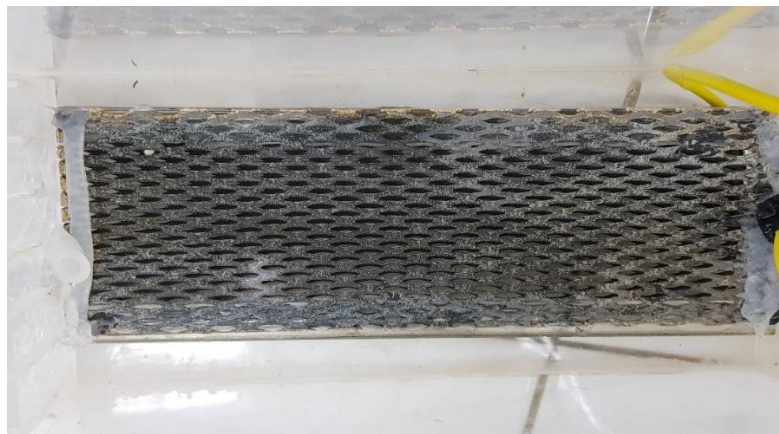


Figura 4.19 – Placa com os eletrodos de Ti/RuO_2 - Ti (ânodo – cátodo).



Figura 4.20 – Placa com os eletrodos de Ti/RuO_2 - Ti, no reator para o processo de eletro-oxidação.

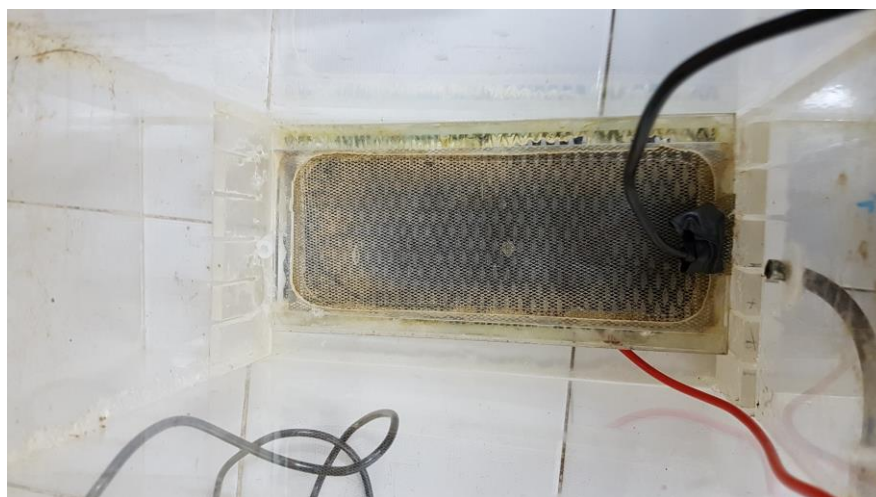


Figura 4.21 – Placa com os eletrodos de Ti/RuO₂ -Inox (ânodo – cátodo).



Figura 4.22 – Placa com os eletrodos de Ti/RuO₂ – Inox, no reator para o processo de eletro-oxidação.



Figura 4.23 – Ensaio típico de eletro-oxidação com uso dos reatores menores.



4.4.3 Reatores utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em único reator

Nesses ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator, foram utilizados os três reatores de 4,1 litros de volume útil, cada um com seus sete eletrodos de Al, ligados a uma fonte, assim como cada eletrodo de eletro-oxidação ligado a outra fonte. Abaixo dos eletrodos de Al foram instaladas as placas dos eletrodos não consumíveis conforme descrito na seção 4.4.2.

As Figuras 4.24 a 4.28 mostram os reatores em montagem para os ensaios, o sistema com os três reatores montados para início dos testes e em fim de ensaio.

Figura 4.24 – Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂).



Figura 4.25 – Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (Ti/RuO₂ – Inox).

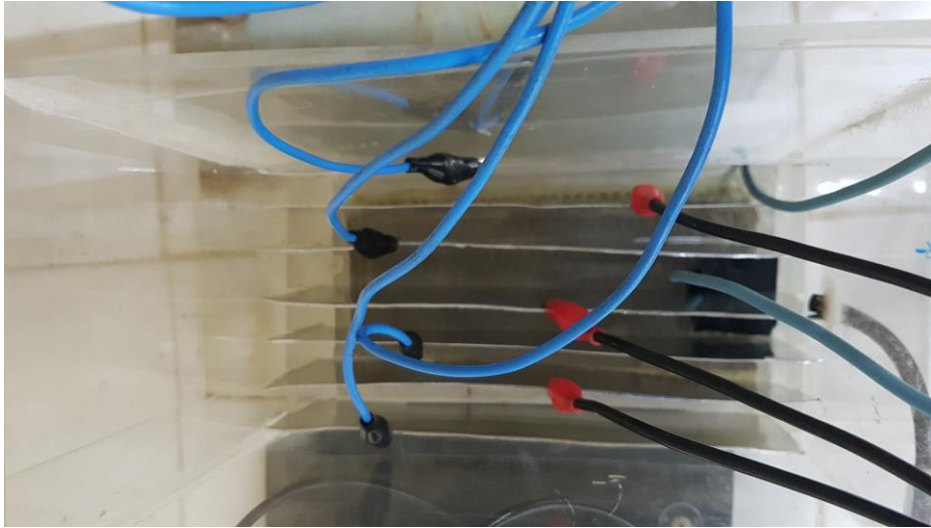


Figura 4.26 – Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (Ti/RuO₂ – Ti).



Figura 4.27 – Reator de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator.

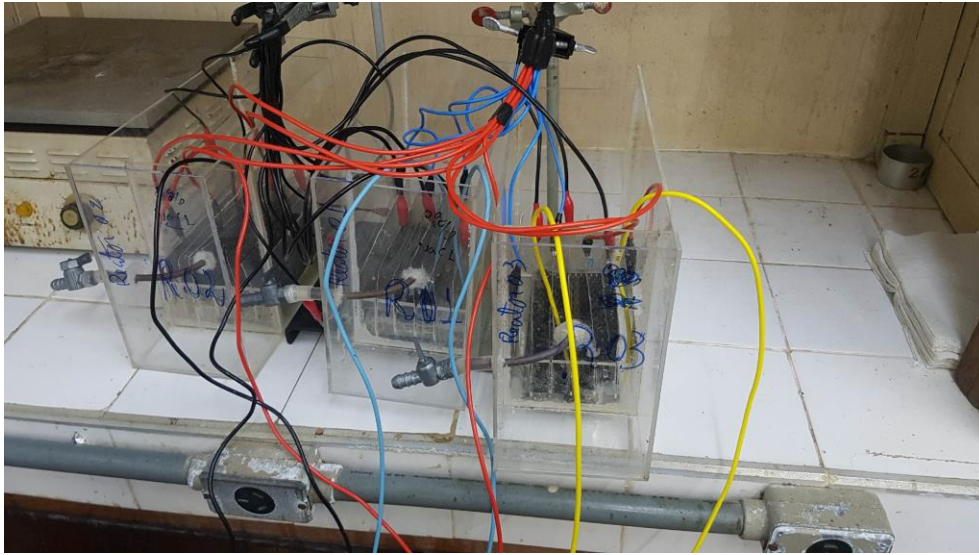


Figura 4.28 – Reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em um mesmo reator (fim do ensaio).



A dificuldade da aplicação dos processos conjugados em reator único, estava relacionada a maior emanação de gases e maior turbulência o que levou a uma pequena quebra de flocos, o que foi resolvido com a separação dos reatores e circulação entre eles, sendo um para o processo de eletrocoagulação-eletroflotação e o outro para eletro-oxidação. Em função do projeto dos reatores foi necessário um

aumento no volume de lixiviado total para 7 litros com uso de dois reatores, sendo um para cada processo.

4.4.4 Reatores utilizados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reatores separados

Como já comentado anteriormente, os reatores de menor dimensão foram utilizados para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reatores separados. Os ensaios com os reatores separados tiveram como objetivo minimizar a quebra de flocos. De fato, nos ensaios dos processos combinados em um mesmo reator, devido a maior geração de gases, ocorreu maior turbulência e agitação do meio reacional, com conseqüente pequena quebra de flocos, o que influenciou de forma negativa a eficiência do processo. Foi, portanto, proposta a separação dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, usando reatores diferentes para cada processo. No entanto, o emprego de dois reatores levou à necessidade de maior volume de lixiviado, além de uma recirculação com bomba de deslocamento positivo (Milton Roy modelo A751-393SI) entre os reatores. A vazão de recirculação entre os reatores foi de 6,7 litros por hora, de forma que a circulação total do volume ocorria em aproximadamente uma hora.

O problema de reintrodução da espuma ao efluente abaixo da espuma flotada, conforme reportado anteriormente, foi solucionado com a separação dos reatores. Em escala piloto e industrial, esse entrave não aconteceria em função da remoção contínua da espuma flotada. No entanto, um sistema piloto, com remoção mecânica da espuma, não estava disponível. Nesses ensaios foram utilizados dois reatores 4,1 litros de volume útil, com sete eletrodos de Al, ligados a uma fonte para alimentação do reator de eletrocoagulação-eletroflotação com as condições ótimas definidas anteriormente, (densidade de corrente de 30 A/m²). No outro reator, destinado à eletro-oxidação foram utilizadas as condições ótimas definidas anteriormente para esse processo. Foram usadas as placas dos eletrodos não consumíveis de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (área de 60,39 cm² e densidade de corrente de 165,5 a 496,5 A/m²) como ânodo e cátodo. A corrente e densidade de corrente, consideradas ótimas para a eletro-oxidação, foram de 2 A e 331 A/m², respectivamente, levantada nos ensaios anteriores.

Nas Figuras 4.29 e 4.30 é ilustrado o sistema utilizado para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reatores separados.

Figura 4.29 – Reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos com reatores separados

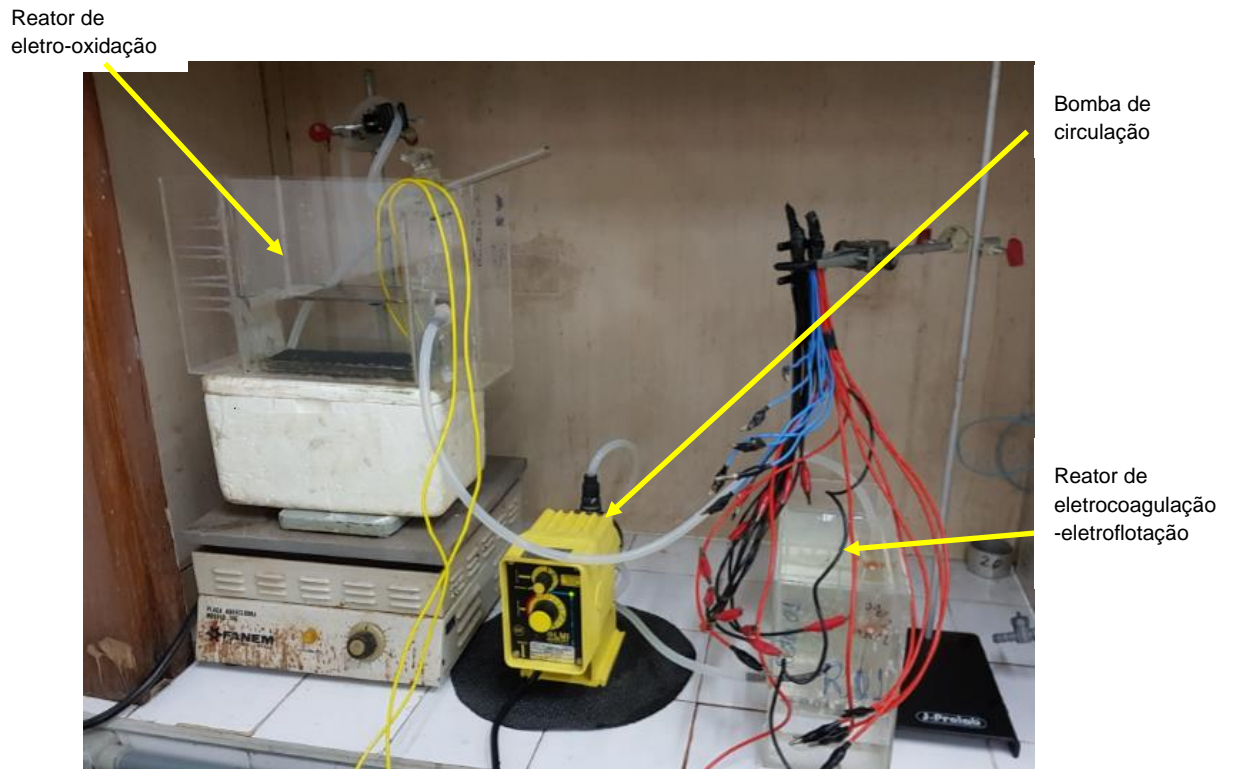


Figura 4.30 – Reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, com ensaios combinados e simultâneos (reatores separados).



4.4.5 Estratégias dos estudos e coleta das amostras nos ensaios em laboratório

Inicialmente planejou-se operar o reator por até 24 horas realizando a coleta dos efluentes tratados a cada hora para análise da DQO, pH, condutividade, turbidez e outros parâmetros, porém somente nos ensaios preliminares com 3 ampères essa estratégia foi utilizada. No reator era medida a corrente, tensão e temperatura do reator. Essa era a proposição inicial somente para a execução dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação. Nos ensaios subsequentes de eletrocoagulação-eletroflotação, com o aumento da densidade de corrente aplicada aos reatores, os tempos foram reduzidos. No caso do lixiviado do aterro BR/RJ 01, o tempo foi reduzido para 6 horas no máximo e no caso do lixiviado do aterro BR/RJ 02, em função desse efluente estar mais concentrado e com maior condutividade, os ensaios foram reduzidos para 2 horas. Nos ensaios de otimização energética com uso de 10 A/m² o tempo de reação chegou a 24 horas. Nos ensaios de otimização com uso de 30 A/m² chegou-se a tempos de reação de 8 horas, assim como nos ensaios de eletro-oxidação. Nos ensaios conjugados e simultâneos o tempo de reação variou de 8 a 15 horas, portanto alguns ensaios foram além de 8 horas, o que levou a necessidade de um acompanhamento contínuo, em alguns casos chegando ao início do dia seguinte. Algumas análises foram realizadas em quanto o experimento estava em funcionamento. As amostras eram levadas a câmara fria para que as análises complementares fossem realizadas no dia seguinte.

Foi estabelecido um cronograma de operação em relação ao volume útil dos reatores para que as coletas não causassem a redução acentuada no volume da batelada, interferindo nos resultados do processo. Todas as amostras foram coletadas e preservadas de acordo com os requisitos do “*Standard Methods of examination of water and wastewater*” (APHA *et al.*, 2012) e Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011).

A Figura 4.31 mostra o fluxograma típico dos ensaios com os reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação, para alcançar os objetivos propostos.

Figura 4.31 – Fluxograma típico dos ensaios nos reatores de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.

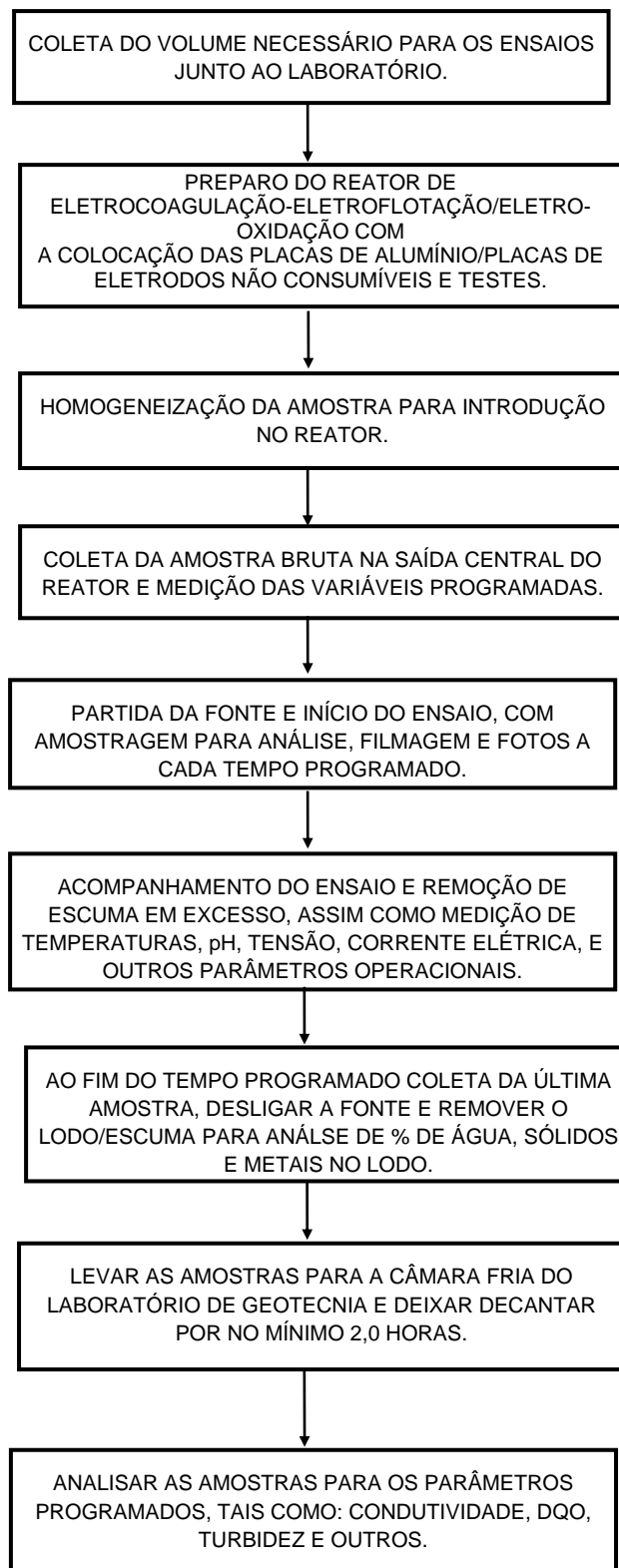


Tabela 4.2 – Dados e numeração relativa a cada ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação.

DADOS DE CADA ENSAIO DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO EXECUTADO	NÚMERO DO ENSAIO
PRIMEIRO ENSAIO PRELIMINAR ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 3,1 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 22,5 A/m ² e DQO INICIAL 2870 mg/L.	ENSAIO P 01
SEGUNDO ENSAIO PRELIMINAR ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 3,1 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 22,5 A/m ² e DQO INICIAL 2690 mg/L	ENSAIO P 02
PRIMEIRO ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 6,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 43,87 A/m ² e DQO INICIAL 2701,3 mg/L.	ENSAIO 01
SEGUNDO ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 6,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 43,87 A/m ² e DQO INICIAL 2986,4 mg/L.	ENSAIO 02
TERCEIRO ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 6,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 43,87 A/m ² e DQO INICIAL 2543,8 mg/L.	ENSAIO 03
QUARTO ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 9,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 65,81 A/m ² e DQO INICIAL 2493,3 mg/L.	ENSAIO 04
QUINTO ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 9,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 65,81 A/m ² e DQO INICIAL 2400,7 mg/L.	ENSAIO 05
PRIMEIRO (SEXTO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 02, CORRENTE DE 12,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 87,74 A/m ² e DQO INICIAL 6268,8 mg/L.	ENSAIO 06
SEGUNDO (SÉTIMO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 02, CORRENTE DE 12,0 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 87,74 A/m ² e DQO INICIAL 7091 mg/L.	ENSAIO 07
ENSAIO DE OTIMIZAÇÃO (OITAVO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 0,693 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 10,0 A/m ² e DQO INICIAL 4020,4 mg/L, REATOR R 1 COM ADIÇÃO DE 5 g/L DE NACL.	ENSAIO 08
ENSAIO DE OTIMIZAÇÃO (NONO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 0,693 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 10,0 A/m ² e DQO INICIAL 3687,2 mg/L, REATOR R 2 COM ADIÇÃO DE 1,0 g/L DE NACL.	ENSAIO 09
ENSAIO DE OTIMIZAÇÃO (DECIMO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 0,693 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 10,0 A/m ² e DQO INICIAL 3694,6 mg/L, REATOR R 3 SEM ADIÇÃO DE NACL.	ENSAIO 10
ENSAIO DE OTIMIZAÇÃO (DECIMO PRIMEIRO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 2,072 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 30,0 A/m ² e DQO INICIAL 2976,7 mg/L, REATOR R 1.	ENSAIO 11
ENSAIO DE OTIMIZAÇÃO (DECIMO SEGUNDO ENSAIO GERAL) ENSAIO ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE ALUMÍNIO, LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, CORRENTE DE 2,072 A, DENSIDADE DE CORRENTE DE 30,0 A/m ² e DQO INICIAL 3318,8 mg/L, REATOR R 2.	ENSAIO 12

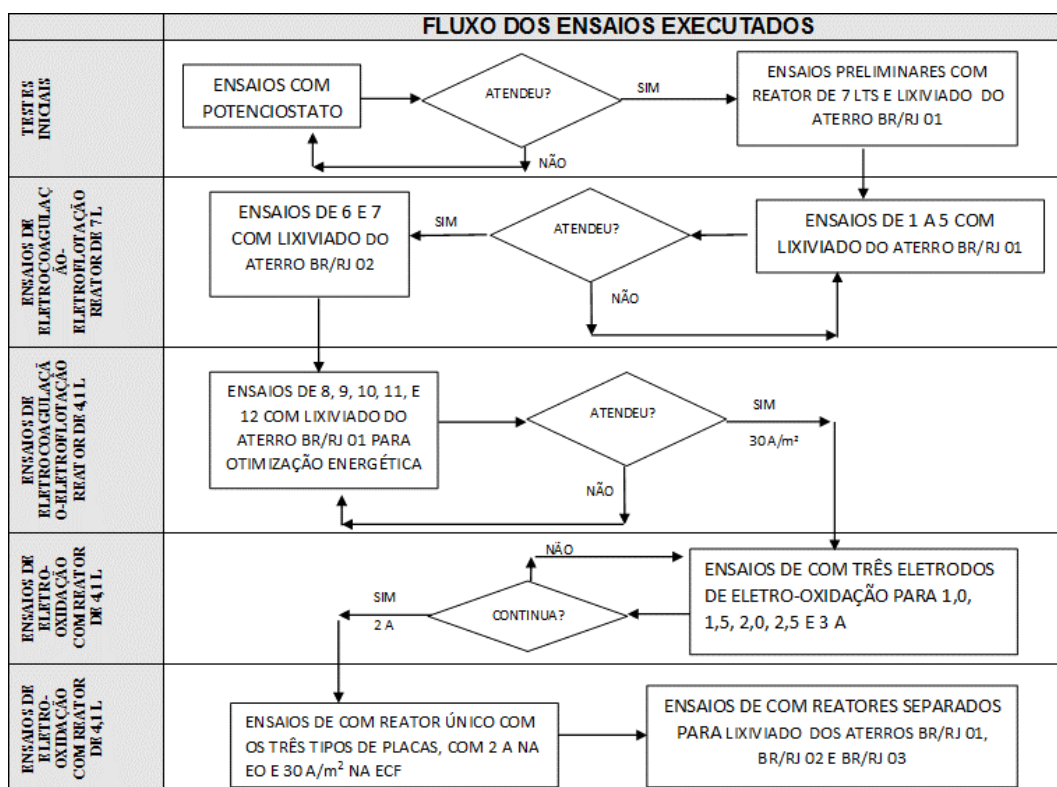
Tabela 4.3 – Dados e numeração relativa a cada ensaio de eletro-oxidação.

DADOS DE CADA ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO EXECUTADO	NÚMERO DO ENSAIO
PRIMEIRO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO TERCEIRO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -INOX, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 331 A/m ² e 2 A, DQO INICIAL 2934,6 mg/L, REATOR R 1.	ENSAIO 13
SEGUNDO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO QUARTO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 331 A/m ² e 2 A, DQO INICIAL 2111,8 mg/L, REATOR R 2.	ENSAIO 14
TERCEIRO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO QUINTO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂ , COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 331 A/m ² e 2 A, DQO INICIAL 1416,3 mg/L, REATOR R 3.	ENSAIO 15
QUARTO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO SEXTO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ - INOX, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 165,5 A/m ² e 1 A, DQO INICIAL 2318,0 mg/L, REATOR R 1.	ENSAIO 16
QUINTO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO SÉTIMO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 165,5 A/m ² e 1 A, DQO INICIAL 2087,1 mg/L, REATOR R 2	ENSAIO 17
SEXTO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO OITAVO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂ , COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 165,5 A/m ² e 1 A, DQO INICIAL 1682,9 mg/L, REATOR R 3.	ENSAIO 18
SÉTIMO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (DECIMO NONO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ - INOX, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 496,5 A/m ² e 3 A, DQO INICIAL 2386,6 mg/L, REATOR R 1.	ENSAIO 19
OITAVO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (VIGÉSIMO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 496,5 A/m ² e 3 A, DQO INICIAL 2386,6 mg/L, REATOR R 2.	ENSAIO 20
NONO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (VIGÉSIMO PRIMEIRO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂ , COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 496,5 A/m ² e 3 A, DQO INICIAL 816,6 mg/L, REATOR R 3.	ENSAIO 21
DECIMO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO ((VIGÉSIMO SEGUNDO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ - INOX, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 248,25 A/m ² e 1,5 A, DQO INICIAL 2386,6 mg/L, REATOR R 1.	ENSAIO 22
DECIMO PRIMEIRO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (VIGÉSIMO TERCEIRO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 248,25 A/m ² e 1,5 A, DQO INICIAL 915,0 mg/L, REATOR R2.	ENSAIO 23
DECIMO SEGUNDO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (VIGÉSIMO QUARTO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂ , COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 248,25 A/m ² e 1,5 A, DQO INICIAL 1344,6 mg/L, REATOR R 3	ENSAIO 24
DECIMO TERCEIRO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO ((VIGÉSIMO QUINTO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ - INOX, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 413,75 A/m ² e 2,5 A, DQO INICIAL 1340,4 mg/L, REATOR R 1.	ENSAIO 25
DECIMO QUARTO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (VIGÉSIMO SEXTO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 413,75 A/m ² e 2,5 A, DQO INICIAL 1313,3 mg/L, REATOR R 2.	ENSAIO 26
DECIMO QUINTO ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO (VIGÉSIMO SÉTIMO ENSAIO GERAL) COM ELETRODOS Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂ , COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01, DENSIDADE DE CORRENTE 413,75 A/m ² e 2,5 A, DQO INICIAL 1476,2 mg/L, REATOR R 3	ENSAIO 27

Tabela 4.4 – Dados e numeração relativos a cada ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reator único e reatores separados.

DADOS DE CADA ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO EXECUTADO	NÚMERO DO ENSAIO
PRIMEIRO ENSAIO EM REATOR ÚNICO (VIGÉSIMO OITAVO ENSAIO GERAL) DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE Al (DC = 30 A/m ²) E ELETRO-OXIDAÇÃO ELETRODOS Ti/RuO ₂ – INOX (2,0 A, DC = 331 A/m ²), CONJUNTOS E SIMULTÂNEOS, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01 R1.	ENSAIO 28
SEGUNDO ENSAIO EM REATOR ÚNICO (VIGÉSIMO NONO ENSAIO GERAL) DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE Al (DC = 30 A/m ²) E ELETRO-OXIDAÇÃO ELETRODOS Ti/RuO ₂ – Ti (2,0 A, DC = 331 A/m ²), CONJUNTOS E SIMULTÂNEOS, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01 R2.	ENSAIO 29
TERCEIRO ENSAIO EM REATOR ÚNICO (TRIGÉSIMO ENSAIO GERAL) DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE Al (DC = 30 A/m ²) E ELETRO-OXIDAÇÃO ELETRODOS Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2,0 A, DC = 331 A/m ²), CONJUNTOS E SIMULTÂNEOS, COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01 R3.	ENSAIO 30
PRIMEIRO ENSAIO EM REATORES SEPARADOS (TRIGÉSIMO PRIMEIRO ENSAIO GERAL) DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE Al (DC = 30 A/m ²) E ELETRO-OXIDAÇÃO: ELETRODOS Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2,0 A, DC =331 A/m ²), CONJUNTOS E SIMULTÂNEOS COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01.	ENSAIO 31
SEGUNDO ENSAIO EM REATORES SEPARADOS (TRIGÉSIMO SEGUNDO ENSAIO GERAL) DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE Al (DC = 30 A/m ²) E ELETRO-OXIDAÇÃO: ELETRODOS Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2,0 A, DC =331 A/m ²), CONJUNTOS E SIMULTÂNEOS COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 03.	ENSAIO 32
TERCEIRO ENSAIO EM REATORES SEPARADOS (TRIGÉSIMO TERCEIRO ENSAIO GERAL) DE ELETROCOAGULAÇÃO-ELETROFLOTAÇÃO: ELETRODO DE Al (DC = 30 A/m ²) E ELETRO-OXIDAÇÃO: ELETRODOS Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2,0 A, DC =331 A/m ²), CONJUNTOS E SIMULTÂNEOS COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 02.	ENSAIO 33

Figura 4.32 – Fluxo geral dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.



5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos lixiviados utilizados nos ensaios.

A caracterização do lixiviado do aterro BR/RJ 01, foi realizada de acordo com as recomendações do “*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*” 23ª edição (APHA *et al*, 2017). Todos os parâmetros foram analisados em triplicata. A tabela 5.1 mostra as faixas de valores dos parâmetros encontradas para o lixiviado do aterro BR/RJ 01.

Tabela 5.1 - Caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 01 e comparação com a atual legislação para descarte de lixiviado tratado no corpo receptor.

PARÂMETROS	VALOR	VALORES DE LEGISLAÇÃO	
		INEA NT202/CONAMA430	OBSERVAÇÃO
DQO (mg/L)	2780,0 a 3540,0	200/(1)	(1) NÃO DEFINE
DBO ₅ (mg/L)	1662,0 a 2117,0	85% ⁽²⁾ /60%	(2) EM FUNÇÃO DA CARGA
Nitrogênio amoniacal	824,0 a 922,0	5,0/20,0	-
Condutividade (µS/cm)	8300,0 a 12523,0	NE/NE	-
pH (-)	7,2 a 8,5	5,0 a 9,0/5,0 a 9,0	-
Alumínio (mg/L)	ND	3,0/(3)	(3) NÃO DEFINE
Cálcio (mg/L)	48,2 a 55,3	NE/NE	-
Bário (mg/L)	0,24 a 0,32	5,0/5,0	-
Cromo Total (mg/L)	0,45 a 0,56	0,5/(4)	(4) DEFINE CROMO TRIVALENTE SOMENTE
Cobre (mg/L)	0,04 a 0,067	0,5/1,0	-
Ferro solúvel (mg/L)	10,8 a 18,7	15,0/15,0	-
Potássio (mg/L)	763,6 a 842,0	NE/NE	-
Magnésio (mg/L)	80,9 a 95,4	NE/NE	-
Manganês (mg/L)	0,43 a 0,57	1,0/1,0	-
Sódio (mg/L)	913,0 a 1030,0	NE/NE	-
Cloreto (mg/L)	975,0 a 1050,0	NE/NE	-
Níquel (mg/L)	0,18 a 0,26	1,0/2,0	-
Zinco (mg/L)	0,08 a 0,12	1,0/5,0	-

Fonte: Dados dos ensaios de laboratório (ND = NÃO DETECTÁVEL; NE = NÃO ESPECIFICADO).

A caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 01, foi a mais detalhada, devido ao fato do mesmo ter sido utilizado na maioria dos ensaios, tendo fornecido os dados iniciais, como referência, na determinação da eficiência do tratamento, sendo importante para os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação. Os valores dos metais se mostraram muito abaixo da legislação vigente federal e estadual, como pode ser verificado na tabela 5.1. Isso, em geral, ocorre principalmente devido à geração de sulfetos nos processos anaeróbios dos aterros, gerando assim

precipitação de sulfetos de metais pesados e outros compostos. A relação DBO₅/DQO encontrada nesse estudo ficou próxima de 0,59, indicando que o lixiviado apresentava biodegradabilidade razoável, devido principalmente ao uso recente do aterro, que foi oficialmente encerrado em 2012. Certamente a formação de compostos húmicos já estava acontecendo com a estabilização dos resíduos dispostos. Contudo, houve novo descarte de resíduos recentemente no local, fazendo que a parcela biodegradável aumentasse, principalmente na época das amostragens que ocorreram em 2015 e 2016. Vale observar que o lixiviado tornou-se mais concentrado em função da estiagem.

A caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 02 foi realizada em 2015, sendo apresentada na tabela 5.2. O concentrado da nano filtração foi caracterizado, durante os ensaios, em termos da DQO, devido ao prévio conhecimento do lixiviado bruto e ao enfoque dado a esse parâmetro nos ensaios com concentrado em questão.

Tabela 5.2 - Caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 02 e comparação com a atual legislação para descarte de lixiviado tratado no corpo receptor.

PARÂMETROS	VALOR	VALORES DE LEGISLAÇÃO	
		INEA/CONAMA430	OBSERVAÇÃO
DQO (mg/L)	1715,0 a 2157,0	200/(1)	(1) NÃO DEFINE
DBO ₅ (mg/L)	356,0 a 445,0	85% ⁽²⁾ /60%	(2) EM FUNÇÃO DA CARGA
N-amoniacal (mg/L)	847,0 a 1371,0	5,0/20,0	-
Condutividade (µS/cm)	1680,0 a 1790,0	NE/NE	-
pH (-)	7,0 a 8,2	5,0 a 9,0/5,0 a 9,0	-
Cobre (mg/L)	0,01 a 0,015	0,5/1,0	-
Ferro solúvel (mg/L)	2,5 a 5,7	15,0/15,0	-
Cromo total (mg/L)	0,015 a 0,09	0,5/(4)	(4) DEFINE CROMO TRIVALENTE SOMENTE
Cloreto (mg/L)	2579,0 a 2990,0	NE/NE	-
Níquel (mg/L)	0,01 a 0,06	1,0/2,0	-
Zinco (mg/L)	0,30 a 0,35	1,0/5,0	-

Fonte: Dados dos ensaios de laboratório (NE = NÃO ESPECIFICADO).

A relação DBO₅/DQO encontrada nesse estudo ficou próxima de 0,21, indicando que o lixiviado apresentava baixa biodegradabilidade. As concentrações de metais, a exemplo do ocorrido para o lixiviado do aterro BR/RJ 02, também se mostraram abaixo do exigido pelas legislações estadual e nacional vigentes em função da precipitação de seus sulfetos. O concentrado da nano filtração mostrou grande concentração de compostos húmicos recalcitrantes.

O lixiviado concentrado da osmose inversa do aterro BR/RJ 03 foi caracterizado também no ano de 2015, sendo essa amostra usada como referência. Foram ainda realizadas análises da DQO, pH, turbidez e condutividade durante os ensaios executados com as amostras coletadas na lagoa de concentrado. Os dados obtidos a partir da caracterização, com a mesma metodologia anteriormente descrita, são mostrados na tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Caracterização do lixiviado bruto do aterro BR/RJ 03 e comparação com a atual legislação para descarte de lixiviado tratado no corpo receptor.

PARÂMETROS	VALOR	VALORES DE LEGISLAÇÃO	
		INEA/CONAMA430	OBSERVAÇÃO
DQO (mg/L)	11437,5	200/(1)	(1) NÃO DEFINE
DBO ₅ (mg/L)	7025,0	85% ⁽²⁾ /60%	(2) EM FUNÇÃO DA CARGA
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	784,84	5,0/20,0	-
pH (-)	5,88	5,0 a 9,0/5,0 a 9,0	-
Bário (mg/L)	0,557	5,0/5,0	-
Cromo Total (mg/L)	0,479	0,5/(4)	(4) DEFINE CROMO TRIVALENTE SOMENTE
Cobre (mg/L)	0,040	0,5/1,0	-
Ferro solúvel (mg/L)	20,31	15,0/15,0	-
Manganês (mg/L)	2,573	1,0/1,0	-
Níquel (mg/L)	0,471	1,0/2,0	-
Zinco (mg/L)	0,571	1,0/5,0	-

Fonte: Adaptado dos ensaios de laboratório e dados dos estudos da empresa operadora do aterro.

A relação DBO₅/DQO encontrada para esse lixiviado oriundo do aterro BR/RJ 03, ficou próxima de 0,61, indicando que o lixiviado apresentava biodegradabilidade razoável, mesmo mostrando extrema dificuldade de ser tratado eletroliticamente, como será discutido posteriormente, em função da osmose inversa concentrar os compostos húmicos, que são recalcitrantes e de difícil tratamento. O concentrado da osmose inversa mostra também grande concentração de compostos xenobióticos recalcitrantes. Os metais analisados também apresentaram valores abaixo do exigido pelas legislações estadual e federal vigentes.

5.2 Ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação

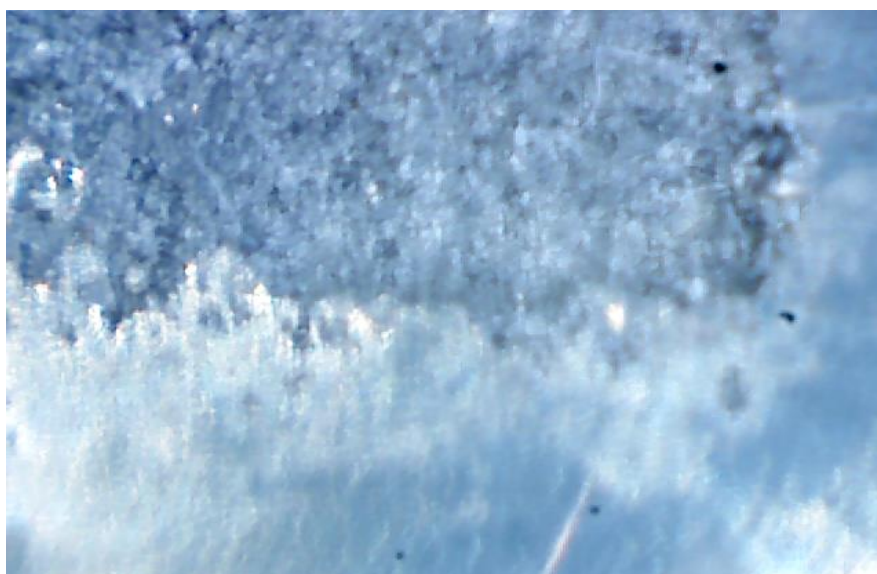
5.2.1 Ensaios Voltamétricos (uso do potenciostato)

Os ensaios preliminares foram realizados com o potenciostato de forma a se conhecer o comportamento do lixiviado frente ao eletrodo de alumínio. As condições dos ensaios com o potenciostato e o aparato utilizado foram anteriormente descritos na seção 4.3.

Nos primeiros ensaios, foi utilizado NaCl para avaliação do comportamento preliminar do conjunto eletrodos de Al – solução salina (concentração 0,1 mol/L) com o potenciostato, sendo em seguida realizados os ensaios com o potenciostato no conjunto eletrodos de Al – lixiviado, com o lixiviado coletado no aterro BR/RJ 01. Na Figura 5.1 está ilustrada a corrosão nas placas de alumínio usadas nos ensaios com NaCl. Os ensaios com o potenciostato foram inicialmente aplicados na placa de alumínio polido, de forma a se verificar a resposta às condições salinas equivalentes às encontradas em lixiviados.

A técnica de polarização potenciostática utiliza a aplicação de um determinado potencial e sua variação, com velocidade definida, na célula eletroquímica, de forma a avaliar o comportamento do sistema em resposta à variação da densidade de corrente, com o potencial aplicado. O objetivo desses ensaios foi avaliar a resposta do sistema face à variação da densidade de corrente, com o uso do sistema Al - solução aquosa de NaCl e o sistema Al - lixiviado, entendendo os efeitos corrosivos nos eletrodos, geração de gases e coagulação-floculação-flotação.

Figura 5.1 - Ataque corrosivo na placa de Al no ensaio com solução de NaCl 0,1 mol/L.



Nos primeiros ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com o lixiviado do aterro BR/RJ 01, na célula com eletrodos de Al, ocorreram variações bruscas devido à instabilidade da monitoração da variação da densidade de corrente com a tensão.

Os vales e picos encontrados foram atribuídos à formação de precipitado durante o processo de eletrocoagulação-eletroflotação em pequena escala, que alteram a passagem de corrente elétrica, com o aumento da densidade de corrente, em função da maior resistência gerada pela precipitação nos eletrodos.

Essa precipitação está relacionada com a alta concentração de sólidos em suspensão nos lixiviados coletados, assim como a formação dos coágulos de hidróxido de alumínio com as impurezas contidas no meio reacional, sendo essa precipitação ocorrida principalmente nos eletrodos. Esse comportamento, quanto à precipitação nos eletrodos na célula de ensaio, foi replicado em todos os ensaios nos reatores de maior volume. Esse comportamento é típico do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, não ocorrendo no processo de eletro-oxidação.

A Figura 5.2 mostra o aparato experimental no ensaio com o potenciostato, aplicado ao lixiviado do aterro BR/RJ 01, ilustrando a eletrocoagulação-eletroflotação em escala de laboratório. A parte esbranquiçada são os flocos formados no processo.

Figura 5.2 – Ensaio com potenciostato realizado com o lixiviado do aterro BR/RJ 01.



Já no ensaio antes descrito, na célula com o lixiviado, ocorreu uma intensa formação de espuma no meio reacional, com presença de flocos flotados, o que está intimamente ligado ao processo eletrolítico em questão. As Figuras 5.3 e 5.4 mostram o ataque corrosivo nas placas de alumínio nos ensaios com o lixiviado em questão.

Figura 5.3 - Ataque corrosivo na placa de Al no ensaio com lixiviado.

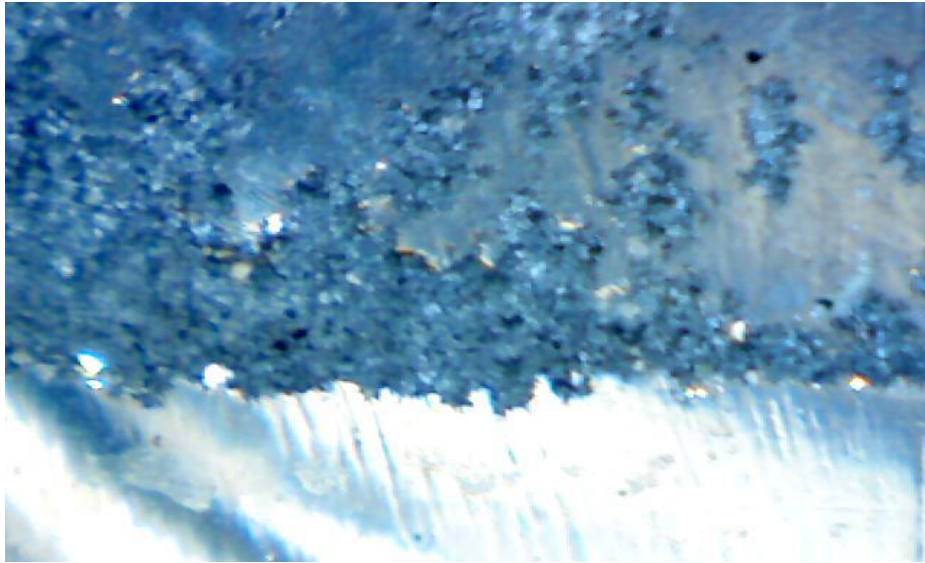
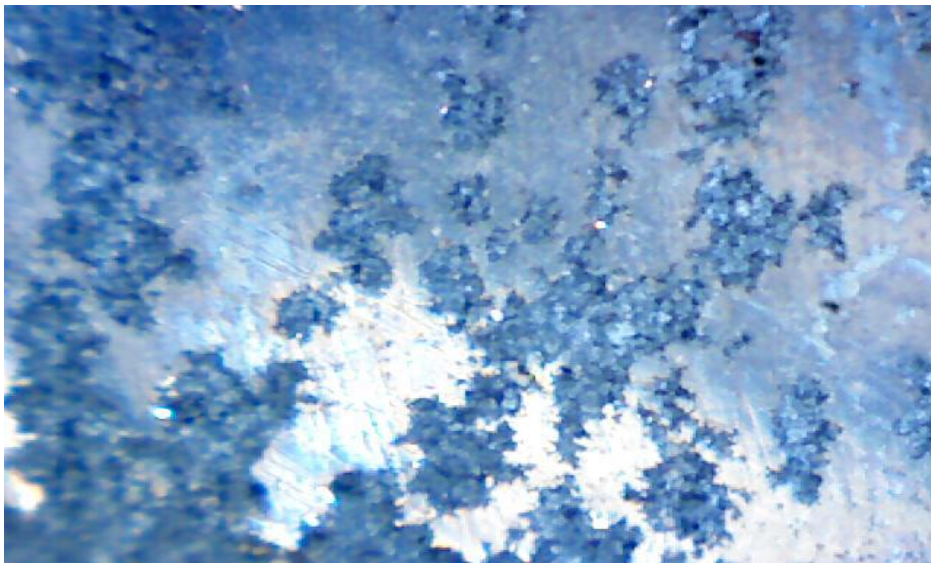


Figura 5.4 - Ataque corrosivo por “pitting”, na placa de Al no ensaio com lixiviado.



Os ensaios preliminares mostraram que o ataque corrosivo causado pelo lixiviado do aterro BR/RJ 01 foi por “*pitting*” e mais agressivo do que aquele observado nos ensaios com NaCl. Outro ponto importante foi a intensa formação de espuma, com a flotação dos coágulos formados, contendo sólidos do lixiviado. No ensaio com aumento na tensão de varredura do potenciostato (- 4 a 4 V), portanto com uma maior corrente elétrica e maior densidade de corrente, ocorreu uma intensa precipitação de hidróxidos com sólidos no ânodo de alumínio, o que impediu o prosseguimento do

processo reacional com o potenciostato, como pode ser verificado nos resultados mostrados na Figura 5.5.

Figura 5.5 - Imagens mostrando a precipitação nas placas dos eletrodos nos ensaios.



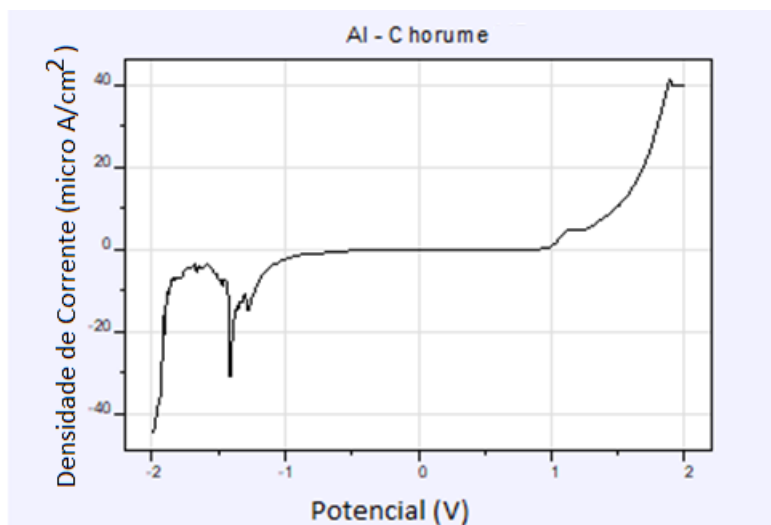
(a) Precipitação forte na placa com varredura de -4 a +4 V.



(b) Ausência de precipitação na placa com varredura de -2 a +2V.

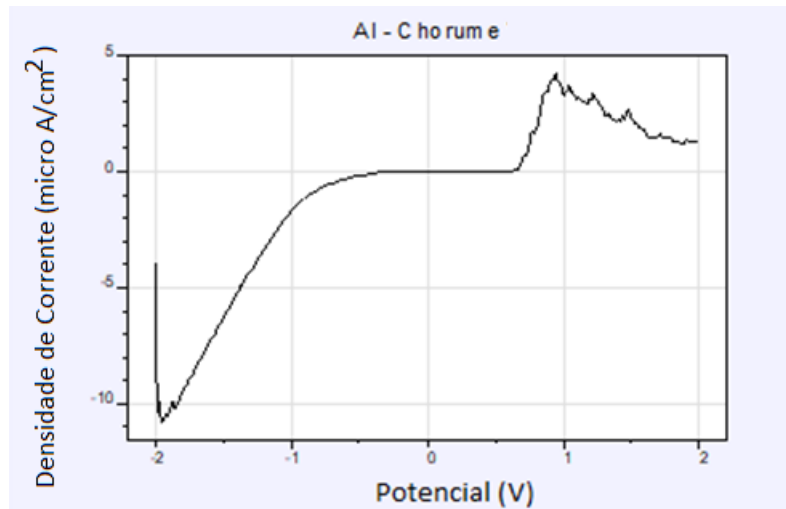
Depois do melhor entendimento sobre o processo de eletrocoagulação-eletroflotação aplicado a lixiviados, utilizando a célula eletrolítica e ensaios com o potenciostato, principalmente quanto à tensão de varredura/corrente elétrica (densidade de corrente) e suas influências na precipitação dos hidróxidos, assim como as dificuldades envolvidas devido à alta concentração de sólidos no lixiviado e intensa formação de coágulos, foram obtidos os dados utilizando o alumínio como ânodo e cátodo mostradas nas Figuras 5.6 e 5.7.

Figura 5.6 – Curva dos estudos preliminares com lixiviado em varredura de -2 a +2 V com o Al como cátodo.



Fonte: Adaptado dos dados obtidos com o programa IVIUM (curva de polarização potenciostática).

Figura 5.7 – Curva dos estudos preliminares com lixiviado em varredura de -2 a +2 V com o Al como ânodo.



Fonte: Adaptado dos dados obtidos com o programa IVIUM (curva de polarização potencioestática).

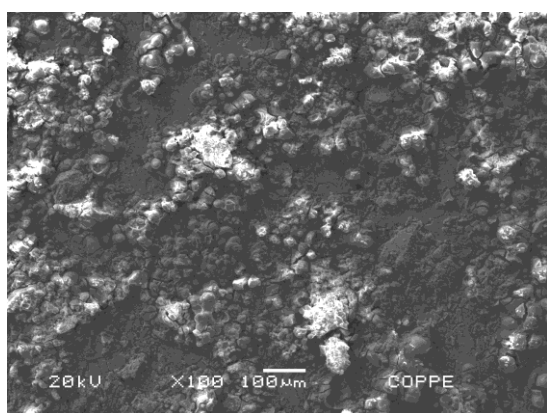
Considerando-se os estudos preliminares com o potenciostato e as células Al - lixiviado, chegou-se à conclusão que densidades de corrente acima de 40 A/m² (informação obtida durante os ensaios com o potenciostato e verificação da formação de precipitados nos eletrodos) podem gerar intensa precipitação de hidróxidos nos eletrodos, levando à alguma dificuldade na continuidade do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, devido à maior resistividade do precipitado formado e fixado ao ânodo, porém ainda sendo viável o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, mesmo com o aumento das resistências, devido a alterações no meio reacional e aos depósitos nos eletrodos.

Concluiu-se ainda que densidades de corrente acima de 350 A/m² inviabilizam completamente o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, devido à precipitação muito intensa dos hidróxidos no ânodo, gerando uma alta resistividade e impedindo a evolução do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, assim como possível geração de entupimentos junto aos eletrodos, caso seja utilizado pequeno espaçamento, "gap", entre os mesmos. Nos ensaios com o potenciostato, utilizando os eletrodos de Al e lixiviado, foi possível avaliar o estado dos eletrodos, com uso de microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por dispersão de energia (MEV - EDS). Esse equipamento foi utilizado nesse caso para avaliar os precipitados formados nos eletrodos e quais os elementos químicos do meio reacional ficaram aderidos aos eletrodos. As Figuras 5.8 a 5.12 mostram os resultados observados por

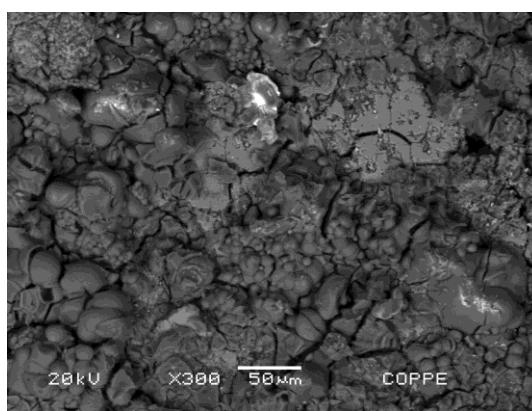
meio de MEV - EDS para avaliação da precipitação nos eletrodos, em grande parte oriunda dos hidróxidos de alumínio, com alguns casos de carbono no cátodo/ânodo, o que leva a se pensar em altas condições de precipitação de carbonatos nos mesmos.

A avaliação dos precipitados nos eletrodos do sistema também permitiu observar cristais durante o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, assim como metais tais como cobre, ferro e níquel, além do alumínio. O cloreto também é uma constante o que mostra o ataque típico desse íon aos eletrodos em meio aquoso.

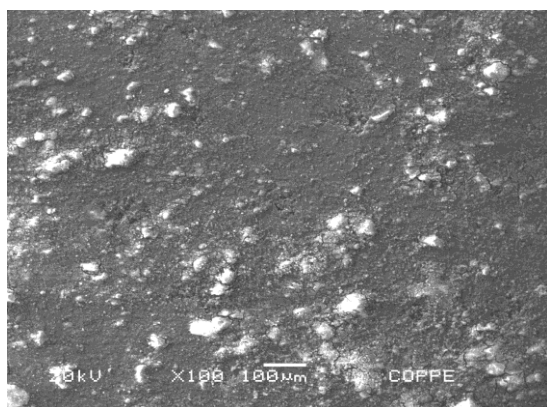
Figura 5.8 – Superfície do ânodo e cátodo de Al ampliada pelo MEV.



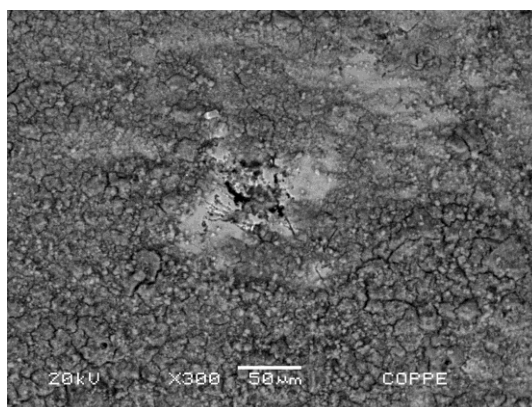
(a) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).



(b) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 300X).

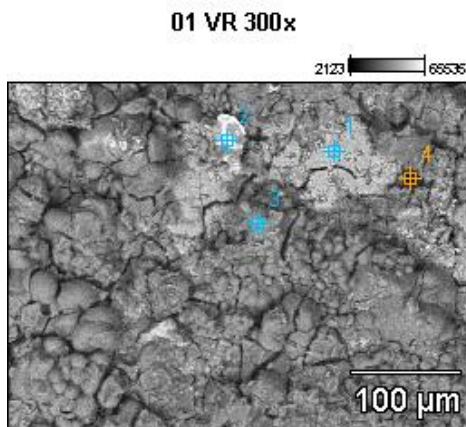


(c) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).



(d) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 300X).

Figura 5.9 - Imagem do ânodo, com escolha das superfícies a serem avaliadas (EDS).

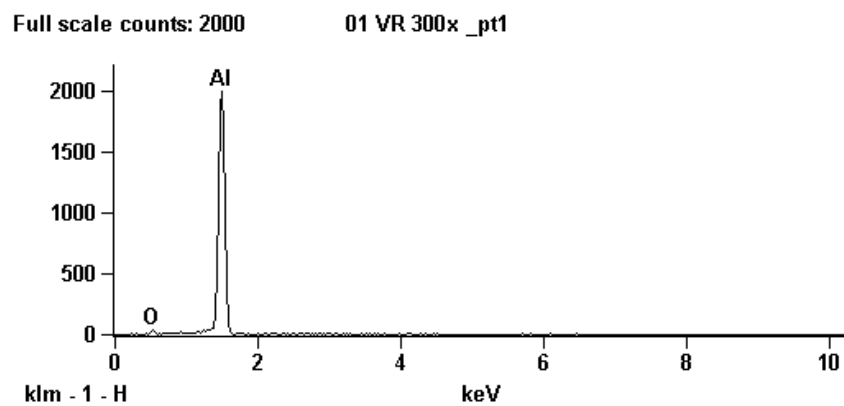


Nome da imagem: 01 VR 300x

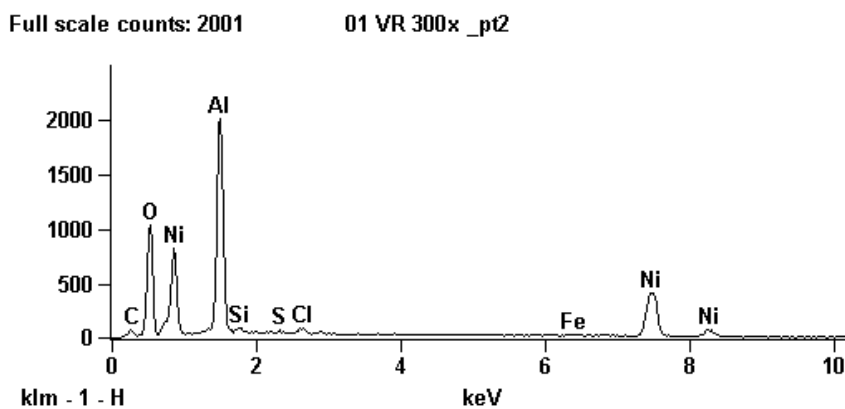
Tensão de aceleração: 20.0 kV

Ampliação: 300 X

Figura 5.10 - Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do teste com potenciostato.

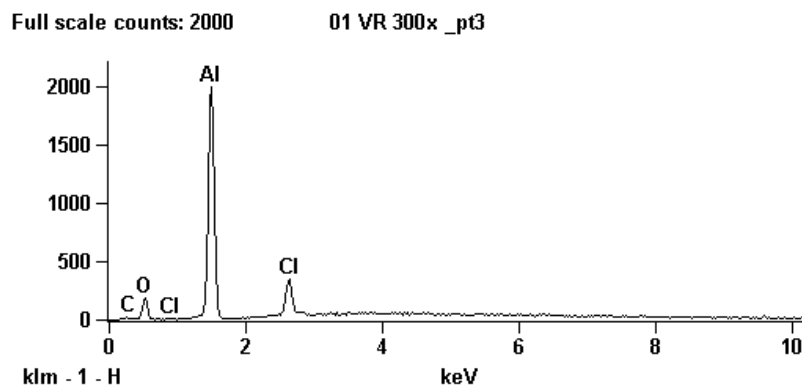


(a) Informação sobre os átomos no ânodo (EDS) ponto 1.

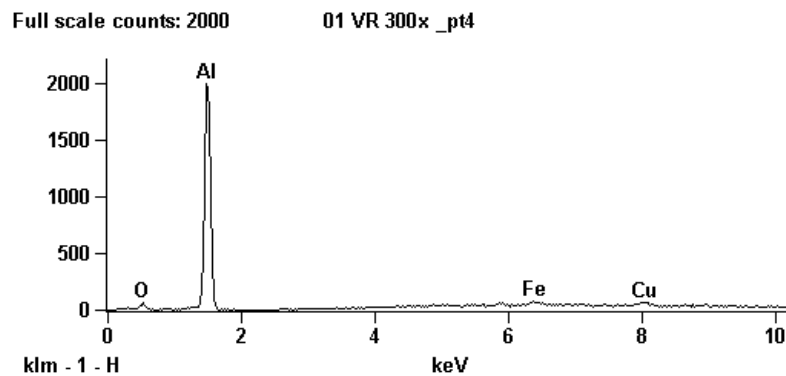


(b) Informação sobre os átomos no ânodo (EDS) ponto 2.

Figura 5.11 - Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do teste com potenciostato.

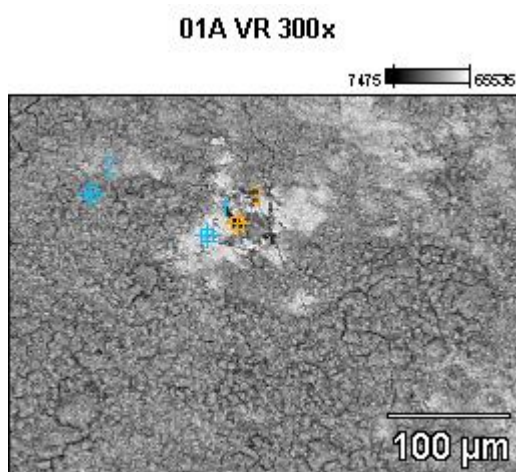


(c) Informação sobre os átomos no ânodo (EDS) ponto 3.



(d) Informação sobre os átomos no ânodo (EDS) ponto 4.

Figura 5.12 - Imagem do cátodo, com escolha das partes a serem avaliadas (EDS).

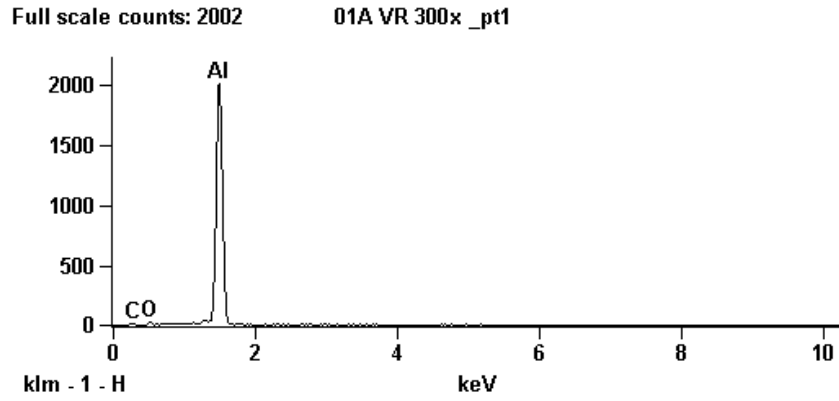


Nome da imagem: 01A VR 300x

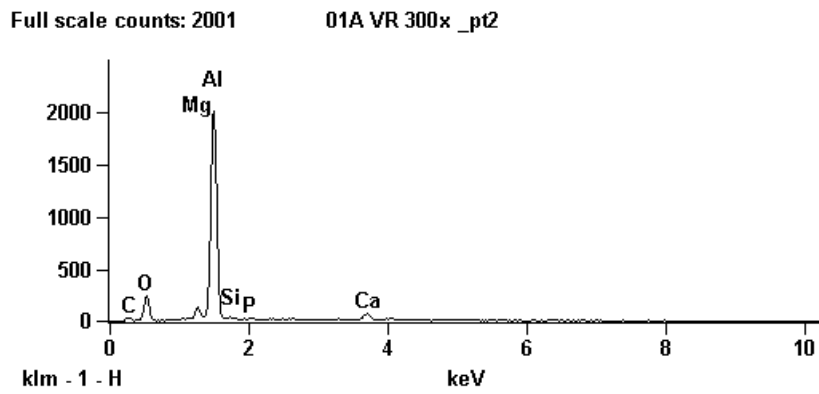
Tensão de aceleração: 20.0 kV

Aumento: 300 X

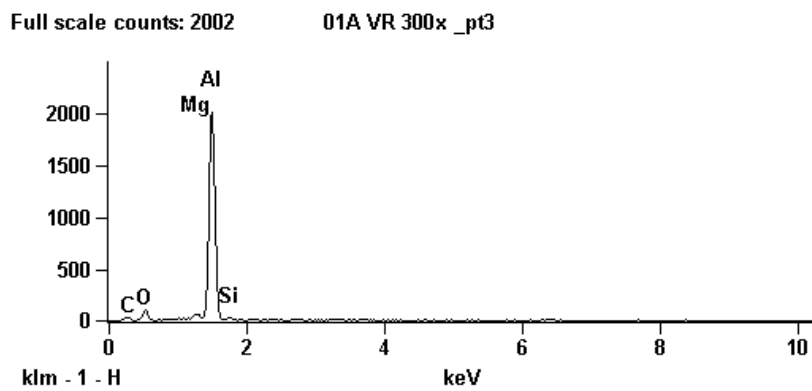
Figura 5.13 - Compostos característicos do processo no cátodo de alumínio (EDS) no fim do teste com potenciostato.



(a) informação sobre os átomos no cátodo (EDS) ponto 1.



(b) informação sobre os átomos no cátodo (EDS) ponto 2.

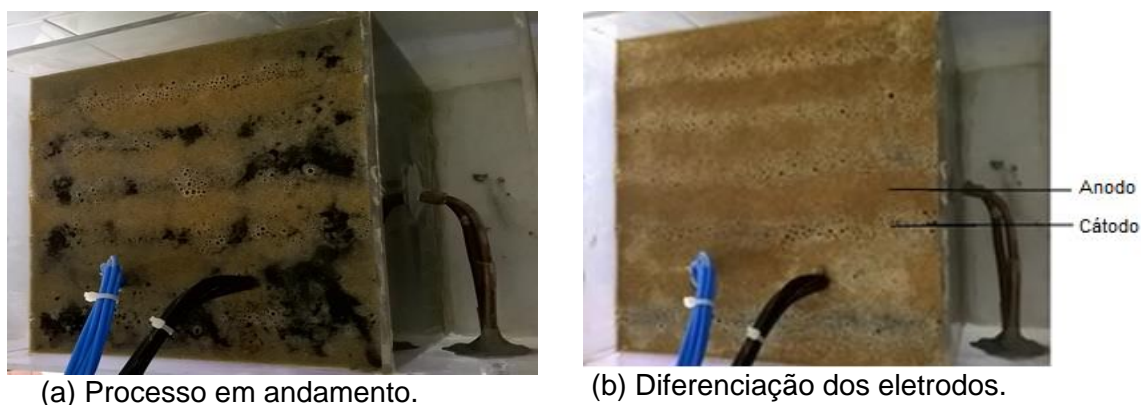


(c) informação sobre os átomos no cátodo (EDS) ponto 3.

5.2.2 Resultados dos ensaios preliminares do processo de eletrocoagulação-eletroflotação aplicados ao lixiviado BR/RJ 01, com eletrodos de Al e densidade de corrente de 22,5 A/m² (ENSAIOS P 01 e P 02).

Os ensaios preliminares foram executados com uma fonte de corrente contínua de 3,0 ampères e densidade de corrente de 22,5 A/m². Durante o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, ocorreu a liberação do agente coagulante das placas do eletrodo não inerte, nesse caso os ânodos de Al, e conseqüentemente ocorreu a coagulação do material em suspensão e parte do material dissolvido. Iniciando-se os ensaios preliminares, já se observou a formação de coágulos/flocos, sendo possível distinguir claramente as camadas de material flotado sobre as placas do ânodo (+), devido à formação do coagulante/floculante hidróxido de alumínio e as bolhas de gás hidrogênio sobre as placas do cátodo (-), conforme mostrado na Figura 5.14.

Figura 5.14 – Processo de eletrocoagulação-eletroflotação no primeiro ensaio preliminar.



Durante a primeira hora desse ensaio inicial, já ocorreu uma flotação significativa de material, ficando clara a área de atuação do ânodo e cátodo no processo, como ilustrado na figura 5.14 b, sendo que nessa figura o local onde não há uma coluna de gases é especificamente o ânodo e o local onde aparece uma coluna de gases é o cátodo.

A Figura 5.15 ilustra o início do processo até as sete horas de ensaio. Pode-se observar a clarificação do lixiviado, sendo percebida visualmente.

Figura 5.15 – Ciclo do processo do início do processo até as sete horas de ensaio.



(a) Início de ensaio com lixiviado.



(b) Uma hora de ensaio.



(c) Duas horas de ensaio.



(d) Três horas de ensaio.



(e) Quatro horas de ensaio.



(f) Cinco horas de ensaio.



(g) Seis horas de ensaio.



(h) Sete horas de ensaio.

Após 12 h de ensaio, observou-se uma quantidade significativa de precipitado sedimentado no fundo do reator e uma grande viscosidade do fluido do reator, devido à grande quantidade de hidróxido gerada no meio reacional, porém não flotada. Após 18 horas, o ensaio foi interrompido, pois, a geração de hidróxidos tornou inviável a continuação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada em função da alta viscosidade do meio, da grande quantidade de precipitado gerada e da menor formação de bolhas de gás. Em escala real esses problemas são minimizados, pois a espuma flotada é removida e o lodo sedimentado pode ser removido por “*air lift*”, por exemplo.

A Figura 5.16 mostra as condições do reator de eletrocoagulação-eletroflotação com 12 e 18 horas de ensaio, respectivamente. A partir de 12 horas, o ensaio ficou inviabilizado, como antes comentado, sendo considerado como válidas as primeiras doze horas de experimento. Nos ensaios preliminares de eletrocoagulação-eletroflotação, com eletrodos de alumínio, verificou-se que com aplicação da densidade de corrente de $22,5 \text{ A/m}^2$, o tempo de reação do meio reacional ficou limitado a menos de 12 h em função da alta viscosidade do meio e baixa reatividade. De fato, o ganho de eficiência de seis para doze horas foi desprezível.

A tabela 5.4 mostras os dados do primeiro ensaio preliminar.

Figura 5.16 – Condições do reator de eletrocoagulação-eletroflotação com 12 e 18 horas.



(a) Décima segunda hora de ensaio.



(b) Décima oitava hora de ensaio.

Tabela 5.4 - Dados relativos ao ensaio preliminar realizado (ENSAIO P 01).

Tempo (h)	DQO (mg/L)	Condutividade (mS/cm)	pH (-)	Tensão (V)	Densidade de corrente (A/m ²)	Eficiência de remoção da DQO (%)
0,0	2780	8,3	8,5	2,30	22,5	-
1,0	2433	8,2	9,5	1,76	22,5	12,5
2,0	1977	8,0	9,5	1,77	22,5	28,9
3,0	1583	7,8	9,7	1,86	22,5	43,0
4,0	1650	7,7	9,7	1,94	22,5	40,6
5,0	1420	7,5	9,7	2,02	22,5	48,9
6,0	1357	7,3	9,8	2,05	22,5	51,2
12,0	1330	6,0	10,1	2,13	22,5	52,0

A Figura 5.17 ilustra os levantamentos nessa primeira fase e seguintes, com a coleta das amostras durante o processo.

Figura 5.17 – Coleta das amostras durante o processo eletrocoagulação-eletroflotação.



(a) Frascos dos ensaios a cada hora.



(b) Análise dos ensaios a cada hora.



(c) Ensaio em funcionamento.



(d) Coleta da amostras nos testes.

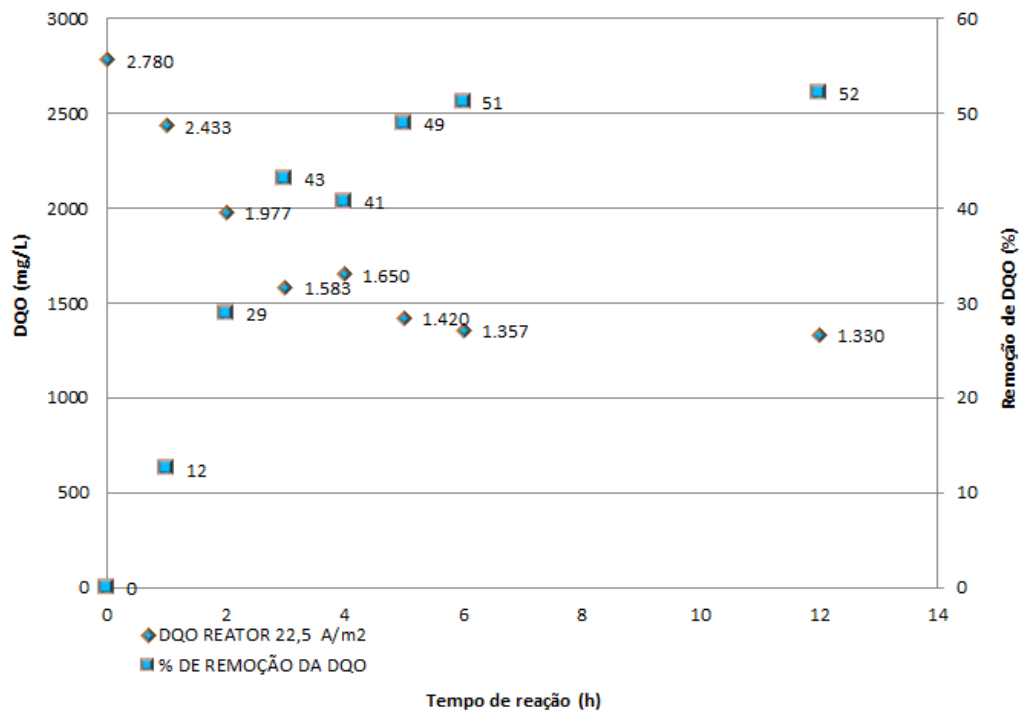
Nesse ensaio preliminar, verificou-se que com a densidade de corrente de 22,5 A/m², a eficiência do processo de eletrocoagulação-eletroflotação após 6 h de ensaio se manteve praticamente constante. A pequena variação da condutividade ocorreu em função da remoção dos coágulos de hidróxidos formados com a remoção de hidróxidos de metais e outros poluentes, assim como alguns sais dissolvidos, como pode ser verificado na análise da espuma flotada, informada na Tabela 5.5. A tensão mostrou pouca variação, sendo essa variação relacionada às alterações nas resistências do meio reacional e outras resistências envolvidas no processo, tais como aquelas devido a precipitados, passivação etc. O pH aumentou principalmente devido à formação dos hidróxidos. A partir desses dados, foi elaborado o gráfico ilustrado na Figura 5.18.

Tabela 5.5 - Especificação da espuma flotada e lodo decantado (ENSAIO P 01).

Poluente	Lixiviado bruto (mg/L)	Escuma flotada (mg/L)	Lodo decantado (mg/L)
Al	N.D.	1.429	15.300
Ca	48,2	6,3	N.D.
K	764,0	795,0	1.474,0
Mg	81,0	34,4	173,0
Mn	0,40	0,80	7,0
Na	913,0	956,0	1.720,0
Ni	0,20	0,20	1,7
Zn	0,10	0,70	6,2
Cr total	0,60	0,60	6,8
Fe solúvel	10,8	9,20	119,0

N.D. = Não detectável.

Figura 5.18 – Variação da DQO e eficiência de remoção no primeiro ensaio preliminar (ENSAIO P 01).

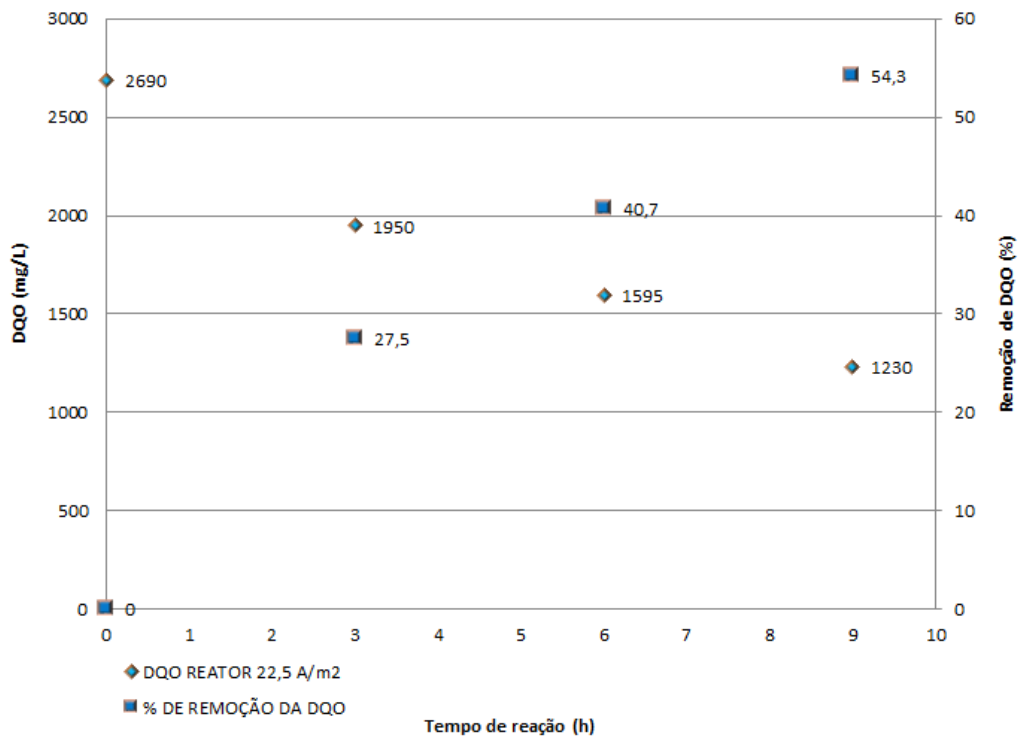


Nesse ensaio o aumento da temperatura do meio reacional em 3,5°C e a formação de hidróxidos não influenciou os resultados da remoção da DQO como pode ser verificado no gráfico da Figura 5.18 anterior. A remoção da DQO com o tempo foi de aproximadamente de 8,70 gramas da DQO em 12 horas, sendo o consumo de energia de 4,59 Wh/g DQO e 6,70 KWh/m³ efluente. A eficiência máxima de remoção da DQO foi de 52%, sendo um dado reportado em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014).

Foi realizado ainda um segundo ensaio preliminar com densidade de corrente de 22,5 A/m² para confirmação dos resultados em relação à remoção da DQO, mas considerando o intervalo de tempo até 9 horas de ensaio para avaliar e confirmar os dados obtidos no primeiro ensaio.

A Figura 5.19 ilustra os valores encontrados nesse segundo ensaio com densidade de corrente de 22,5 A/m².

Figura 5.19 – Variação da DQO e eficiência de remoção no segundo ensaio preliminar (ENSAIO P 02).



Nesse ensaio o aumento da temperatura do meio reacional foi de 4,0°C e a formação de hidróxidos também não influenciou os resultados da remoção da DQO como pode ser verificado no gráfico da Figura 5.19 anterior. A remoção da DQO com o tempo foi de aproximadamente de 8,76 gramas da DQO em 9 horas, sendo o consumo de energia de 3,44 Wh/g DQO e 5,02 KWh/m³ efluente. A eficiência máxima foi de 54%, sendo também um dado reportado em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014).

Após os ensaios preliminares de eletrocoagulação-eletroflotação com o uso dos eletrodos de alumínio, verificou-se deposição de material na superfície das placas de alumínio do ânodo, principalmente devido à liberação de íons Al³⁺ nesses eletrodos. Os íons liberados, em geral, são hidratados quando formados em meio aquoso, gerando os hidróxidos de alumínio que coagulam e formam flocos, aglutinando os poluentes em suspensão e parte do material aderido na superfície da placa até atingirem tamanho para que sejam flotados e carregados pelo gás.

Foi constatado ainda um leve escurecimento na superfície das placas dos cátodos, possivelmente devido à formação de aluminatos sobre as mesmas, indicando uma

possível passivação. Mesmo durante os ensaios preliminares, porém, não foi interrompida a formação dos flocos e a geração de bolhas de gás se manteve, sendo nessa etapa final com menor quantidade de bolhas. A Figura 5.20 mostra, a olho nu, o estado dos eletrodos após os ensaios.

Figura 5.20 - Estado dos eletrodos após os ensaios.



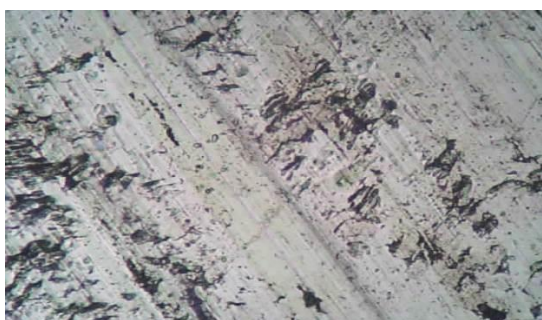
(a) Ânodo após os ensaios.



(b) Cátodo após os ensaios.

Para avaliação da superfície das placas de alumínio do ânodo antes e depois do processo eletrolítico, utilizou-se o microscópio óptico, avaliando assim a degradação ocorrida no ânodo. A Figura 5.21 mostra a placa de alumínio do ânodo antes do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, estando as ranhuras apresentadas no metal, relacionadas com o processo de polimento das placas. A Figura 5.21 mostra ainda o desgaste da placa do ânodo após os ensaios, devido à liberação de Al^{3+} .

Figura 5.21 - Placa de alumínio do ânodo antes e depois do processo de eletrocoagulação-eletroflotação.



(a) Superfície do ânodo de alumínio antes do ensaio - (400 X).

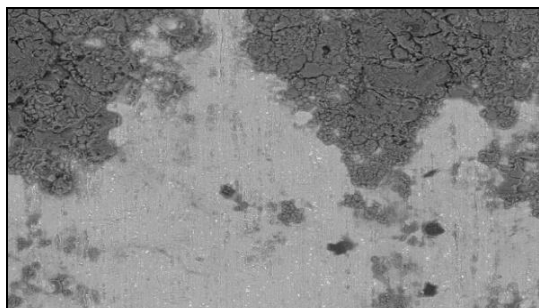


(b) Superfície do ânodo de alumínio depois do ensaio - (400 X).

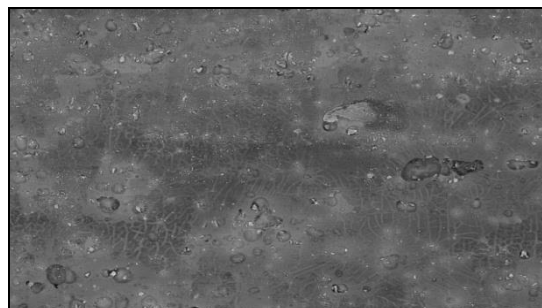
A Figura 5.22 mostra a deposição de material coagulado no ânodo após nove horas de eletrocoagulação-eletroflotação e detalha o escurecimento do cátodo ocorrido após

esse mesmo período de tempo, ambas obtidas por meio de microscopia eletrônica de varredura.

Figura 5.22 - Mostra a superfície do ânodo e cátodo após nove horas de eletrocoagulação-eletroflotação.



(a) Superfície no ânodo de Al após o ensaio - (MEV 200 X).



(b) Superfície do cátodo do Al após o ensaio - (MEV 200 X).

Estudos de curvas de polarização anódica do eletrodo de alumínio, indicam a possibilidade de passivação do cátodo de alumínio, caso a região próxima ao eletrodo contenha excesso de íons OH^- , fazendo com que a superfície seja atacada por esses ânions, promovendo a formação de filme passivo (CRESPILHO e REZENDE, 2004) conforme mostrado nas reações a seguir.



O escurecimento do cátodo pode ser atribuído à passivação em razão do pH alcalino conforme as reações (Eq. 5.1) e (Eq. 5.2), com a formação de aluminato.

Os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação foram encerrados nessa etapa preliminar e iniciados os ensaios com variação da densidade de corrente (principalmente com maior corrente elétrica), utilizando o lixiviado do aterro BR/RJ 01 e dessa forma avaliando o impacto dessa variável no processo de eletrocoagulação-eletroflotação. Foram também realizados ensaios com o lixiviado concentrado do aterro BR/RJ 02.

5.2.3 Ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com variação da densidade de corrente.

Após os ensaios preliminares com o lixiviado do aterro BR/RJ 01, foi realizada mais amostragens, em época de seca, para dar continuidade aos ensaios de tratamento do lixiviado por processo de eletrocoagulação-eletroflotação com eletrodo de alumínio em reator de bancada em batelada. Nos ensaios preliminares, foi utilizada corrente elétrica de 3,0 ampères. Nesses ensaios sequenciais, foram testadas as correntes elétricas de 6,0 e 9,0 ampères, equivalendo aproximadamente a densidades de corrente com o dobro e o tripulo da densidade de corrente inicial. O objetivo desses ensaios foi avaliar o comportamento de um mesmo lixiviado frente a variações na densidade de corrente e tempo de reação, tendo como expectativa a obtenção de maior eficiência com uso de maiores densidades de corrente, porém avaliando o efeito da maior densidade de corrente sobre a temperatura do meio reacional. A seguir são mostrados os resultados dos estudos dessa segunda etapa.

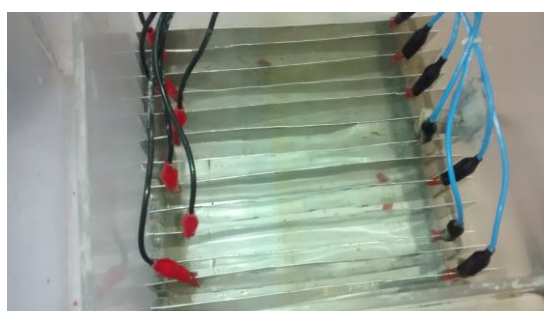
5.2.3.1 Primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 6,0 ampères e densidade de corrente de 43,87 A/m² (ENSAIO 01).

As Figuras 5.23 e 5.24 ilustram o primeiro ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado em questão, com corrente elétrica de 6,0 A e densidade de corrente 43,87 A/m².

Figura 5.23 – Ilustração da conexão no eletrodo de Al e as conexões completas no reator do ENSAIO 01.



(a) Eletrodo e conexão.



(b) Reator antes do ensaios.

Figura 5.24 – Ilustração do primeiro ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação.



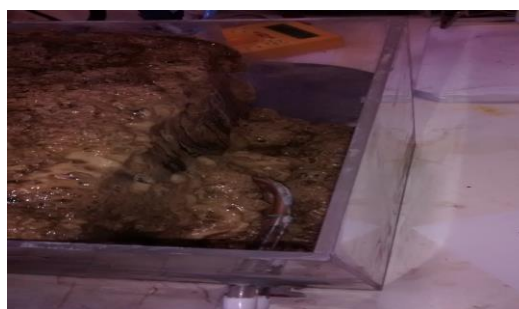
(a) Reator no início do ensaio.



(b) Reator com 1,0 h de ensaio.



(c) Reator com 2,0 h de ensaio.



(c) Reator com 2,0 h de ensaio - lado.



(d) Reator com 3,0 h de ensaio.



(d) Reator com 3,0 h de ensaio - lado.



(e) Reator com 5,0 h de ensaio.



(e) Reator com 5,0 h de ensaio – lado.

A Tabela 5.6 mostra o resumo dos dados levantados nos estudos de tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 6,0 ampères de corrente e densidade de corrente de 43,87 A/m².

Tabela 5.6 - Dados do primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 01).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	6,08	4,4	26,2	19,0	7,8	2701,3	0,00	7,83	8,07		
1,0	6,08	3,3	26,2	21,2	6,3	2087,3	22,73	0,46	8,55		
2,0	6,08	3,4	26,2	22,5	7,3	1576,9	41,62	3,00	8,81		
3,0	6,08	3,4	27,0	23,0	7,2	1353,6	49,89	13,26	8,97		
4,0	6,08	3,4	27,2	29,0	7,0	1130,3	58,15	16,64	9,10		
5,0	6,08	3,4	28,0	29,0	6,8	1226,0	54,61	21,24	9,22	6,2188	5,8302

Nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação em questão com densidade de corrente 43,87 A/m², maior portanto que a aplicada aos ensaios preliminares, foi verificada uma redução no tempo de reação de 9,0 horas para 4,0 a 5,0 horas, para uma eficiência de remoção da DQO similar, sendo essa redução importante, devido ao impacto nas dimensões do tanque de eletrocoagulação-eletroflotação em escala real, mesmo com um maior consumo energético e ainda por oferecer uma maior remoção da DQO com o tempo, com remoção de aproximadamente de 8,85 gramas da DQO em 5 horas. O consumo de energia de 11,68 Wh/g DQO e 17,23 KWh/m³ efluente. O lodo (escuma gerada no processo) flotado era coletado no final do processo e pesado úmido e seco depois de 24 horas em estufa, para avaliação dos teores de sólidos totais e teor de água no lodo, também chamado de escuma.

Nesse ensaio o aumento da temperatura do meio reacional foi de 10,0°C e a formação de hidróxidos mostrou influência nos resultados da remoção da DQO como pode ser verificado na Tabela 5.6 anterior, com um pequeno aumento da DQO na parte final do processo. A eficiência máxima foi de 58,2%, sendo um dado também reportado em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014).

O valor de pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, com o uso de eletrodos de alumínio, confirmou a tendência de aumento, chegando a valores acima

de 9,0. Esse fato certamente pode ser benéfico em sistemas em escala real no tratamento de lixiviado de aterro, devido à necessidade de aumento do pH para que seja removida a amônia por processo de “*stripping*” em plantas tal como realizado no aterro de Caieiras em São Paulo e muitos outros. A remoção da amônia por processo de “*stripping*” é realizada para reduzir a toxicidade do lixiviado. A condutividade mostrou um leve decréscimo, em função da remoção de poluentes e arraste desses poluentes, inclusive metais pesados, em conjunto com os flocos de hidróxido de metais e outros sólidos dissolvidos, como ocorrido nos ensaios preliminares. A corrente se manteve constante e a tensão variou de acordo com a resistência do meio reacional.

A temperatura do laboratório variou de 26 a 28 °C, como pode ser observado na tabela 5.6, sendo que a temperatura do reator teve um aumento em 10°C durante as cinco horas de ensaios, mostrando a necessidade de se levar em conta esse parâmetro nos ensaios e projetos de eletro-reatores. Tal necessidade já é conhecida em plantas reais. No aterro BR/RJ 02, no início da operação do reator eletrolítico, construído em poliéster reforçado com fibra de vidro (PRFV), o mesmo mostrou um aumento muito grande da temperatura do meio reacional ficando quente, a ponto de quase chegar a temperatura de ebulição do fluido em seu conteúdo, que consistia em efluente concentrado da nano filtração após o polimento do lixiviado, apresentando forte emanção de vapores, o que levou a sua desativação.

A maior temperatura no meio reacional tem influência na remoção da DQO, devido a solubilização do lodo (escuma) flotado como já comentado, com um aumento na concentração da DQO no final do processo e uma queda em sua remoção. A maior formação de hidróxidos no final do processo também tem influência na menor eficiência de remoção da DQO na última hora do ensaio, porém em escala real e sistema contínuo esse aumento e acúmulo de hidróxidos não ocorre, sendo essa influência pouco importante. A influência da temperatura não tem sido considerada como importante, porém tem grande importância nos estudos para uma ampliação de escala do processo. Certamente esse aquecimento do reator deve ser levado em consideração, pois o aumento da densidade de corrente pode levar a um problema grave em escala real, caso não seja removida a carga térmica gerada com a maior densidade de corrente. Pode ocorrer uma redução na eficiência de remoção da DQO também. Outro ponto importante é que o aumento da densidade de corrente reduz o tempo reação do sistema de tratamento, porém não aumenta significativamente a

remoção da DQO, ocorrendo um gasto maior de energia sem necessidade e essa energia em excesso se transformada em calor.

A turbidez inicialmente reduziu, porém ao longo o processo reacional foi aumentando em função do aumento dos flocos de hidróxidos gerados no meio reacional, sendo que para a realização das análises, as amostras eram deixadas na câmara fria por até 24 horas para minimizar os hidróxidos em suspensão, principalmente quanto às amostras nas últimas horas de reação. A eficiência de remoção da DQO ficou entre 54 e 58%, não tendo mostrado um aumento significativo com a duplicação da densidade de corrente, porém a redução no tempo de reação foi o ponto positivo com o aumento da densidade de corrente e ainda a remoção de maior quantidade de matéria orgânica com o tempo menor (maior taxa de remoção de carga orgânica). O tempo de reação praticamente foi reduzido pela metade com a duplicação da densidade de corrente. A densidade de corrente maior, porém, gerou um maior consumo de energia. A avaliação da variação da temperatura do meio reacional e sua influência no processo de eletrocoagulação-eletroflotação não tem sido avaliada nos vários estudos pesquisados.

Foi avaliado o teor de sólidos e água na espuma flotada nesse primeiro ensaio e verificou-se um maior espessamento que o esperado dessa espuma, sendo, porém, essa informação ainda não registrada em trabalhos publicados, apenas comentado (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL & DJELAL, 2014). O teor de H₂O foi de 6,25 %, ou seja, o teor de sólidos suspensos foi acima de 93%, valor esse muito superior àqueles obtidos com a decantação de lodos oriundos do tratamento físico-químico que, em geral, chegam a uma faixa de até 15% de sólidos (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003). Na literatura não se avaliou ainda o espessamento da espuma flotada, apenas ocorreram uns poucos comentários.

Essa informação sobre o espessamento da espuma ou lodo flotado, se revela ser um dado novo no contexto referente ao tratamento de lixiviados e ainda muito importante para estimular as empresas que possuem aterros, a aplicarem o processo eletrolítico em seus aterros, pois a espuma ou lodo flotado tem uma boa consistência não necessitando de espessamento posterior, pois o nível e espessamento que se tem nessa espuma ou lodo flotado é suficiente para que o lodo possa enviado para disposição em aterro sem necessidade de tratamentos adicionais (ECKENFELDER,

2000; METCALF & EDDY, 2003). As Figuras 5.25 a Figura 5.29 mostram os resultados obtidos no primeiro ensaio.

Figura 5.25 - Variação da condutividade e pH no ENSAIO 01.

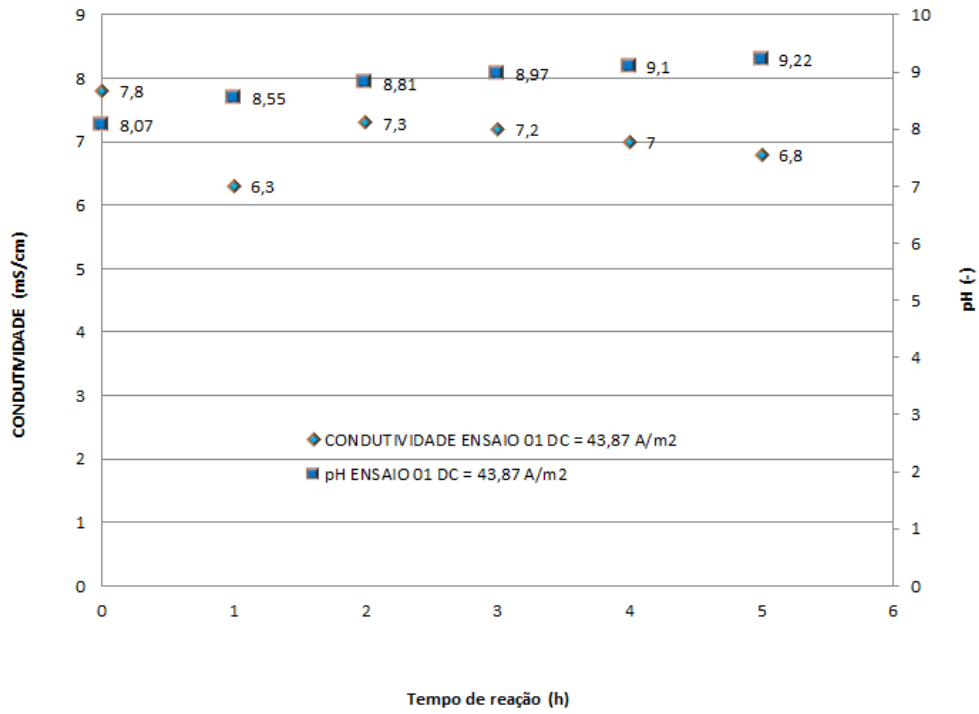


Figura 5.26 - Variação da corrente e tensão no ENSAIO 01.

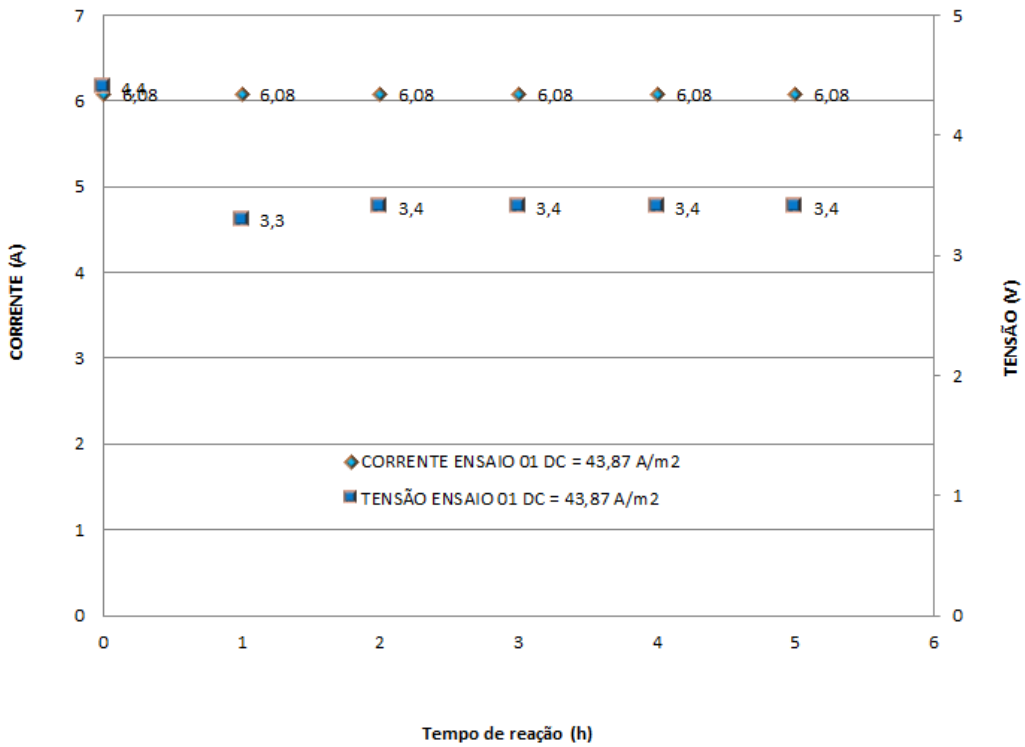


Figura 5.27 - Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 01.

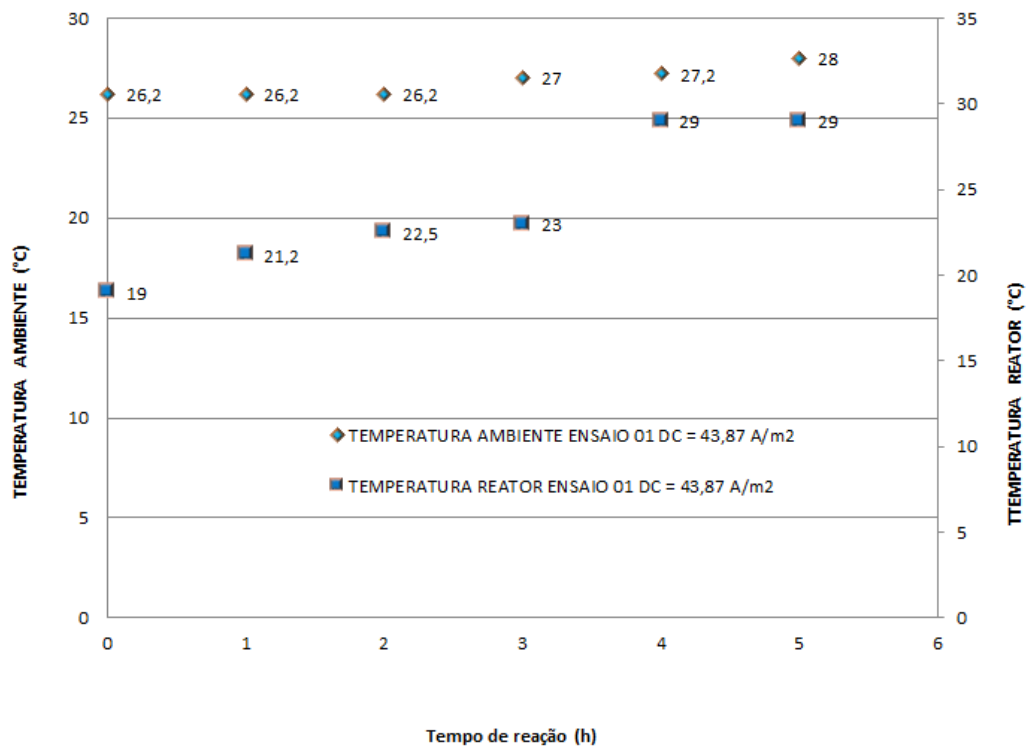


Figura 5.28 - Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 01.

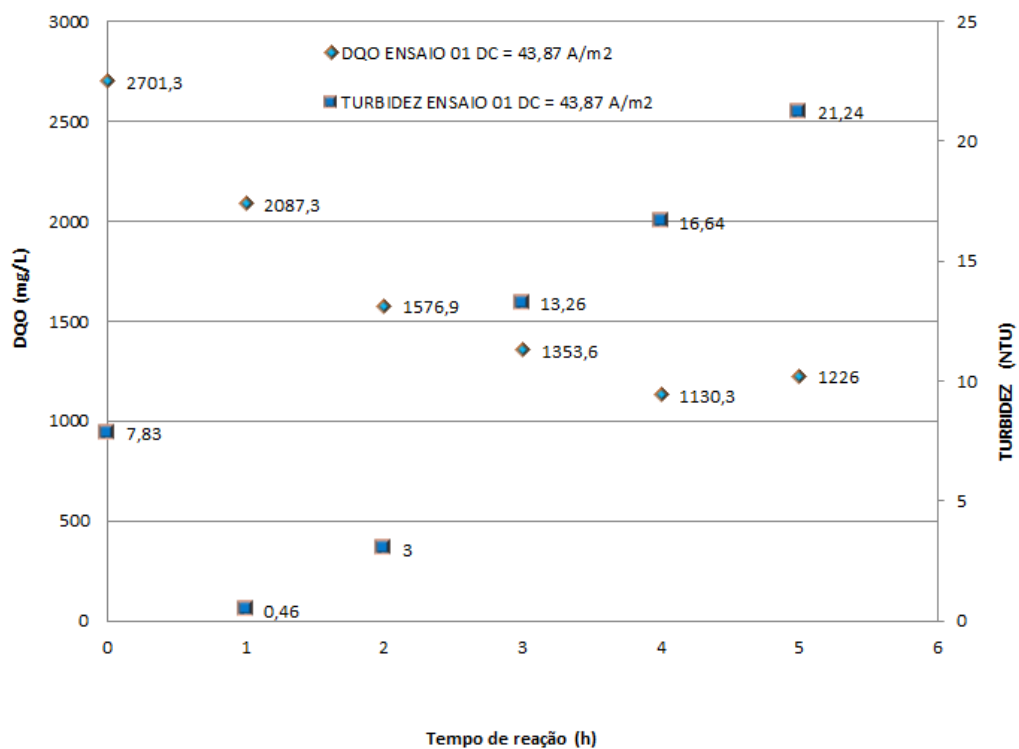
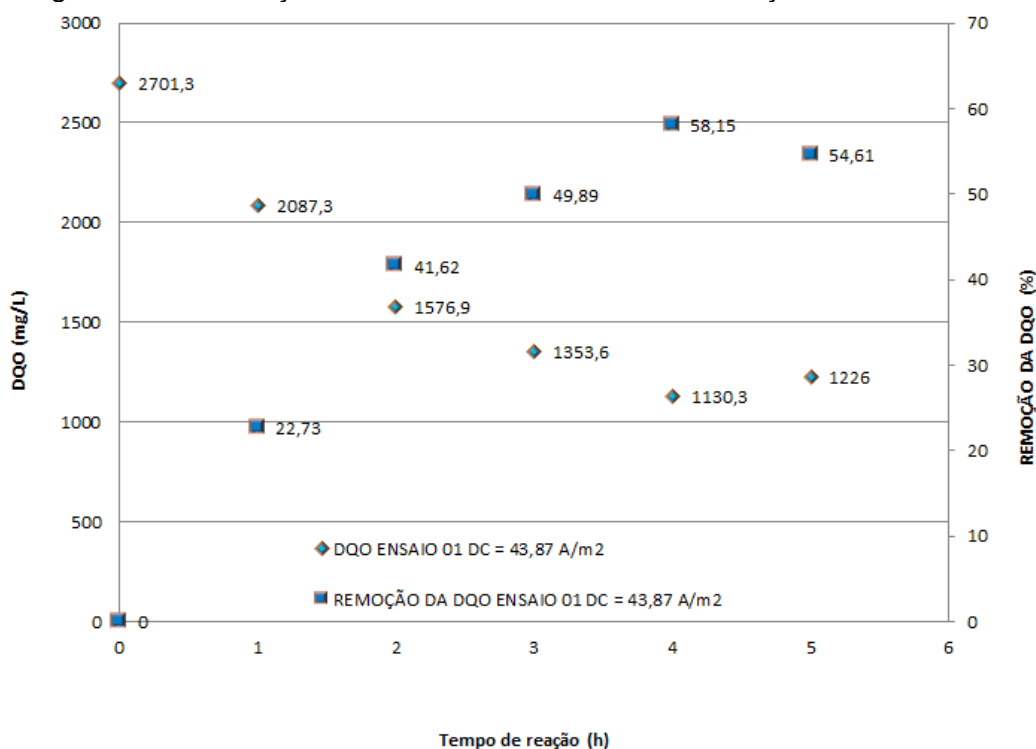
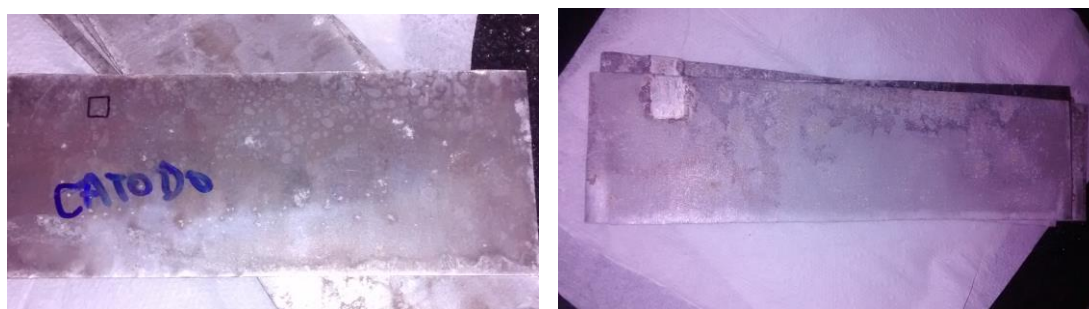


Figura 5.29 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 01.



Quanto às condições dos eletrodos, a Figura 5.30 mostra o comportamento do cátodo e ânodo de alumínio nesse primeiro ensaio.

Figura 5.30 – Superfície do Cátodo e Ânodo no fim do ENSAIO 01.



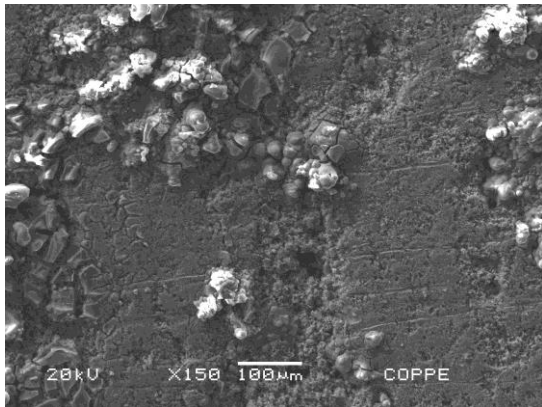
(a) Cátodo

(b) Ânodo

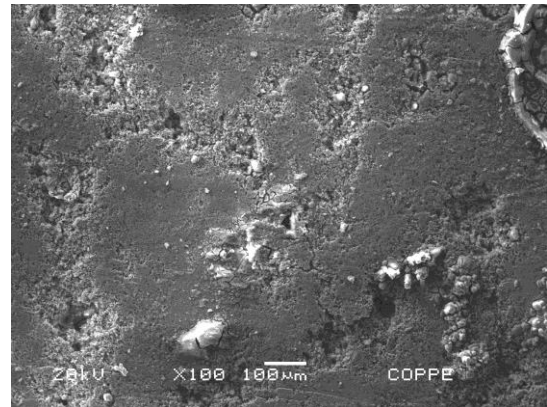
Avaliou-se o estado dos eletrodos no final do ensaio com uso do microscópio eletrônico de varredura (MEV). Na Figura 5.31 são mostradas as micrografias eletrônicas para o primeiro ensaio realizado. Não foi possível fazer o levantamento dos átomos superficiais com EDS, devido ao equipamento estar em manutenção,

porém pelas micrografias fica claro um pequeno ataque corrosivo ao cátodo, assim com um grande ataque ao ânodo, com forte geração de hidróxidos.

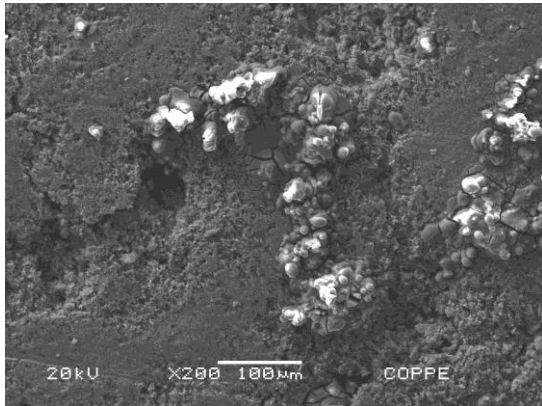
Figura 5.31 - Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 01.



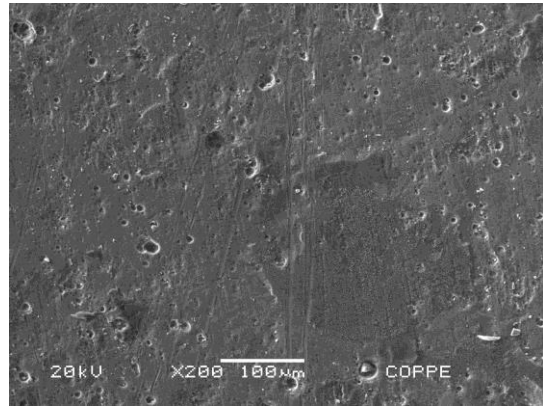
(a) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).



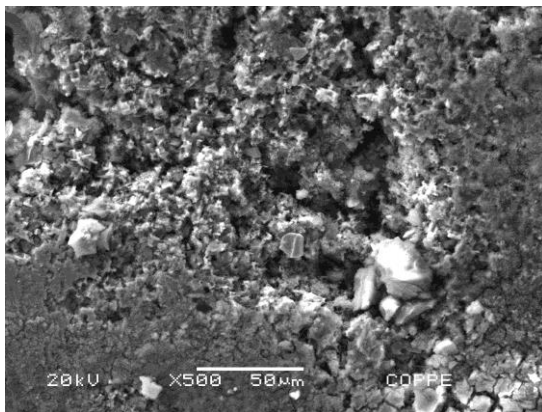
(b) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).



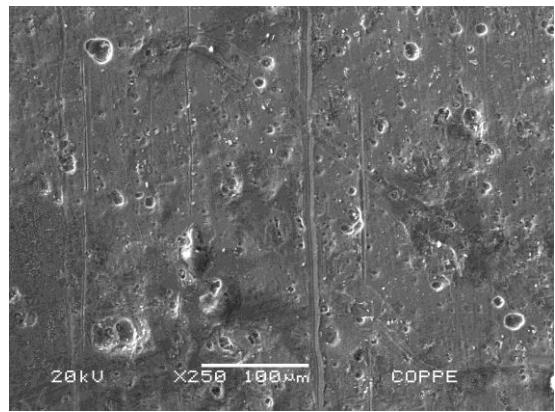
(c) Superfície do ânodo de Alumínio (MEV imagem ampliada 200X).



(d) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 200X).



(e) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 500X).



(f) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 250X).

5.2.3.2 Segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 6,0 ampères e densidade de corrente de 43,87 A/m² (ENSAIO 02).

As Figuras 5.32 e 5.33 ilustram o segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com corrente elétrica de 6,0 ampères e densidade de corrente de 43,87 A/m².

Figura 5.32 – Ilustração da fase inicial do segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 02).



(a) Eletrodo e conexão.



(b) Reator no início do ensaio.



(c) Reator no início do ensaio.



(d) Reator no início do ensaio.



(e) Reator com 1 h de ensaio.



(f) Reator com 1 h de ensaio.

Figura 5.33 – Ilustração da fase final do segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 02).



(a) Reator com 3 h de ensaio.



(b) Reator com 3 h de ensaio.



(c) Reator com 4 h de ensaio.



(d) Reator com 4 h de ensaio.



(e) Reator com 5 h de ensaio.



(f) Reator com 5 h de ensaio.

A tabela 5.7 mostra o resumo dos dados obtidos no tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, por eletrocoagulação-eletroflotação, com 6,0 ampères de corrente elétrica e densidade de corrente de $43,87 \text{ A/m}^2$ em um segundo ensaio similar ao primeiro. Esse segundo ensaio com as mesmas condições do primeiro, teve como objetivo a confirmação dos dados obtidos no primeiro ensaio, mostrando, porém, variações importantes nos dados obtidos.

Tabela 5.7 – Dados do segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 02).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	6,08	4,5	22	21	9,0	2986,4	0,00	3,36	8,13		
1,0	6,08	3,9	24	22	8,5	2523,5	15,50	1,55	8,72		
2,0	6,08	3,9	23,5	24	8,2	2077,3	30,44	4,86	8,97		
3,0	6,08	4,0	24	26	7,8	1959,5	34,39	10,20	9,16		
4,0	6,08	3,0	24	28	7,7	1572,3	47,35	10,18	9,27		
5,0	6,08	4,0	24	29	7,1	1707,0	42,84	11,87	9,40	-	-

Nesse segundo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação, repetindo a mesma densidade de corrente do experimento anterior, ou seja, $43,87 \text{ A/m}^2$, foi verificada mais uma vez a redução no tempo de reação de 9,0 horas para 4,0 a 5,0 horas, para se obter eficiência de remoção da DQO um pouco menor, porém próxima daquela obtida nos ensaios preliminares em que se utilizou praticamente metade da densidade de corrente, o que leva somente a uma maior taxa de remoção de carga orgânica em função do tempo de reação menor. Como pode ser observado, a eficiência de remoção da DQO foi menor que aquela obtida no ensaio anterior, com valores de eficiência de remoção de aproximadamente 43 a 48%, sendo importante lembrar que o aumento da densidade de corrente reduz o tempo reação do sistema de tratamento, porém ocorre um maior gasto de energia sem necessidade e essa energia em excesso se transformada em calor, assim como não ocorre aumento significativo na eficiência de remoção da DQO. TEZCAN UN & ODUNCU, (2014), usando eletrodos de Al no tratamento de lixiviados obtiveram uma remoção da DQO de 57%, com aplicação de densidade de corrente de 750 A/m^2 . YADAV & DIKSHIT (2017), também utilizando eletrodos de Al no tratamento de lixiviados, obtiveram uma eficiência de 47% de remoção da DQO com densidade de corrente de 466 A/m^2 . Esses dados e outros corroboram o verificado no estudo em questão, ou seja, o aumento da densidade de corrente acima de certo limite não aumenta o eficiência de remoção da DQO de

aterros estabilizados e sim reduz o tempo de reação, porém com aumento nocivo da temperatura do meio reacional.

A remoção da DQO com o tempo foi aproximadamente de 7,68 gramas da DQO em 5 horas, sendo o consumo de energia de 15,84 Wh/g DQO e 20,27 KWh/m³ efluente. O lodo (escuma gerada no processo) flotado não foi coletado nesse ensaio. A eficiência máxima de remoção da DQO foi de 48,0%, sendo um dado também reportado em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017). O valor de pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação chegou a 9,4, por influência dos hidróxidos no meio reacional. A condutividade mostrou variações similares àquela do ensaio anterior. A corrente e a tensão do processo mantiveram o mesmo comportamento que o ensaio anterior. Nesse ensaio o aumento da temperatura do meio reacional foi de 8°C durante as cinco horas de ensaios, confirmando ser uma variável importante para o processo. Esse aumento da temperatura gera solubilização do lodo (ou escuma) flotado e acúmulo de hidróxidos, mostrando influência nos resultados da remoção da DQO como pode ser verificado na Tabela 5.7 anterior, com um pequeno aumento da DQO na parte final do processo. A temperatura do laboratório onde foi realizado o ensaio, variou de 22 a 24°C, mostrando que o aumento da temperatura do reator de 8°C teve como influência a maior perda de energia no processo. Essa influência da temperatura não tem sido considerada como importante até o momento nos artigos pesquisados, porém tem grande importância em todo o processo. Um importante dado que foi notado nesse segundo ensaio, com a mesma densidade de corrente que o primeiro ensaio, e que o diferenciou em relação ao primeiro ensaio, foi a menor remoção da DQO, porém o erro na determinação da DQO pode chegar a valores maiores que 10% (APHA, *et al.*, 2017) e considerando os outros erros envolvidos essa variação pode ser entendida como relacionada a determinação do parâmetro e os erros inerentes ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação, sendo considerado um desvio de até 10% dentro de um comportamento esperado. A remoção da DQO não mostrou um aumento significativo com acréscimo da densidade de corrente, como ocorrido no primeiro ensaio. A turbidez inicialmente reduziu, porém ao longo o processo reacional foi aumentando em função do aumento dos flocos de hidróxidos gerados no meio reacional. O tempo de reação praticamente foi reduzido pela metade com a duplicação da densidade de corrente. A densidade de corrente maior, porém, gerou um maior consumo de energia. A avaliação do aumento da temperatura do meio reacional e sua influência no processo de eletrocoagulação-

eletroflotação tem sido negligenciada nos diversos estudos. As Figuras 5.34 a 5.38 mostram os resultados obtidos no segundo ensaio.

Figura 5.34 - Variação da condutividade e pH no ENSAIO 02.

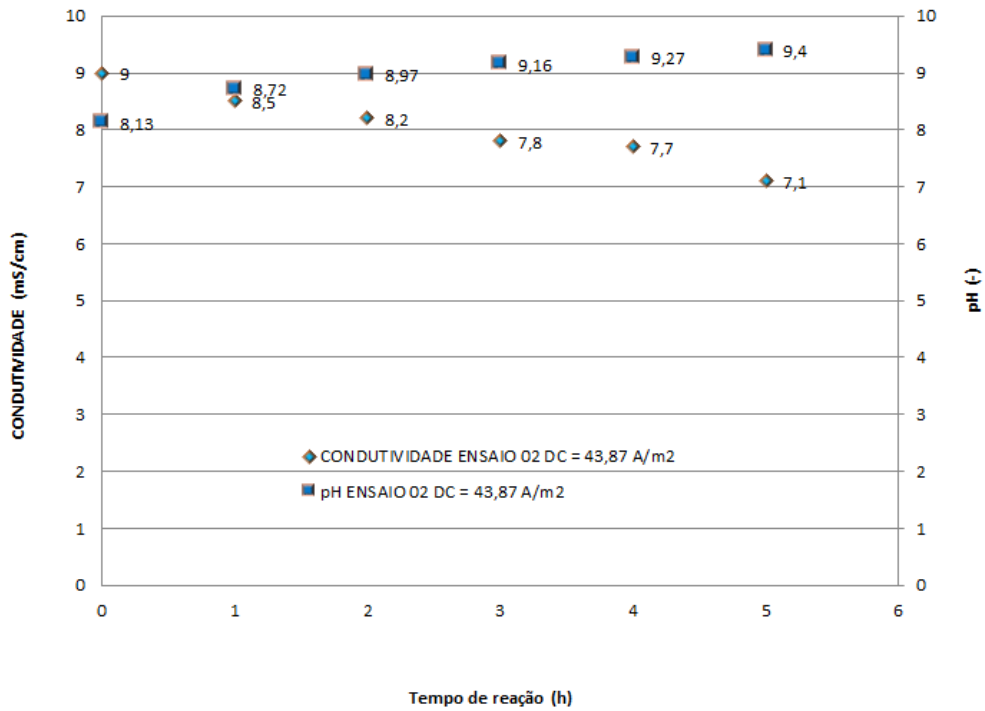


Figura 5.35 - Variação da corrente e tensão no ENSAIO 02.

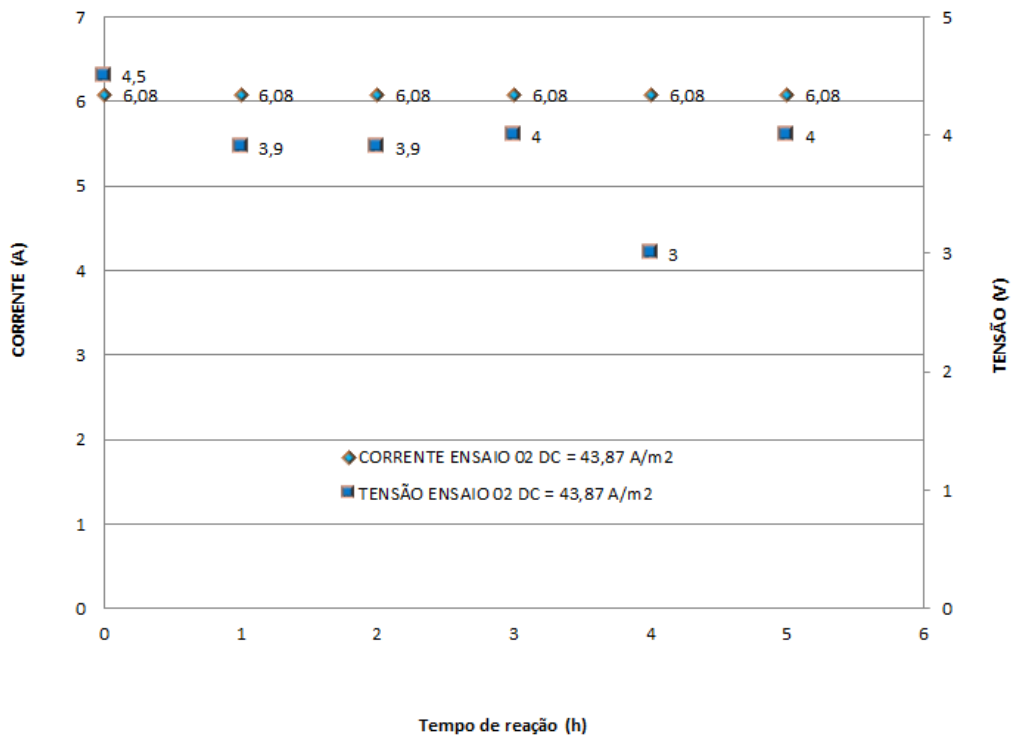


Figura 5.36 - Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 02.

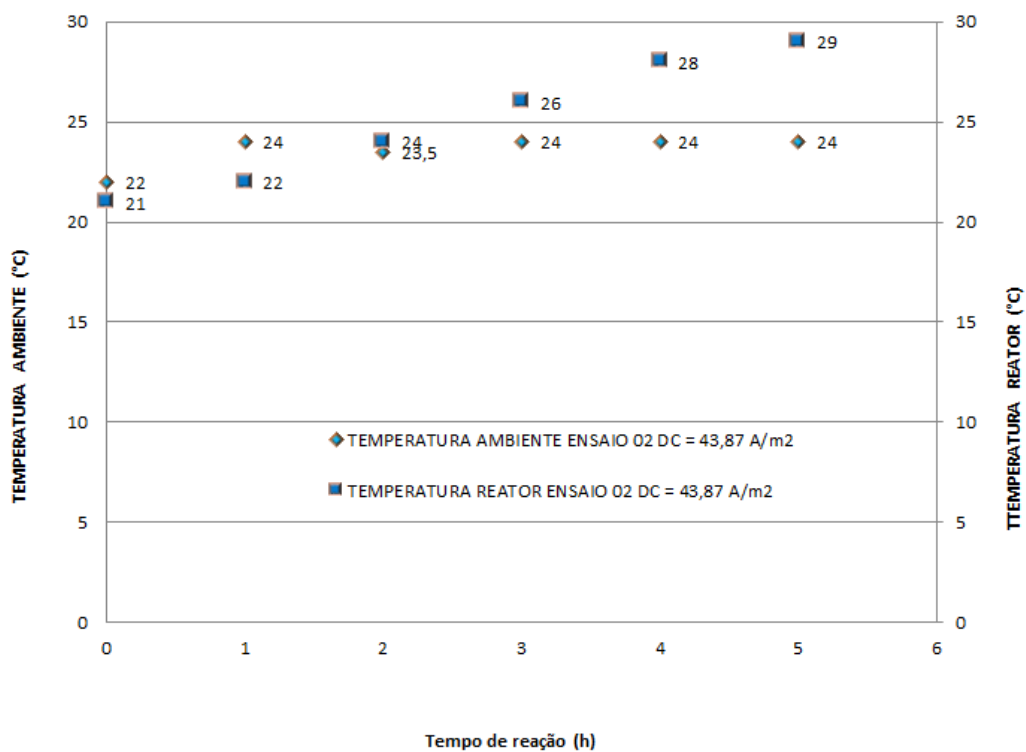


Figura 5.37 - Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 02.

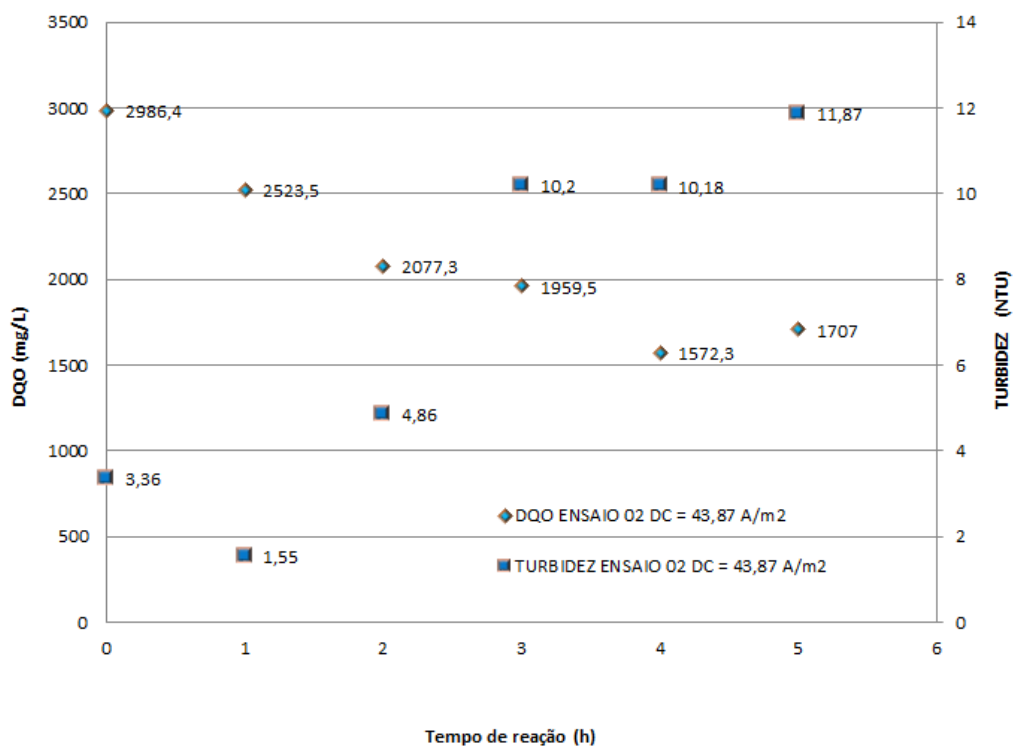
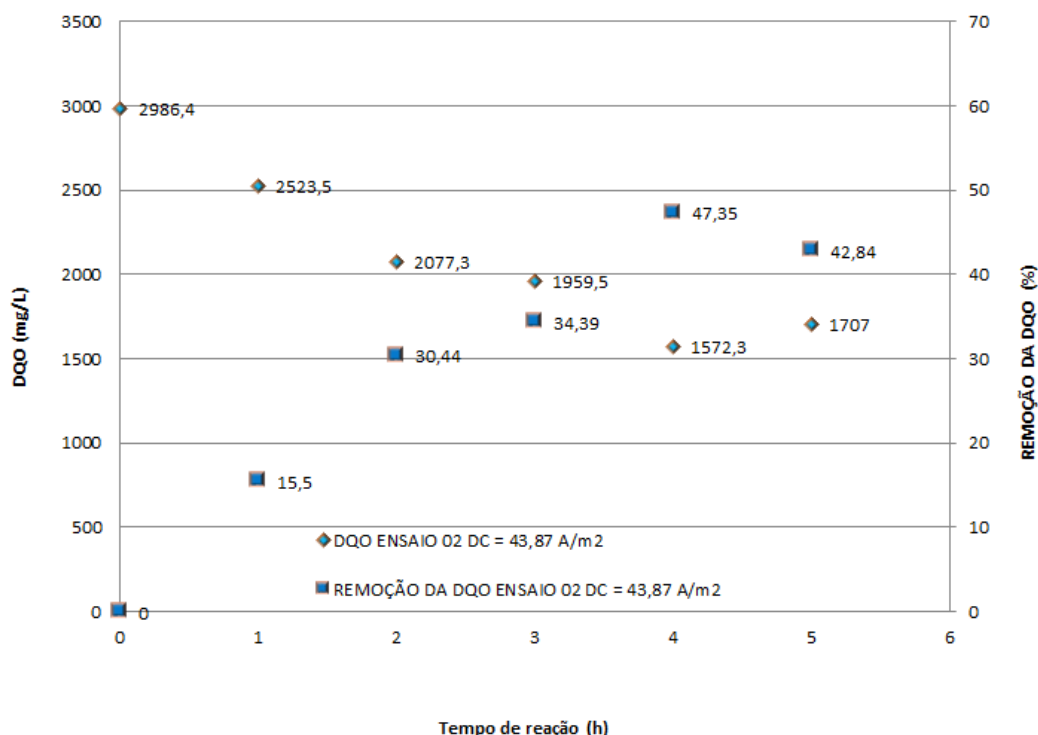


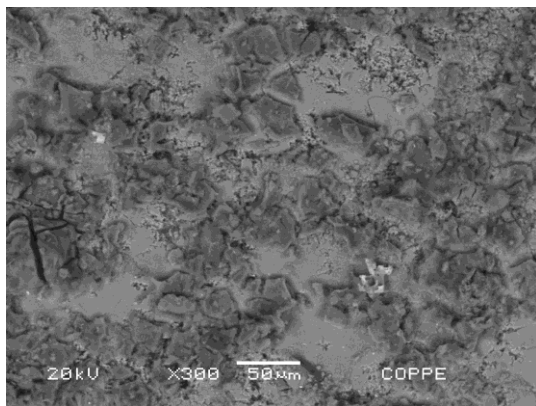
Figura 5.38 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 02.



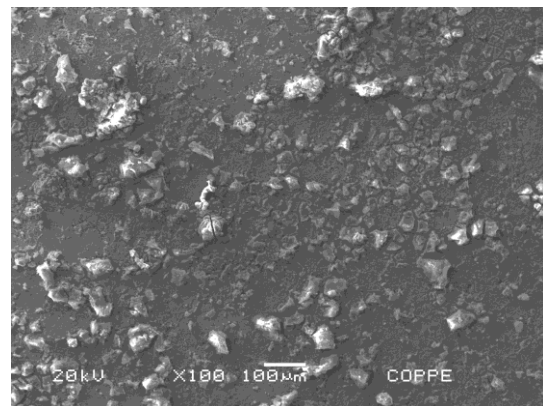
Foi analisada a superfície dos eletrodos após os ensaios com uso do microscópio eletrônico de varredura, acoplado a espectroscopia por dispersão de energia (MEV-EDS) para avaliar o estado dos eletrodos e também quais os elementos químicos que ficaram aderidos aos mesmos. Os resultados estão ilustrados nas Figuras 5.39, 5.40 e 5.41 a seguir.

Na Figura 5.39 pode-se verificar a forte formação de flocos (lodo) nos ânodos em função da maior densidade de corrente o que leva a uma maior formação de flocos de hidróxidos, que em parte se precipitam no ânodo gerando uma crosta no fim do ensaio. Na mesma figura também pode ser verificado o ataque ao cátodo, de acordo com as informações dos diversos autores já mencionados, o que impede uma avaliação correta da lei de Faraday, pois sempre indicará valores muito acima do esperado, quando se tem no meio reacional cloretos, que é o caso dos lixiviados. Nos levantamentos no microscópio eletrônico (MEV) com uso espectroscopia de energia dispersiva (EDS) foi verificado cloreto na superfície no metal, assim como alumínio, carbono, oxigênio, o que confirma o ataque corrosivo por “*pitting*” por cloretos na superfície do metal, assim como o carbono pode estar presente na forma de precipitados de carbonato, como pode ser verificado nas Figura 5.40 e 5.41.

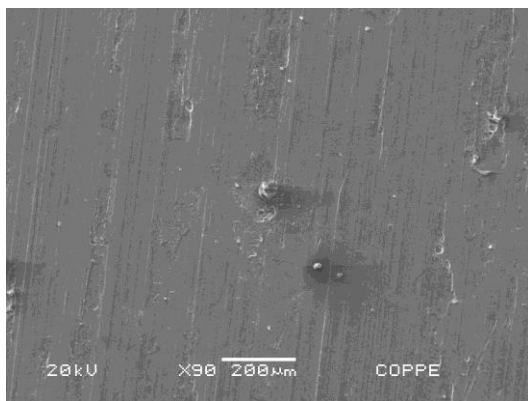
Figura 5.39 - Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 02.



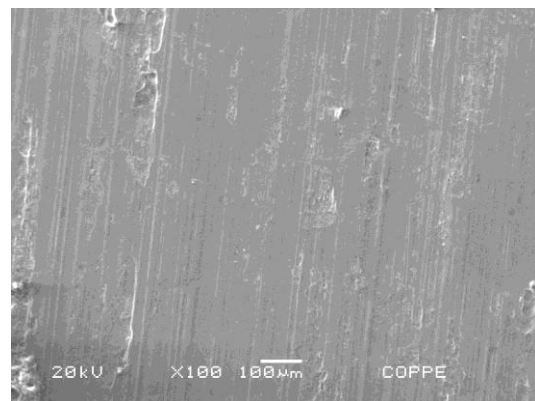
(a) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).



(b) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 300X).

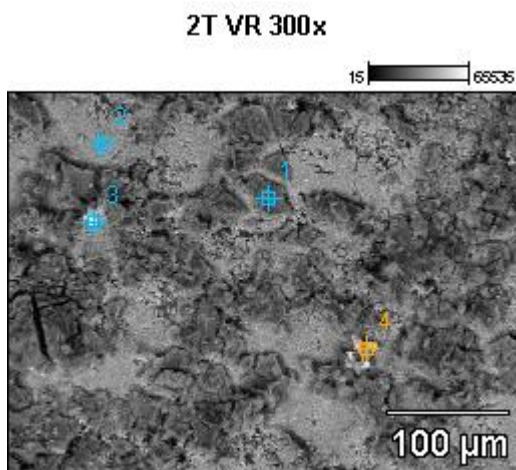


(c) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 90X).



(d) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).

Figura 5.40- Fotomicrografia do ânodo de alumínio no fim do ENSAIO 02 (EDS imagem ampliada 300X).

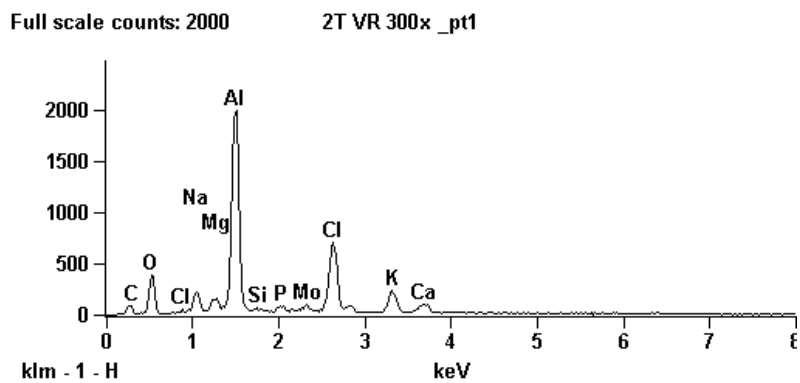


Nome da imagem: 2T VR 300x

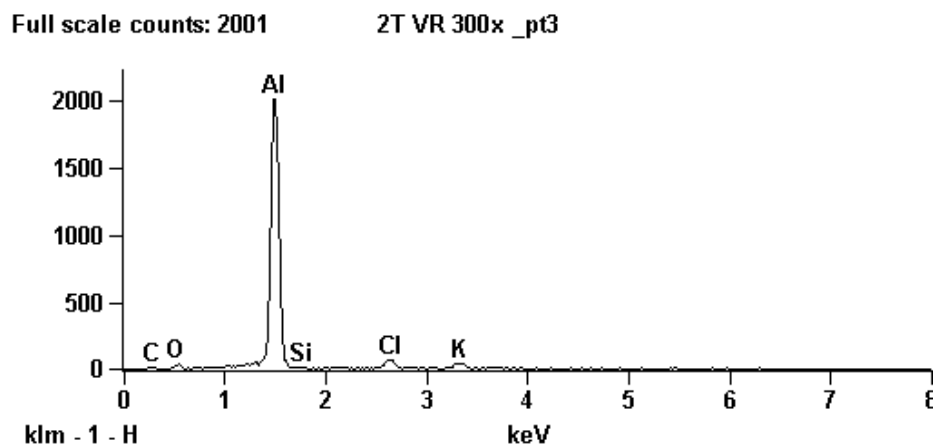
Tensão de aceleração: 20.0 kV

Aumento: 300X

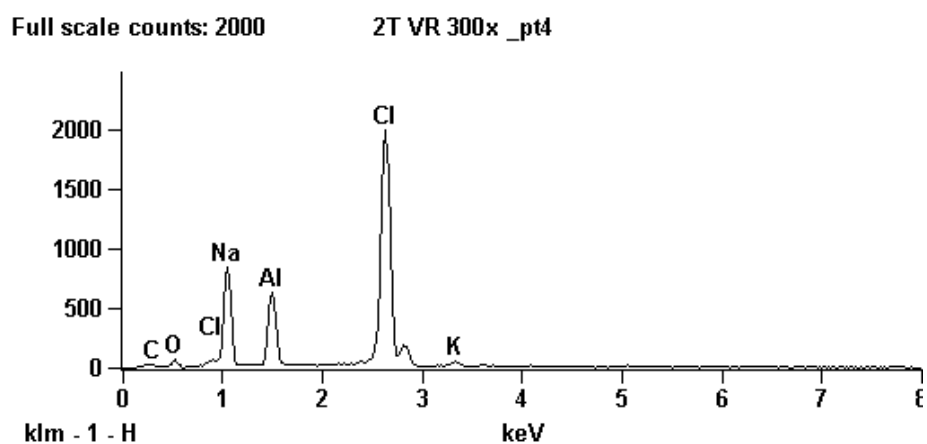
Figura 5.41 - Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 02.



(a) Compostos característicos no ponto 01.



(b) Compostos característicos no ponto 03.



(c) Compostos característicos no ponto 04.

5.2.3.3 Terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 6,0 ampères e densidade de corrente de 43,87 A/m² (ENSAIO 03).

As Figuras 5.42 e 5.43 ilustram o terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com corrente elétrica de 6,0 ampères e densidade de corrente de 43,87 A/m².

Figuras 5.42 – Ilustração da fase inicial do terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 03).



(a) Reator no início do ensaio.



(b) Reator 0,5 h do ensaio.



(c) Reator com 1 h do ensaio.



(d) Reator com 1 h do ensaio.



(e) Reator com 2 h do ensaio.

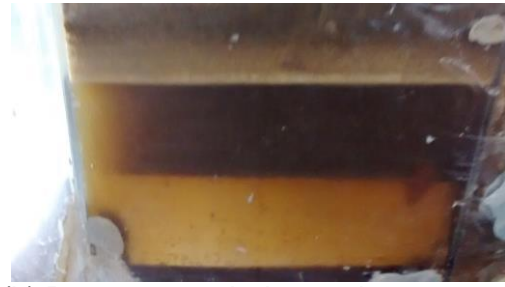


(f) Reator com 2 h do ensaio.

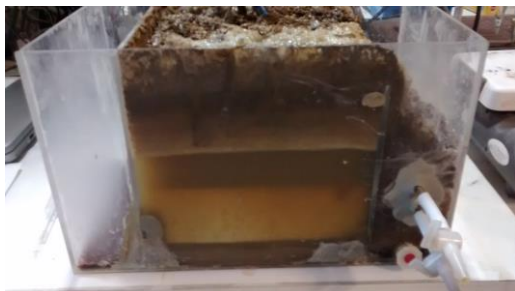
Figura 5.43 – Ilustração da fase final do terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 03).



(a) Reator com 3 h do ensaio.



(b) Reator com 3 h do ensaio.



(c) Reator com 5 h do ensaio.



(d) Reator com 5 h do ensaio.



(e) Reator com 6 h do ensaio



(f) Reator com 6 h do ensaio.



(g) Amostras do ensaio.



(h) Amostras do ensaio.

A tabela 5.8 mostra o resumo dos dados obtidos no tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, por eletrocoagulação-eletroflotação, com corrente elétrica de 6,0 ampères e densidade de corrente de 43,87 A/m² em um terceiro ensaio similar ao primeiro e segundo ensaios, para confirmação dos dados.

Tabela 5.8 – Dados do terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 03).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	6,08	5,0	24,0	19,0	8,6	2543,8	0,00	1,5	7,91		
1,0	6,08	4,5	22,5	22,0	8,0	1937,8	23,82	0,4	8,55		
2,0	6,08	4,4	22,5	23,0	8,0	1559,0	38,71	1,1	8,82		
3,0	6,08	4,3	22,0	23,0	7,9	1356,9	46,66	3,9	9,08		
4,0	6,08	4,4	24,0	26,5	7,7	978,2	61,55	4,9	9,16		
5,0	6,08	4,5	22,5	29,0	7,3	910,8	64,20	7,1	9,31	-	-
6,0	6,08	4,5	24,0	30,0	7,1	961,3	62,21	8,6	9,45	23,9898	21,0463

Nesse terceiro ensaio, com a mesma densidade de corrente utilizada no primeiro e segundo ensaios, ou seja, $43,87 \text{ A/m}^2$, o dobro daquela utilizada nos ensaios preliminares, também foi verificado mais uma vez a redução no tempo de reação de 9,0 horas para 4,0 a 5,0 horas, sendo em 5 horas obtida uma remoção da DQO de 64%, ou seja, uma remoção muito próxima dos ensaios preliminares que utilizaram a metade da densidade de corrente, quando foi obtida eficiência de remoção da DQO maior que 50%. A faixa nos três ensaios com densidade de corrente de $43,87 \text{ A/m}^2$ ficou entre 48 e 64%, sendo essa faixa de remoção típica e reportada em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017). Em aterros novos o lixiviado mostra maior eficiência de remoção da DQO que em lixiviados de aterros estabilizados em todos os processos aplicados. A maior eficiência ocorreu em tempo de reação de 5 horas. Como pode ser verificado na Tabela 5.8 anterior, a eficiência de remoção da DQO foi maior que aquelas obtidas no primeiro e segundo ensaios, mesmo usando a mesma densidade de corrente ($43,87 \text{ A/m}^2$), possivelmente, devido às variações típicas da qualidade dos compostos componentes do lixiviado, que possuem várias variáveis influenciando, principalmente em função do aterro executar o processo de recirculação de lixiviado, podendo também estar relacionado ainda variações analíticas típicas da análise da DQO ou o sistema de tratamento em si. A remoção da DQO com o tempo foi aproximadamente de 9,50 gramas da DQO em 6 horas, sendo o consumo de energia

de 16,90 Wh/g DQO e 26,75 KWh/m³ efluente. O valor do pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com o uso de eletrodos de alumínio, mostrou mais uma vez uma tendência de aumento, chegando a valores acima de 9,0, mostrando a influência dos hidróxidos no meio reacional. A condutividade, que é um parâmetro muito importante para definição do uso do processo eletroquímico, manteve comportamento dentro da normalidade, tendo um leve decréscimo, o que se acredita estar relacionado com a coagulação e remoção de compostos poluentes do lixiviado e o arraste dos coágulos contendo hidróxido sólidos dissolvidos. A corrente e tensão não tiveram variação significativa, acompanhando a variação da resistência do meio reacional.

A temperatura do laboratório no qual foi realizado o experimento praticamente se manteve constante entre 22 e 24°C, porém uma alteração importante ocorreu na temperatura do reator, que teve um aumento de 11°C durante as seis horas de ensaio. Fica claro que para se aplicar densidades de corrente maiores, sempre haverá necessidade de resfriamento do reator eletroquímico e ainda que as perdas de energia serão maiores com influência na remoção dos poluentes, operabilidade do reator e ainda gasto energético desnecessário. A turbidez inicialmente foi reduzida, porém na continuidade da reação aumentou em função dos flocos de hidróxidos no meio reacional o que ocorreu na parte final dos ensaios, em função da maior concentração de alumínio no meio reacional e forte formação de hidróxidos. A remoção da DQO mostrou um aumento, como já comentado. Uma importante informação, que se percebeu nesse terceiro ensaio com a mesma corrente que o primeiro e segundo, que diferenciou esse terceiro ensaio dos anteriores, considerando que foi utilizada a mesma densidade de corrente que no primeiro e segundo ensaios, foi a maior remoção da DQO, também uma maior quantidade de hidróxido gerado no meio reacional e maior remoção de carga orgânica. Nesse ensaio também foi avaliado o teor de sólidos totais e água na espuma flotada, verificando também um espessamento da espuma que possuía teor de H₂O de 12,25%, ou seja, teor de sólidos totais acima de 87%, valor esse muito acima daqueles obtidos com a decantação de lodos físico-químicos embora menor que o obtido no primeiro e segundo ensaios. Mesmo com uma maior remoção da DQO, a espuma não se mostrou mais espessa que aquela dos primeiros ensaios, porém ainda muito mais seca que aquelas geradas em coagulação convencional (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003). A literatura fala muito pouco sobre esse espessamento do lodo (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL &

DJELAL, 2014). As Figuras 5.44 a 5.48 ilustram os valores obtidos no terceiro ensaio com densidade de corrente de $43,87 \text{ A/m}^2$.

Figura 5.44 - Variação da condutividade e pH no ENSAIO 03.

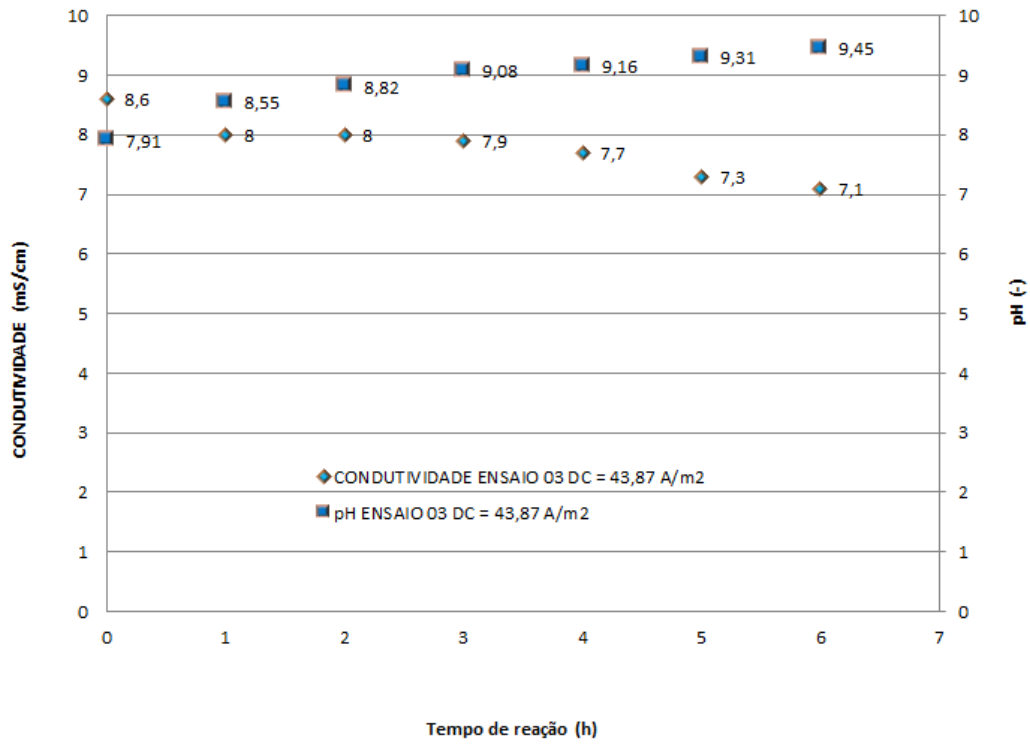


Figura 5.45 - Variação da corrente e tensão no ENSAIO 03.

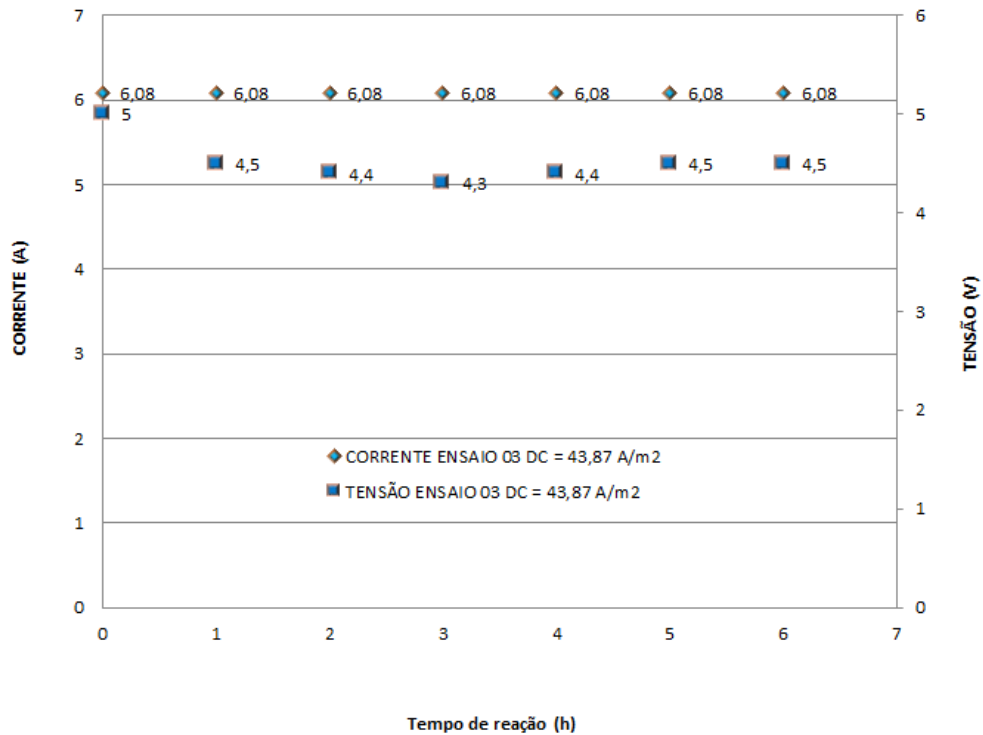


Figura 5.46 - Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 03.

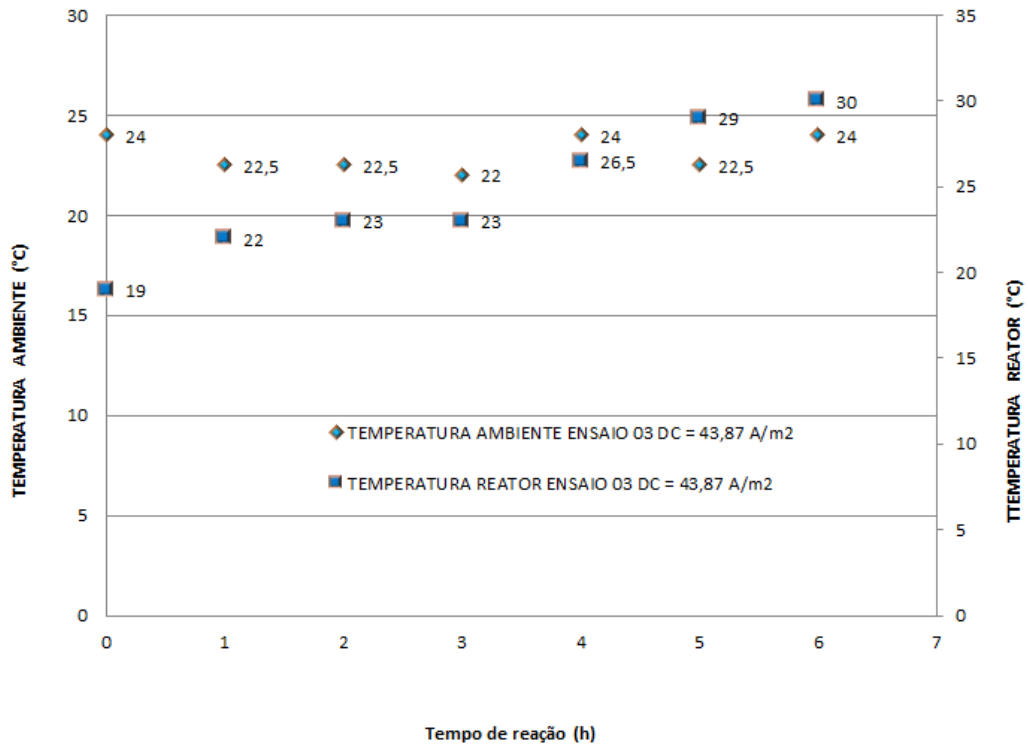


Figura 5.47 - Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 03.

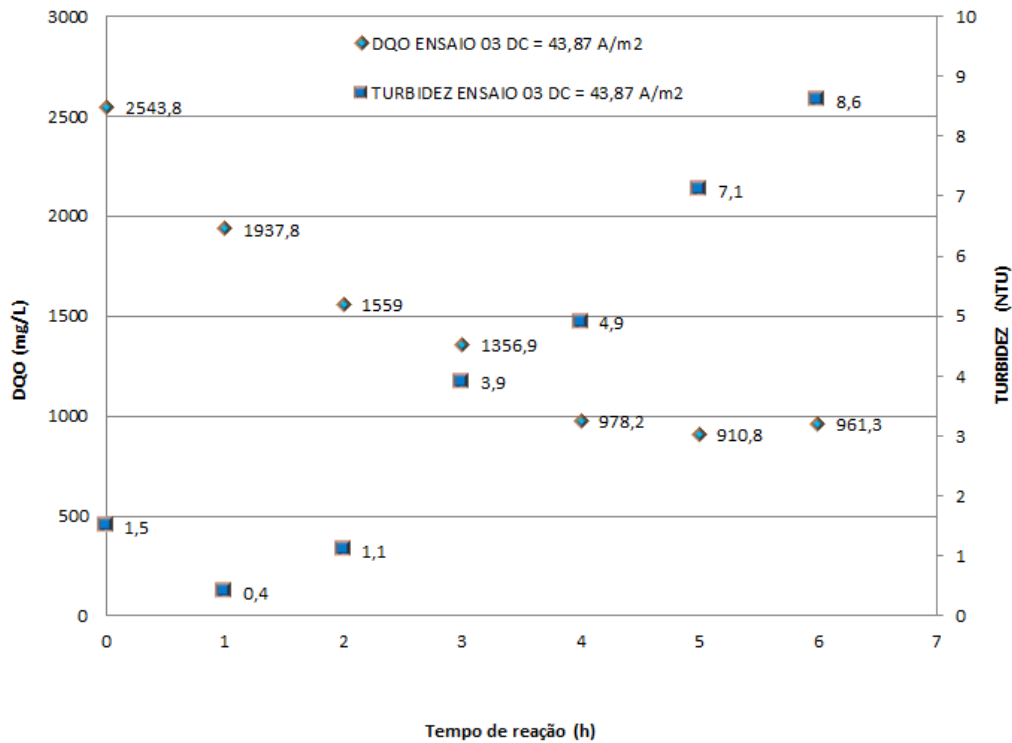
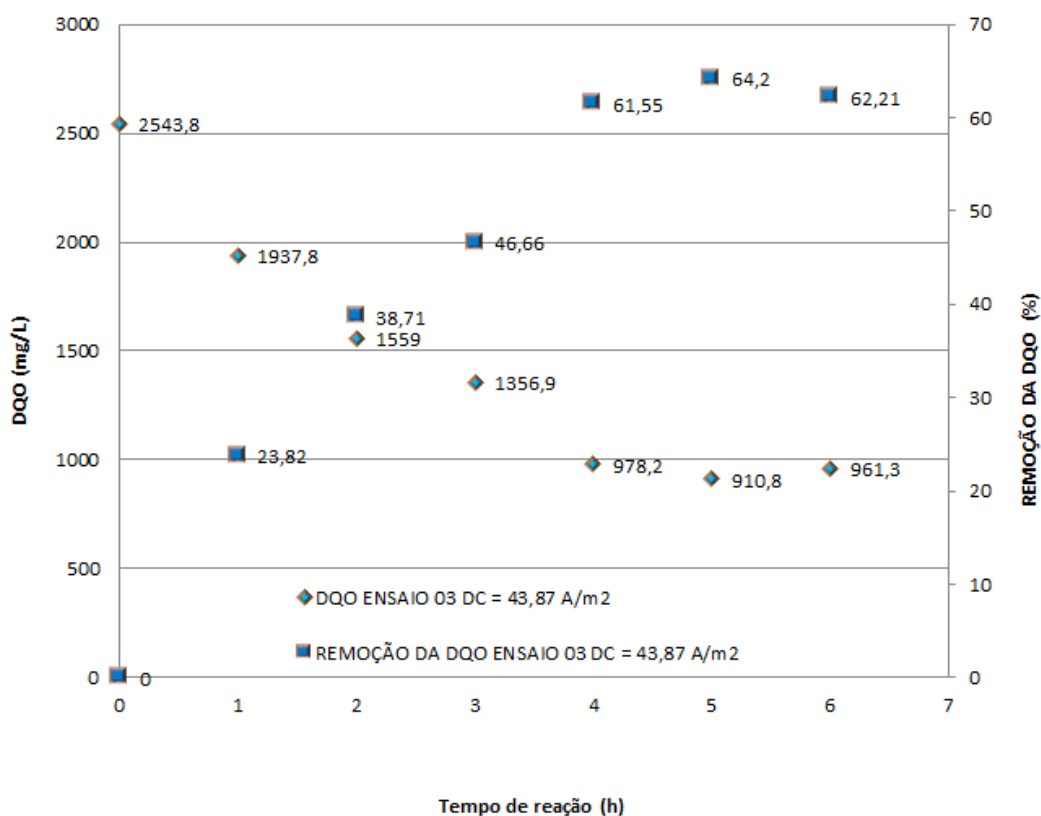
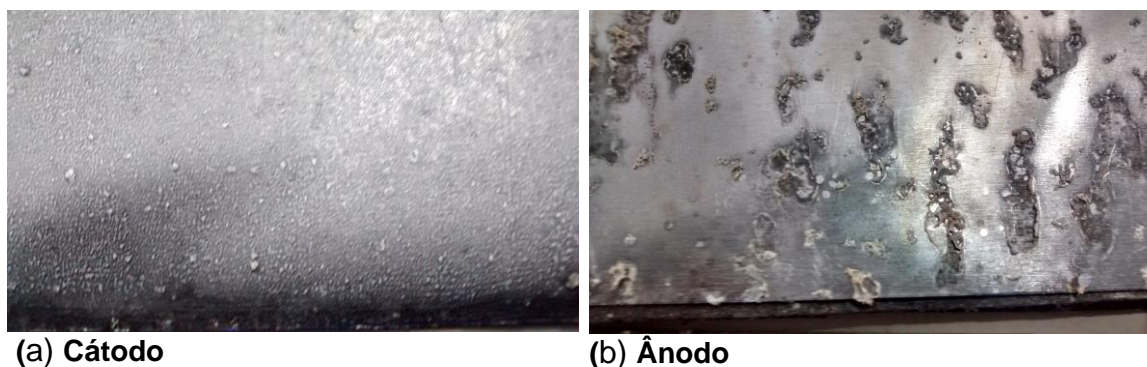


Figura 5.48 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 03.



Quanto às condições dos eletrodos, a Figura 5.49 mostra o comportamento do cátodo e ânodo de alumínio nesse terceiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação.

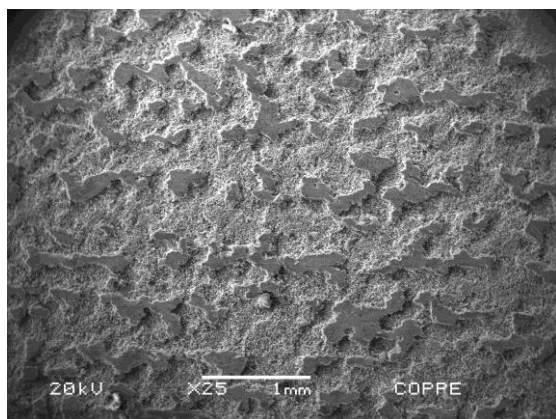
Figura 5.49 – Superfícies do Cátodo e Ânodo no fim do ENSAIO 03.



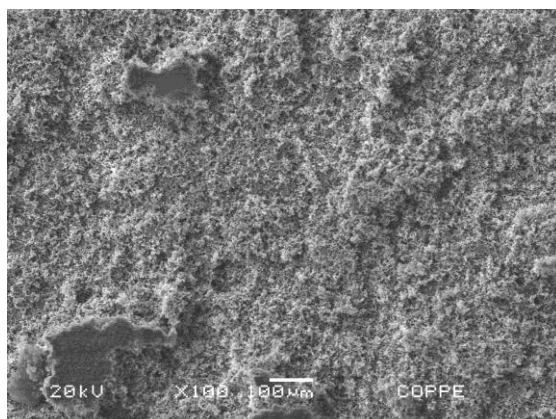
Foi analisada a superfície dos eletrodos após os ensaios com uso do microscópio eletrônico de varredura acoplado a espectroscopia por dispersão de energia (MEV-EDS), mostrando os mesmos elementos aderidos aos eletrodos, como já comentado anteriormente nas avaliações da superfície metálica dos eletrodos dos outros ensaios.

Na Figura 5.50 são mostradas as micrografias eletrônicas obtidas no terceiro ensaio. Pode-se verificar mais uma vez a forte formação de flocos (lodo) nos ânodos em função da maior densidade de corrente. Esses flocos precipitam, em parte, no ânodo gerando uma crosta no fim do ensaio. Na mesma figura também pode ser verificado o ataque do cátodo. Os compostos nos eletrodos são mostrados nos resultados de EDS das Figuras 5.51, 5.52 e 5.53. Nos levantamentos no microscópio eletrônico (MEV) com uso espectroscopia de energia dispersiva (EDS) fica claro o ataque corrosivo dos cloretos na superfície do metal.

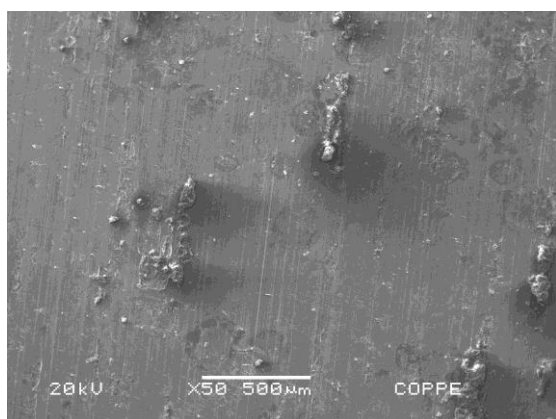
Figura 5.50 - Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 03.



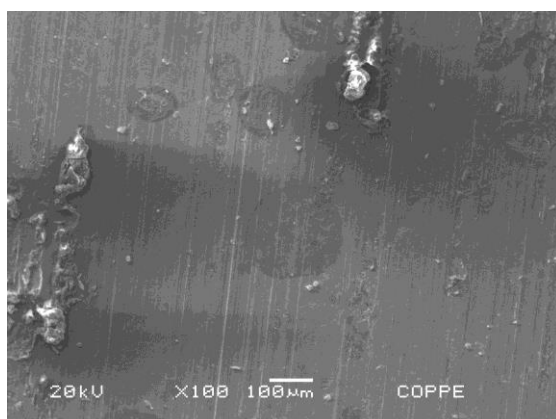
(a) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 25X).



(b) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).

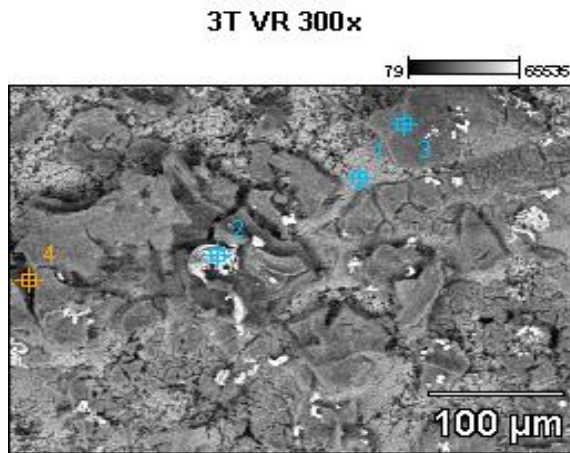


(c) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 50X).



(d) Superfície do cátodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).

Figura 5.51 - Fotomicrografia do ânodo de alumínio no fim do ENSAIO 03 (EDS imagem ampliada 300X).

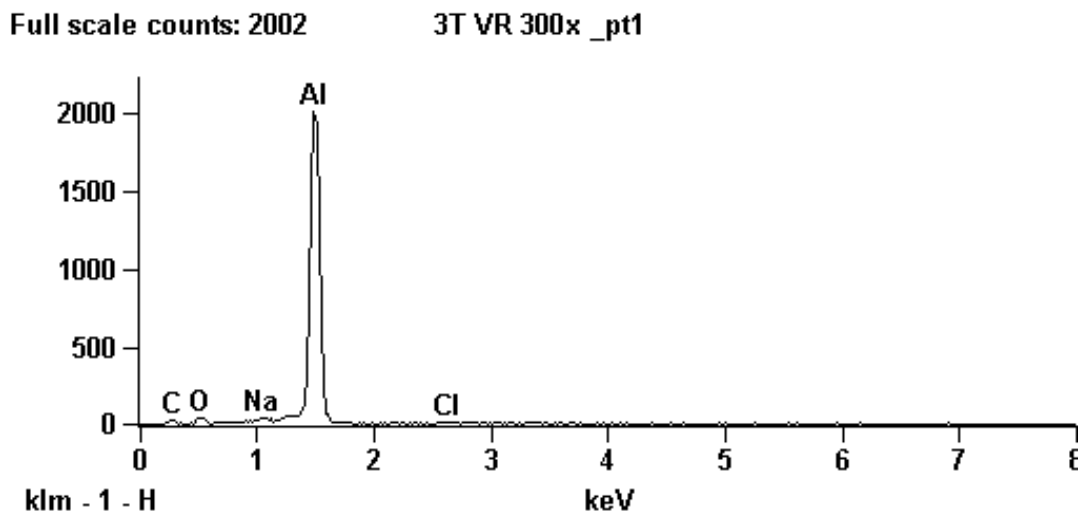


Nome da Imagem: 3T VR 300x

Tensão de Aceleração: 20.0 kV

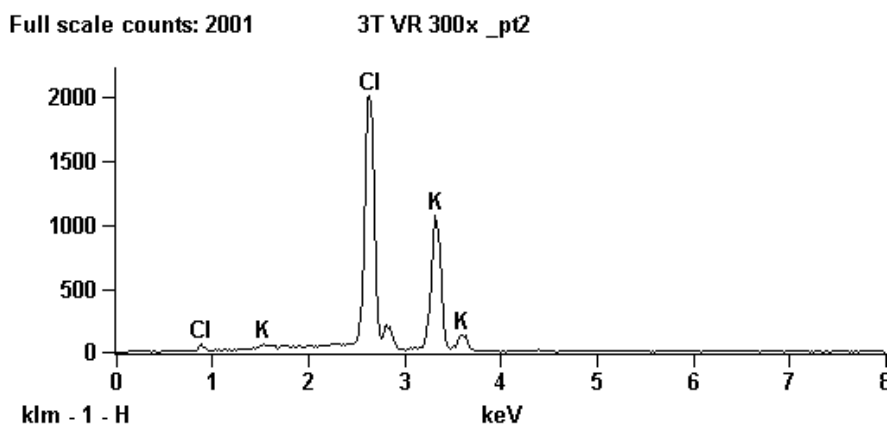
Aumento: 300 X

Figura 5.52 - Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 03.

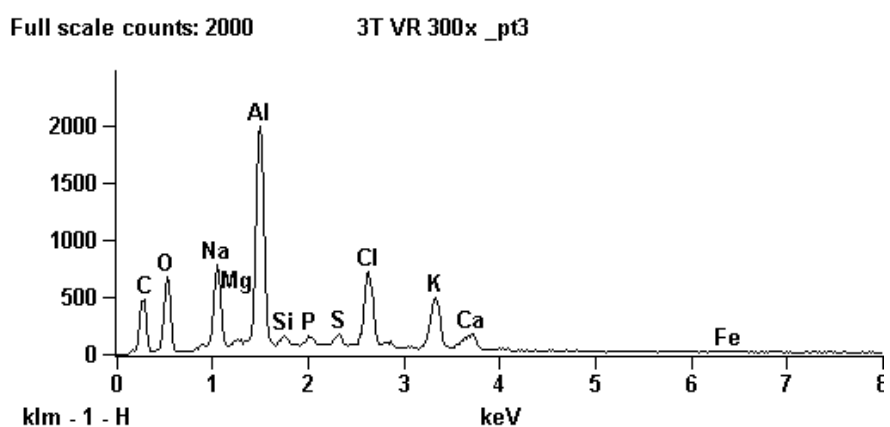


(a) Compostos característicos no ponto 01.

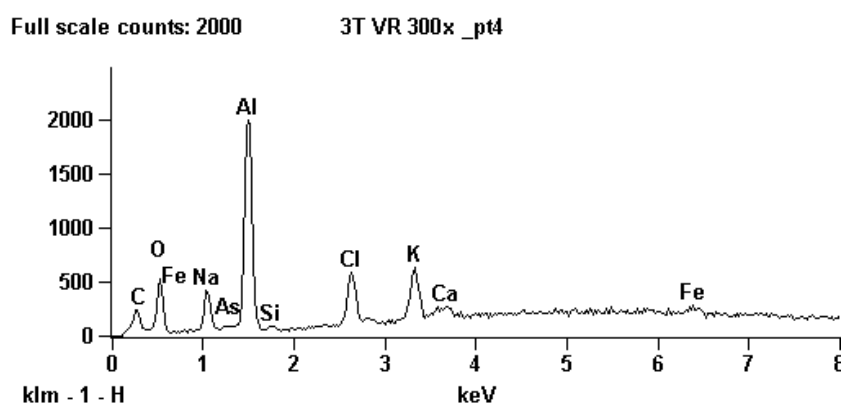
Figura 5.53- Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 03.



(b) Compostos característicos no ponto 02.



(c) Compostos característicos no ponto 03.



(d) Compostos característicos no ponto 04.

5.2.3.4 Quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 9,0 ampères e densidade de corrente de 65,81 A/m² (ENSAIO 04).

As Figuras 5.54 e 5.55 ilustram o quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 9,0 ampères de corrente elétrica e densidade de corrente de 65,81 A/m².

Figura 5.54 – Ilustração da fase inicial do quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 04).



(a) Reator no início do ensaio.

(b) Reator no início do ensaio.



(c) Reator com 1 h de ensaio.



(d) Reator com 1 h de ensaio.

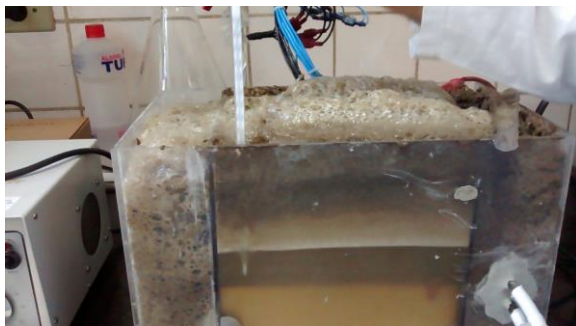


(e) Reator com 2 h de ensaio.



(f) Reator com 2 h de ensaio.

Figuras 5.55 – Ilustração da fase final do quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 04).



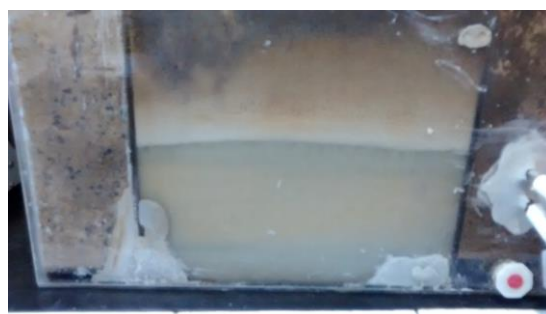
(a) Reator com 3 h de ensaio.



(b) Reator com 3 h de ensaio.



(c) Reator com 5 h de ensaio.



(d) Reator com 5 h de ensaio.



(e) Amostras do ensaio.



(e) Amostras do ensaio.

A tabela 5.9 mostra os resultados obtidos nesse quarto experimento com o lixiviado do aterro BR/RJ 01, com aplicação de 9,0 ampères de corrente elétrica e densidade de corrente de 65,81 A/m².

Tabela 5.9 – Dados do quarto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 04).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	9,0	5,4	24,0	25,0	9,0	2493,3	0,00	2,4	7,97		
1,0	9,1	4,93	24,0	25,0	7,4	1483,2	40,51	0,7	8,72		
2,0	9,1	4,93	23,0	25,0	6,8	1247,5	49,97	6,9	9,03		
3,0	9,1	4,84	23,0	27,0	6,5	1129,7	54,69	10,1	9,26		
4,0	9,0	5,82	23,0	32,0	6,1	1087,6	56,38	7,1	9,42		
5,0	9,0	5,97	23,0	35,0	6,3	902,4	63,81	3,8	9,64	60,2528	56,2001

Com densidade de corrente de 65,81 A/m², maior que a aplicada nos ensaios anteriores, sendo 3 vezes maior que a aplicada nos ensaios preliminares e 50 % maior que a aplicada nos ensaios de 01 a 03, foi verificada mais uma vez a redução no tempo de reação de 9,0 horas para 4,0 a 5,0 horas, para uma mesma eficiência de remoção da DQO obtida nos ensaios anteriores, porém não sendo menor que aquelas obtidas anteriormente. Isso significa que o aumento da densidade de corrente para casos de aterros estabilizados, não gera um aumento na eficiência do processo com relação a DQO, ou seja, existem um limite na remoção da DQO que impede o aumento da eficiência e redução do tempo de reação, provavelmente devido a compostos recalcitrantes que não são removidos pelos processos físico-químicos tradicionais, nem pelos processos eletroquímicos de eletrocoagulação-eletroflotação. Com uma densidade de corrente praticamente três vezes maior que a utilizada nos ensaios preliminares e 50% maior do que no primeiro, segundo e terceiro ensaios não houve uma remoção esperada da DQO, mostrando os limites do processo de eletrocoagulação-eletroflotação para lixiviados recalcitrantes como já comentados por vários autores (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017). A carga orgânica removida, em função do tempo, foi maior, porém muito aquém da energia gasta para o processo. Tal fato evidencia que a densidade de corrente aplicada não apresentou grande impacto positivo na remoção da DQO ou redução no tempo de reação do processo, mas sim teve impacto negativo no gasto de

energia desnecessário, aumento da temperatura do meio reacional, excesso de hidróxido no meio reacional com gasto maior dos eletrodos.

A maior eficiência de remoção da DQO ocorreu em tempo de reação de 5 horas, isto é, 63,8%, pouco maior que a obtida nos ensaios anteriores e ensaios de coagulação e floculação convencionais descritos na revisão da bibliografia em alguns casos (DIAMADOPOULOS, 1994; AMOKRANE, *et al.*, 1997; TATSI, *et al.*, 2003; LI *et al.*, 2009; LABANOWSKI *et al.*, 2010). Como pode ser verificado na Tabela 5.9 anterior essa maior densidade de corrente não mostrou uma melhora sensível na eficiência de remoção da DQO. Como pode ser verificado também na tabela anterior, a eficiência de remoção da DQO foi pouco acima daquelas obtidas nos ensaios anteriores, para o mesmo tempo de reação, o que não é uma vantagem quando se avalia o consumo de energia. Como a densidade de corrente foi maior, o gasto de energia também, o que mostra mais uma vez que o uso de uma maior densidade de corrente no tratamento de lixiviados recalcitrantes somente vai transformar o excesso de energia em calor.

A maior eficiência ocorreu em tempo de reação de 5 horas, sendo que a eficiência de remoção da DQO ficou na mesma faixa daquelas obtidas nos outros ensaios, possivelmente, devido às variações típicas da qualidade dos compostos componentes do lixiviado, podendo também estar relacionado ainda variações analíticas típicas da análise da DQO ou o sistema de tratamento em si, porém o nível de recalcitrância é o parâmetro mais importante e limita um maior ganho na remoção da DQO e menor tempo de reação. A remoção da DQO com o tempo foi aproximadamente de 9,55 gramas da DQO em 5 horas, sendo o consumo de energia de 23,57 Wh/g DQO e 37,5 kWh/m³ efluente. A redução no tempo de reação de 9,0 horas para 5,0 horas sempre é importante, porém essa redução já tinha sido obtida com menor densidade de corrente, com uma eficiência de remoção da DQO de 64% em 5 horas, no caso do ensaio 04 anteriormente descrito, ou seja, uma remoção muito próxima dos ensaios anteriores que utilizaram uma menor densidade de corrente. A faixa global dos ensaios já realizados está entre 48 e 64%, sendo essa faixa de remoção típica e reportada em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017).

O valor de pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, com o uso de eletrodos de alumínio, chegou a valores acima de 9,0 sendo um comportamento comum para o lixiviado. A condutividade manteve o mesmo comportamento dos ensaios anteriores, mostrando pequena queda. A corrente e a tensão também mantiveram o mesmo comportamento que os ensaios anteriores. Deve ficar claro que as pequenas variações de corrente são desconsideradas em função de ficarem abaixo erro típico da medição.

A temperatura do laboratório variou em um 1°C, sendo que a temperatura do reator teve um aumento de 10°C durante as cinco horas de ensaio, mostrando ser essa uma variável importante para os estudos de eletrocoagulação-eletroflotação e novamente indicando que com o aumento excessivo da densidade de corrente, a energia em excesso vai se transformar em calor, deixando claro a necessidade de resfriamento do meio reacional e ainda necessidade de repensar a aplicação de densidades de corrente que não acrescentem melhoria na eficiência do processo e apenas perdas de energia. Esse aumento de temperatura no ensaio em questão não foi maior que o ocorrido no terceiro ensaio que foi de 11°C. Outro ponto que deve ser considerado com o aumento da temperatura é que as bolhas de gás têm maior cinética o que pode gerar maior turbulência na espuma flotada, podendo criar maior dissolução dessa espuma flotada com a maior turbulência e maior temperatura. A turbidez inicialmente se reduziu, porém aumentou ao longo do processo, em função dos flocos de hidróxidos no meio reacional, gerando mais uma vez uma maior quantidade de precipitado na parte final do ensaio, que pode ser verificado nas Figuras que mostram a amostra coletada no fim do processo. A remoção da DQO e redução do tempo de reação não mostraram um comportamento linear, com aumento de praticamente três vezes o valor da densidade de corrente em relação aos ensaios preliminares. Um dado importante que foi notado nesse quarto ensaio, está certamente relacionado a se aplicar uma corrente elétrica maior que os outros ensaios, foi que não ocorreu aumento significativo na remoção da DQO e nem redução no tempo de reação, porém esse ensaio mostrou uma maior quantidade de hidróxido gerado, o que aumentou em muito a viscosidade do meio reacional e ainda a perda de energia, dispersando a energia aplicada ao reator como forma de calor. Nesse quarto ensaio verificou-se um espessamento com valor do teor de H₂O de 6,73 %, ou seja, teor de sólidos suspensos acima de 93% em consonância com outros estudos (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL & DJELAL, 2014), mostrando que a espuma tem uma qualidade suficiente para sua disposição em aterro diretamente, não necessitando de desaguamento (ECKENFELDER, 2000; METCALF

& EDDY, 2003). As Figuras 5.56 a 5.60 ilustram os valores obtidos nos ensaios em questão.

Figura 5.56 - Variação da condutividade e pH no ENSAIO 04.

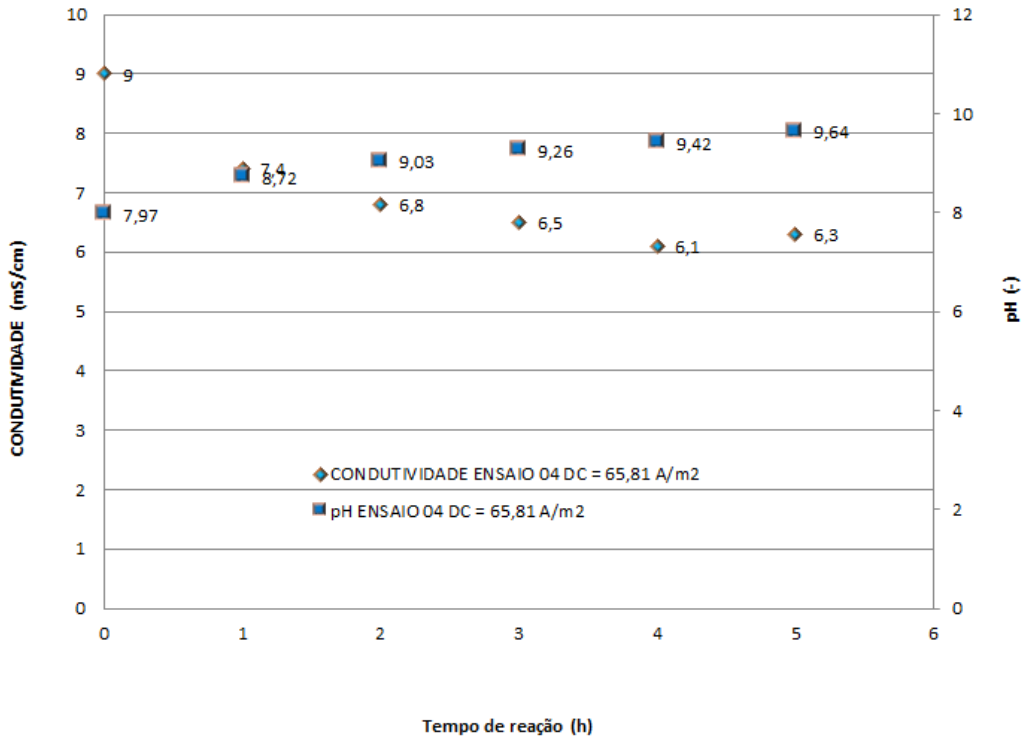


Figura 5.57 - Variação da corrente elétrica e tensão no ENSAIO 04.

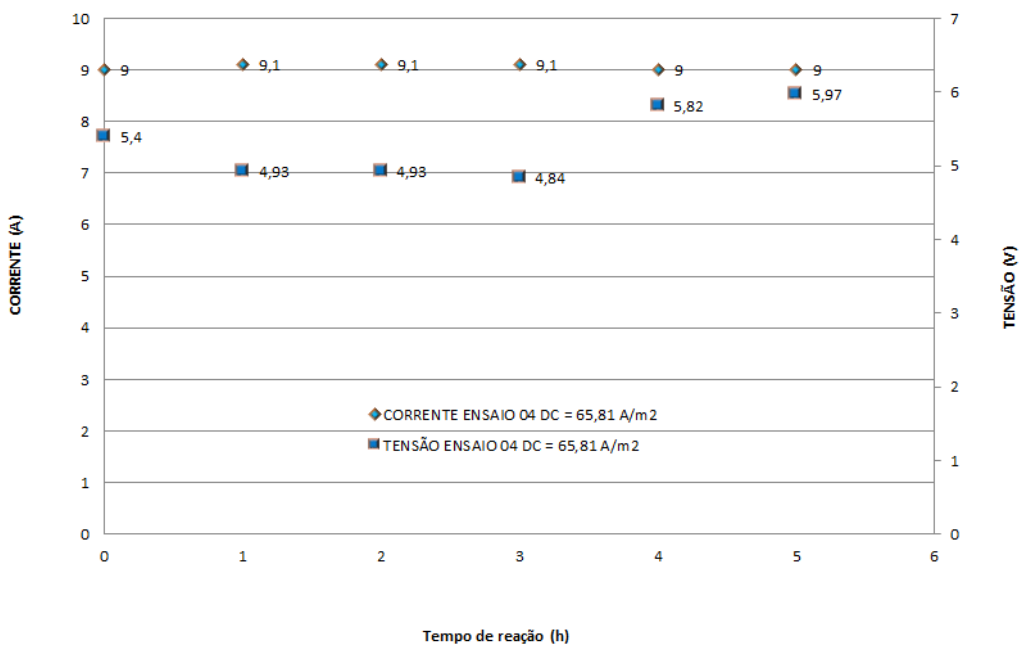


Figura 5.58 - Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 04.

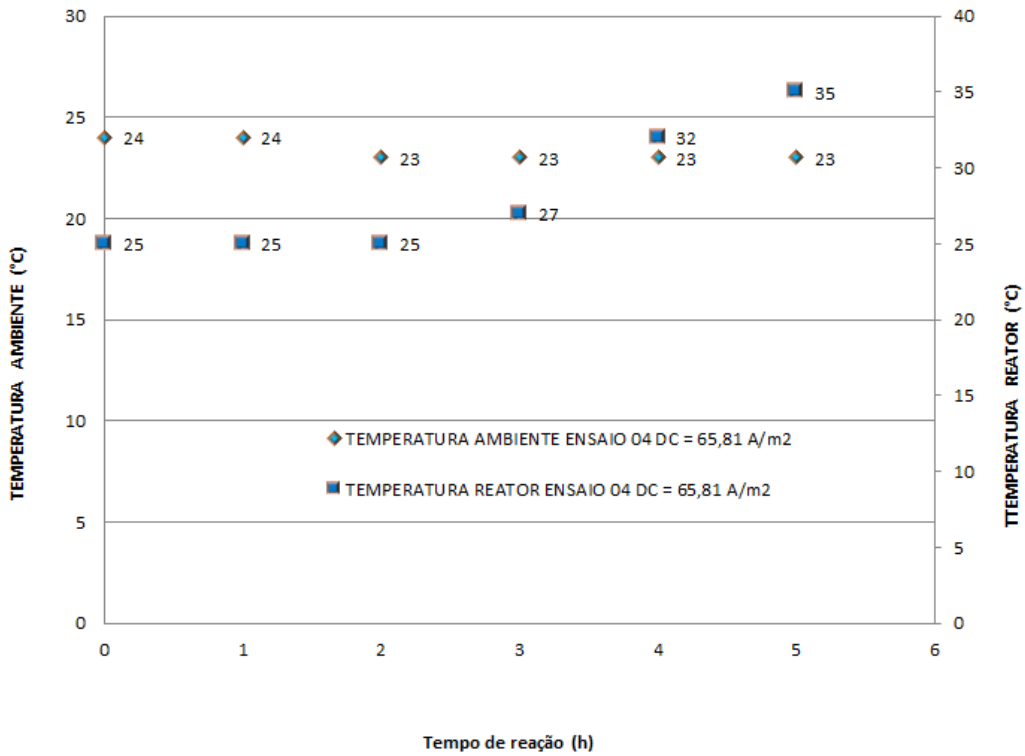


Figura 5.59 - Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 04.

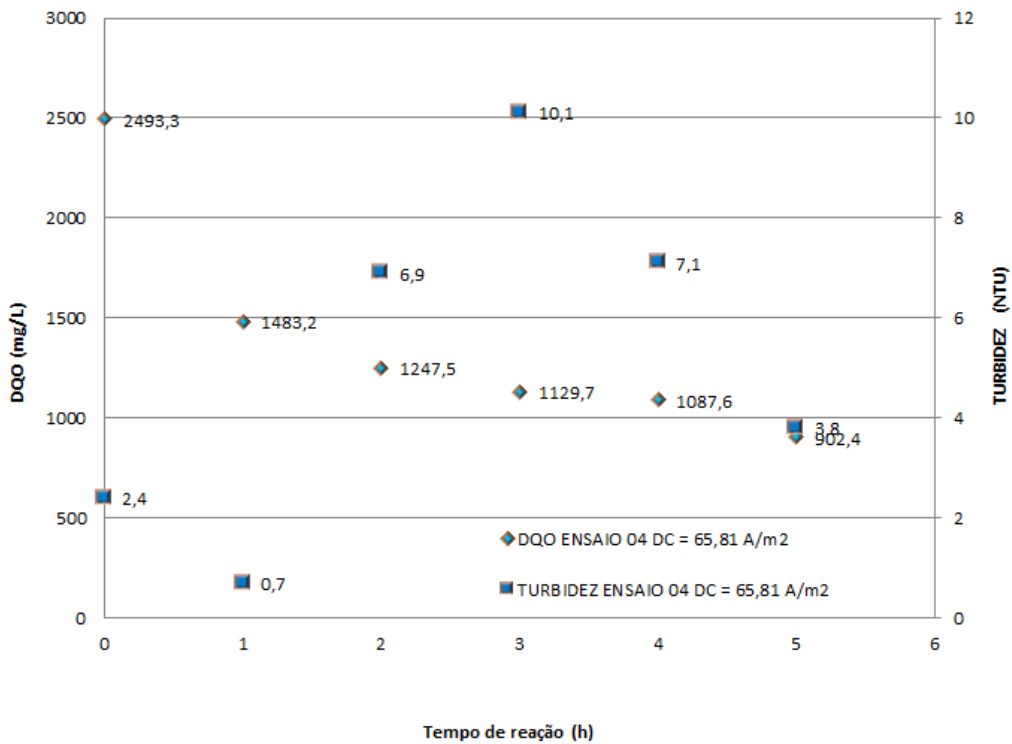
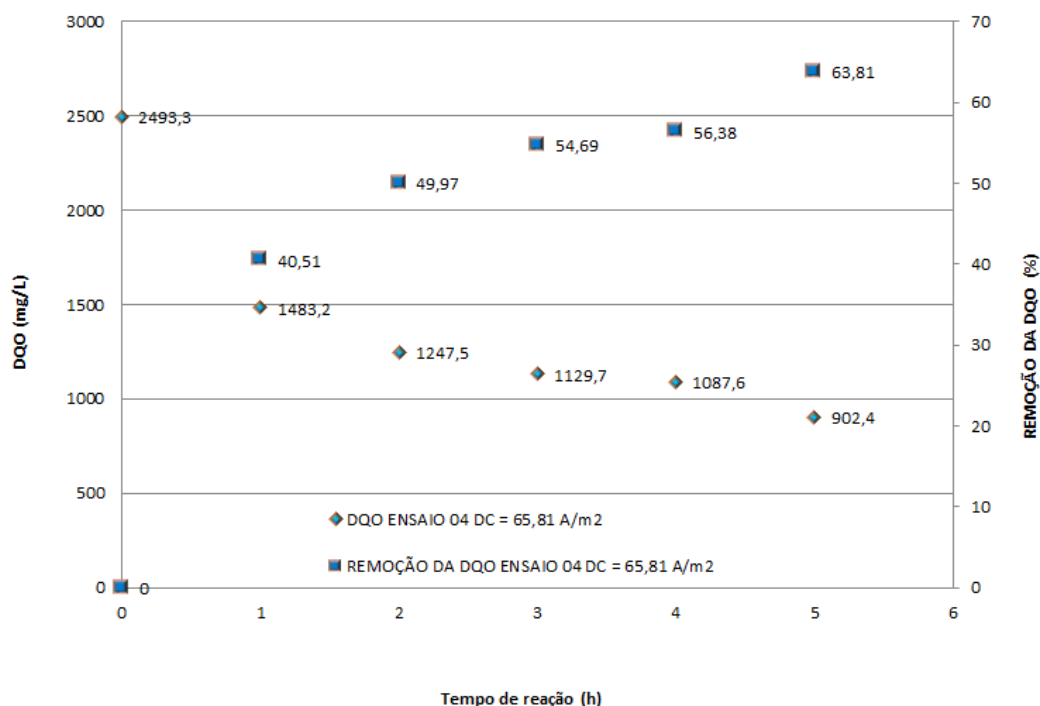


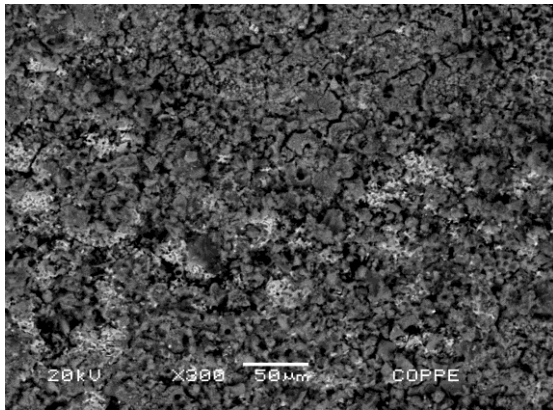
Figura 5.60 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 04.



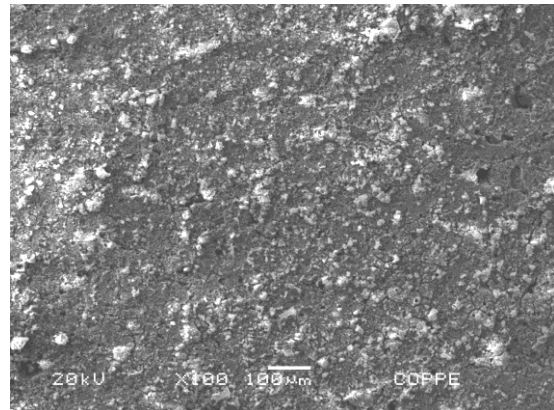
Nesse ensaio avaliou-se a superfície dos eletrodos no fim do processo, com uso do microscópio eletrônico de varredura acoplado a espectroscopia por dispersão de energia (MEV-EDS), mostrando os mesmos os elementos aderidos aos eletrodos, como já comentado anteriormente em nas avaliações da superfície metálica dos eletrodos dos outros ensaios.

Na Figura 5.61 são mostradas as micrografias eletrônicas obtidas no quarto ensaio. Pode-se verificar mais uma vez a forte formação de flocos (lodo) nos ânodos em função da maior densidade de corrente. Na mesma figura também pode ser verificado o ataque típico ao cátodo. Os compostos nos eletrodos são mostrados nos resultados de EDS das Figuras 5.62 e 5.63. Nos levantamentos no microscópio eletrônico (MEV) com uso espectroscopia de energia dispersiva (EDS) fica claro o ataque corrosivo dos cloretos na superfície do metal, mostrando mais uma vez possível precipitação de carbonatos.

Figura 5.61 - Superfícies do ânodo e cátodo ampliadas no fim do ENSAIO 04.

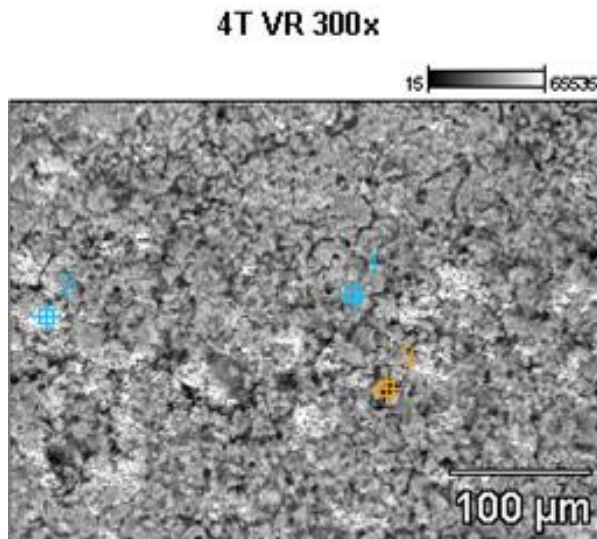


(a) Superfície do ânodo de Al (MEV imagem ampliada 300X).



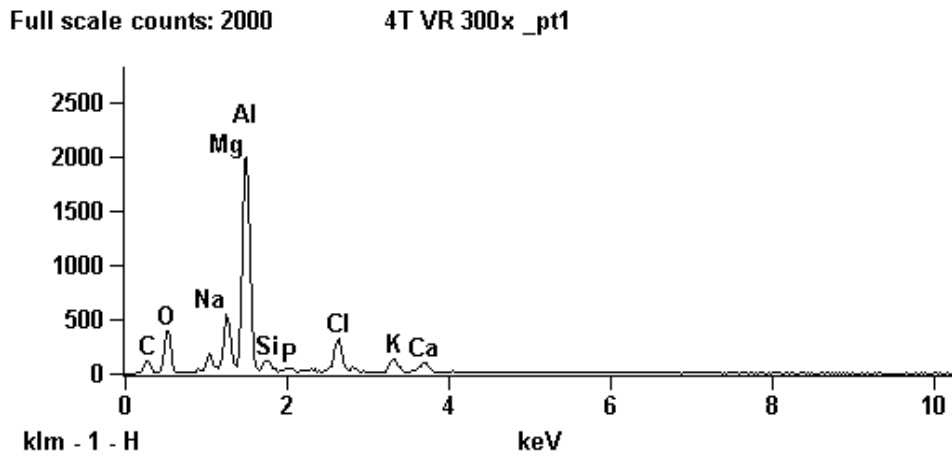
(b) Superfície do catodo de Al (MEV imagem ampliada 100X).

Figura 5.62 - Fotomicrografia do ânodo de alumínio no fim do ENSAIO 04 (EDS imagem ampliada 300X).

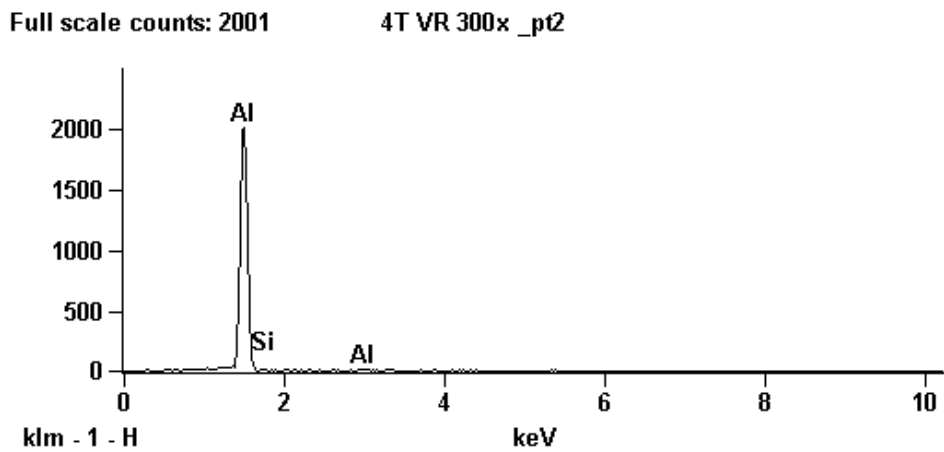


Nome da Imagem: 3T VR 300x
Tensão de Aceleração: 20.0 kV
Aumento: 300 X

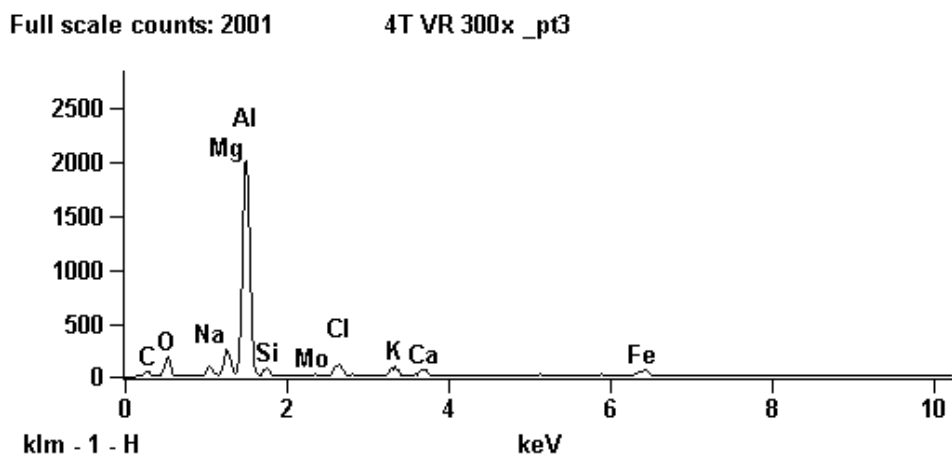
Figura 5.63 - Compostos característicos do processo no ânodo de alumínio (EDS) no fim do ENSAIO 04.



(a) Compostos característicos no ponto 01.



(b) Compostos característicos no ponto 02.

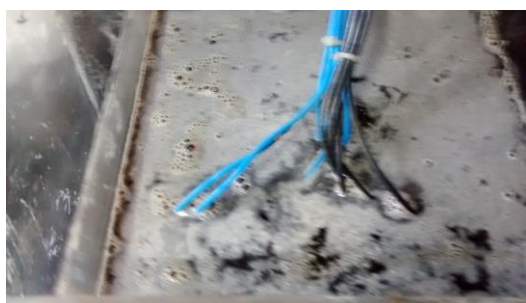


(c) Compostos característicos no ponto 03.

5.2.3.5 Quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 9,0 ampères e densidade de corrente de 65,81 A/m² (ENSAIO 05).

As Figuras 5.64 e 5.65 ilustram o quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado aterro BR/RJ 01, com 9,0 ampères de corrente elétrica e densidade de corrente de 65,81 A/m².

Figura 5.64 – Ilustração do quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 05).



(a) Reator no início do ensaio.



(b) Reator com 0,5 h do ensaio.



(c) Reator com 2 h do ensaio.



(d) Reator com 2 h do ensaio.



(e) Reator com 3 h do ensaio.



(f) Reator com 3 h do ensaio.

Figura 5.65 – Ilustração do final do quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 05)



(g) Reator com 4 h do ensaio.



(h) Reator com 4 h do ensaio.

Nesse quinto ensaio, com uma densidade de corrente de $65,81 \text{ A/m}^2$, maior que a aplicada nos ensaios preliminares, no segundo e terceiro ensaio, porém igual àquela usada no quarto ensaio, verificou-se mais uma vez a redução no tempo de reação de 9,0 horas para 4,0 a 5,0 horas, para uma eficiência de remoção da DQO similar ao antes obtido, ficando muito próxima daquela obtida no ensaio anterior, com valores de 58,90 a 63,11%, sendo essa uma mesma redução de tempo de reação para uma remoção da DQO similar aos outros ensaios, confirmando os dados do quarto ensaio, mostrando que o aumento de 3 vezes na densidade de corrente em relação aos ensaios preliminares e 50% maior que o primeiro, segundo e terceiro ensaios, não gerou um aumento na eficiência de remoção da DQO esperada. O aumento da densidade de corrente, não mostrou uma redução equivalente no tempo de reação nem um aumento na remoção da DQO que fossem significativos, ficando os valores de remoção entre 48 e 64% como encontrado por vários autores (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014) e os valores do tempo de reação de 4 a 5 horas. Isso mostra, como já verificado em estudos de outros autores, os limites do processo de eletrocoagulação-eletroflotação para lixiviados recalcitrantes (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017). Fica claro também que o aumento na densidade de corrente até certo nível leva a um pequeno aumento da eficiência de remoção da DQO, porém, acima de 30 A/m^2 , o aumento na densidade de corrente não implica em uma maior remoção da DQO, nem um menor tempo de reação no tratamento do lixiviado e sim um desperdício de energia, aquecimento do meio reacional e maior gasto dos eletrodos. Esse limite na remoção da DQO, que impede o aumento da eficiência e redução do tempo de reação, provavelmente está

relacionado a compostos recalcitrantes que não são removidos pelos processos físico-químicos tradicionais, nem pelos processos eletroquímicos de eletrocoagulação-eletroflotação. TEZCAN UN & ODUNCU, (2014), usando eletrodos de Al no tratamento de lixiviados obtiveram uma remoção da DQO de 57%, com aplicação de densidade de corrente de 750 A/m². YADAV & DIKSHIT (2017), também utilizando eletrodos de Al no tratamento de lixiviados, obtiveram uma eficiência de 47% de remoção da DQO com densidade de corrente de 466 A/m². Esses dados e outros corroboram o verificado no estudo em questão, ou seja, o aumento da densidade de corrente acima de certo limite não aumenta a eficiência de remoção da DQO de aterros estabilizados e sim reduz o tempo de reação, porém com aumento nocivo da temperatura do meio reacional

A Tabela 5.10 mostra os resultados obtidos nesse quinto ensaio com o lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 9,0 ampères de corrente elétrica e densidade de corrente de 65,81 A/m².

Tabela 5.10 – Dados do quinto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação (ENSAIO 05).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	9,0	5,82	24,0	20,0	7,2	2400,7	0,00	-	7,91		
1,0	9,0	5,09	23,0	25,0	7,3	1424,3	40,67	-	8,55		
2,0	9,0	5,05	23,5	28,0	7,7	1154,9	51,89	-	8,82		
3,0	9,0	5,05	23,0	30,5	7,9	910,8	62,06	-	9,08		
4,0	9,0	4,95	23,0	34,0	7,4	885,6	63,11	-	9,16		
5,0	9,1	6,85	24,5	32,0	7,1	986,6	58,90	-	9,31	48,9966	45,4828

A remoção da DQO com o tempo foi aproximadamente de 8,48 gramas da DQO em 5 horas, sendo o consumo de energia de 29,01 Wh/g DQO e 41,03 kWh/m³ efluente. A redução no tempo de reação de 9,0 horas para 4,0 a 5,0 horas sempre é importante, porém essa redução já tinha sido obtida com menor densidade de corrente em outros

ensaios. A faixa global dos ensaios se manteve a mesma entre 48 e 64%, sendo essa faixa de remoção típica e reportada em vários ensaios com lixiviados de aterros estabilizados (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; BOUHEZILA, *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017).

O valor de pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, com o uso de eletrodos de alumínio, confirmou sua tendência, chegando a valores acima de 9,0. A condutividade, corrente elétrica e a tensão mostraram o mesmo comportamento dos ensaios anteriores. A temperatura do laboratório praticamente se manteve constante, também na faixa de 23 a 24°C, sendo que a temperatura do reator teve um aumento excessivo chegando ao valor de 14°C, porém no final do ensaio esse valor ficou em 12°C a maior em relação ao valor inicial, durante as cinco horas de ensaio, confirmando o que já se comentou sobre o assunto, sendo monitorado nos estudos um aumento na faixa de 8 e 14°C. Nos estudos de diversos autores, considerou-se o processo como praticamente isotérmico.

O aumento da temperatura do meio reacional nesses ensaios corrobora uma das hipóteses da tese, em que com o aumento excessivo da densidade de corrente, a energia em excesso vai se transformar em calor, deixando claro a necessidade de resfriamento do meio reacional, levando a prejuízos na eficiência do processo e maior gasto de eletrodos, sendo necessário uma redução da densidade para valores próximos de 30 A/m², que acredita-se ser a densidade de corrente de equilíbrio, onde pode-se obter uma remoção da DQO entre 50 e 64%, sem aumento da temperatura, gastos/perdas excessivas de energia. Nesse quinto ensaio não ocorreu um aumento significativo na remoção da DQO e nem redução no tempo de reação, porém mostrou uma maior geração de hidróxido tal qual ocorrido no quarto ensaio. Nesse quinto ensaio verificou-se um espessamento dos flocos flotados (escuma flotada) com valor do teor de H₂O de 6,17%, ou seja, teor de sólidos suspensos também acima de 93%, mostrando que a escuma tem uma qualidade suficiente para sua disposição em aterro diretamente (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL & DJELAL, 2014).

As Figuras 5.66 a 5.69 mostram os valores obtidos no quinto ensaio eletrocoagulação-eletroflotação.

Figura 5.66 – Variação da condutividade e pH no ENSAIO 05.

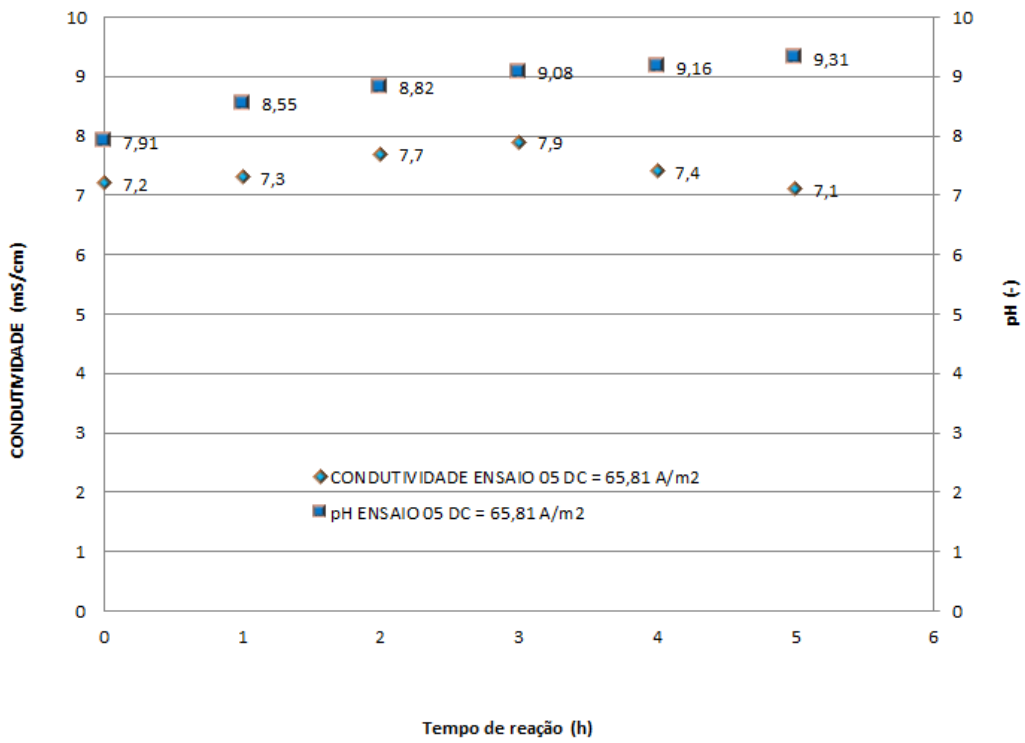


Figura 5.67 – Variação da corrente e tensão no ENSAIO 05.

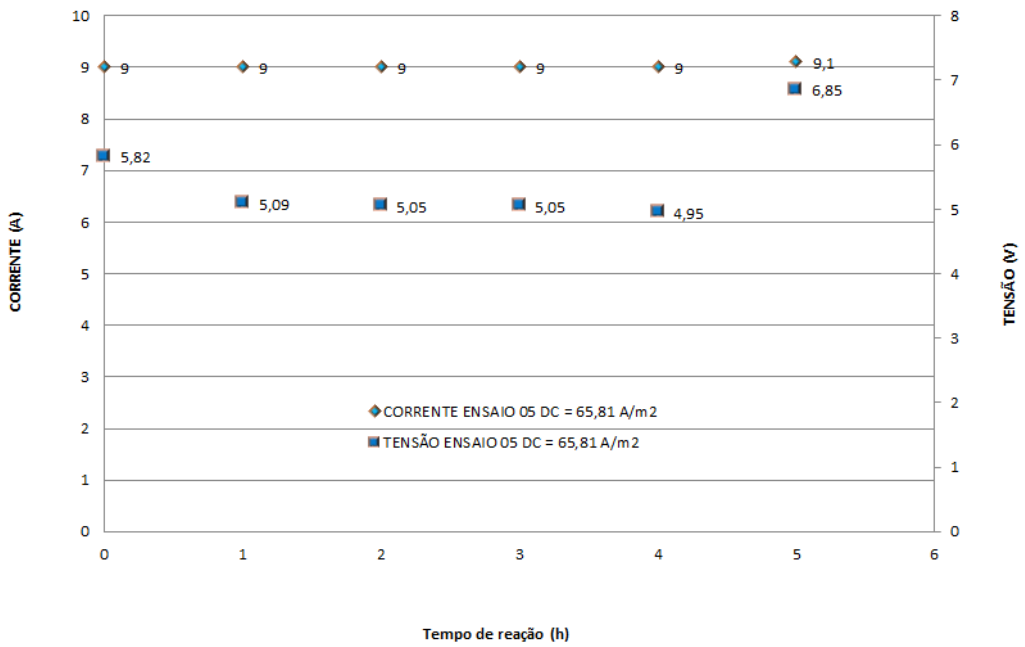


Figura 5.68 – Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 05.

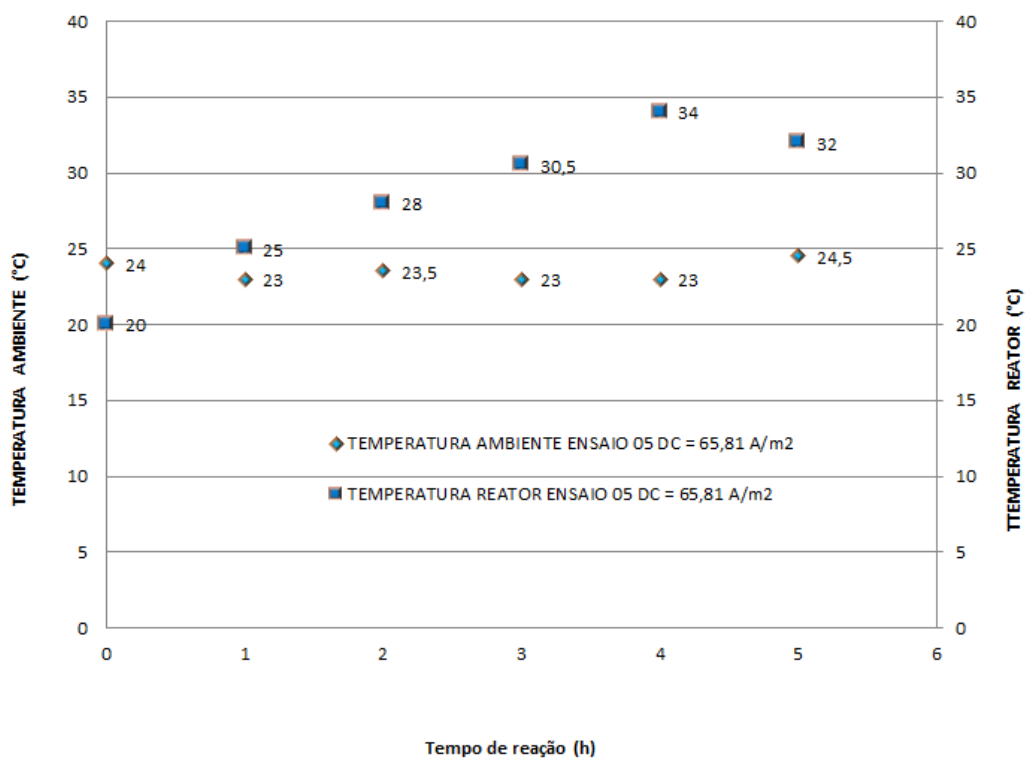
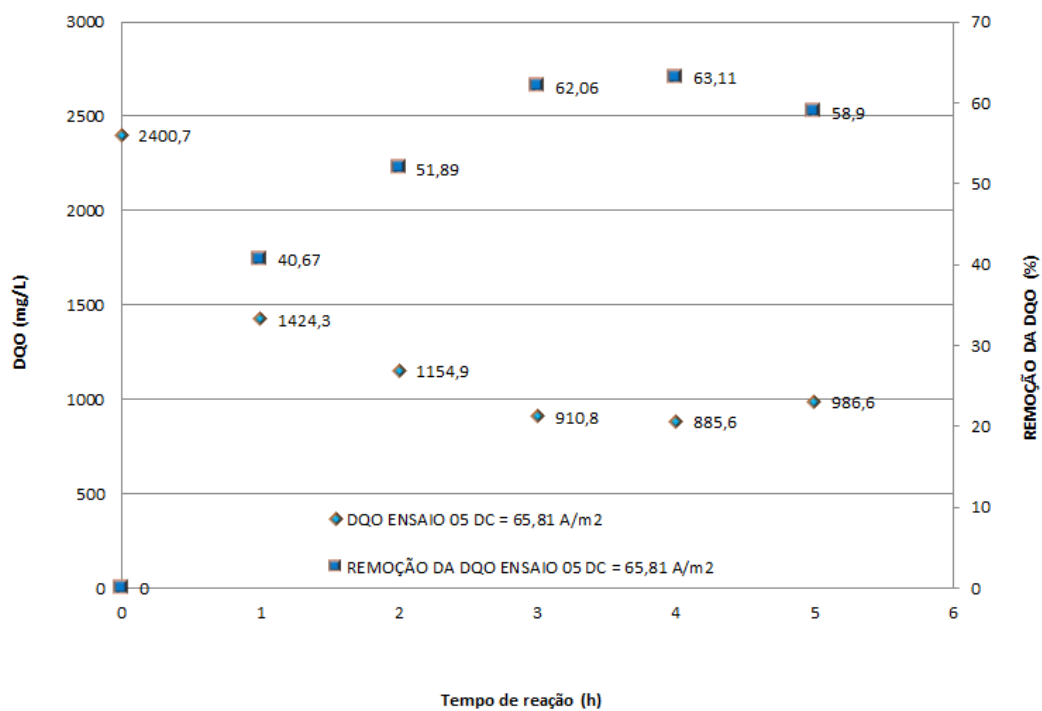


Figura 5.69 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 05.



Nesses ensaios não foi possível uma avaliação dos eletrodos e seu estado com uso do microscópio eletrônico (MEV + EDS), devido ao equipamento estar em manutenção. Porém, espera-se que os resultados sejam parecidos aos encontrados para o ensaio anterior na mesma condição. O turbidímetro também estava fora de operação.

5.2.3.6 Avaliação global dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, variando a densidade de corrente de 22,50 a 65,81 A/m²

Os ensaios com variação de densidade de corrente de 22,50 a 65,81 A/m² levaram a diversas considerações sobre a aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, a seguir mencionadas:

1. Aplicando o processo de eletrocoagulação-eletroflotação ao lixiviado estudado obteve-se uma remoção da DQO em geral de 48 a 64%, o que parece ser o limite máximo de eficiência do processo, mesmo para as maiores densidades de corrente testadas, sendo que o aumento da densidade de corrente não teve um efeito benéfico ao processo com esperado, com aumento da eficiência. A hipótese de uma densidade de corrente acima da qual não se gera impacto positivo ao processo, e sim perdas e aquecimento, para tratamento do lixiviado recalcitrante também foi verificada. No caso da aplicação de uma densidade de corrente maior ocorreu aumento da temperatura, com a transformação da energia aplicada em excesso em calor, maior gasto de eletrodos, perda de eficiência com valores maiores de temperatura no meio reacional e ainda maior gasto de energia. Esse aumento da temperatura tem um impacto negativo ao processo, com a necessidade de resfriamento do reator em escala industrial e ainda uma dissolução da espuma flotada, reduzindo a eficiência na etapa final do processo. Resultados similares foram obtidos por outros autores (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017);
2. A densidade de corrente mais adequada ficou entre 30 e 40 A/m², reproduzindo algumas informações dos ensaios com o potenciostato e os dados de outros pesquisadores (LI *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL &

DJELAL, 2014). Considerando-se o lixiviado como parcialmente recalcitrante, ou melhor dizendo, de difícil degradação, ficou claro que o excesso de densidade de corrente acima de 40 A/m² não aumentou significativamente a remoção da DQO e nem reduziu o tempo de reação. O excesso de energia se dissipou na forma de calor. Densidades de corrente aplicadas com valores próximos a 60 A/m² levaram à uma remoção da DQO de aproximadamente 60 a 64%, porém com uma perda significativa de energia em forma de calor. A temperatura do reator de 7,0 litros teve um aumento significativo em relação a temperatura inicial do ensaio entre 8 e 14°C, corroborando completamente a hipótese de processo não isotérmico e tendo a temperatura como um parâmetro fundamental a ser analisado caso se queira fazer uma ampliação de escala, sendo esse parâmetro negligenciado nos estudos;

3. Em função da densidade de corrente e remoção da DQO antes comentada, o tempo de reação mais adequado ficou entre 3 e 5 horas, dependendo da densidade de corrente, sendo que o aumento da densidade de corrente não mostrou uma redução maior desse tempo de reação que passou de 9 horas para uma densidade de corrente de 22,5 A/m², para 4 a 5 horas para as densidades de corrente de 43,87 A/m² e 65,81 A/m²;
4. Todos os ensaios mostraram uma tendência de aumento do pH, em função da geração de hidróxidos, que fica mais intensa, devido ao elevado teor de cloretos do lixiviado e se intensifica mais com o aumento da densidade de corrente. Resultados similares foram obtidos por outros autores (DROUCHE *et al.*, 2007; SAYINER *et al.*, 2008; ILHAN *et al.*, 2008; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009; PHALAKORNKULE *et al.*, 2010; LI, X. *et al.*, 2011; EMAMJOMEH *et al.* 2011; AHMED *et al.*, 2012; SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, 2013; MAJLESI *et al.*, 2015).
5. A variação de tensão, corrente elétrica e condutividade ficaram dentro do esperado em relação ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação;
6. Com densidade de corrente acima de 60 A/m², a formação de hidróxido é muito intensa, aumentando a viscosidade do meio reacional, prejudicando o andamento do processo e sua eficiência para o processo em batelada. Acima de 5 horas de tempo de reação, na mais alta faixa de densidade de corrente, a formação de hidróxido dificultou o processo de eletrocoagulação-eletroflotação,

devido à maior viscosidade do meio reacional e menor geração de bolhas de gás;

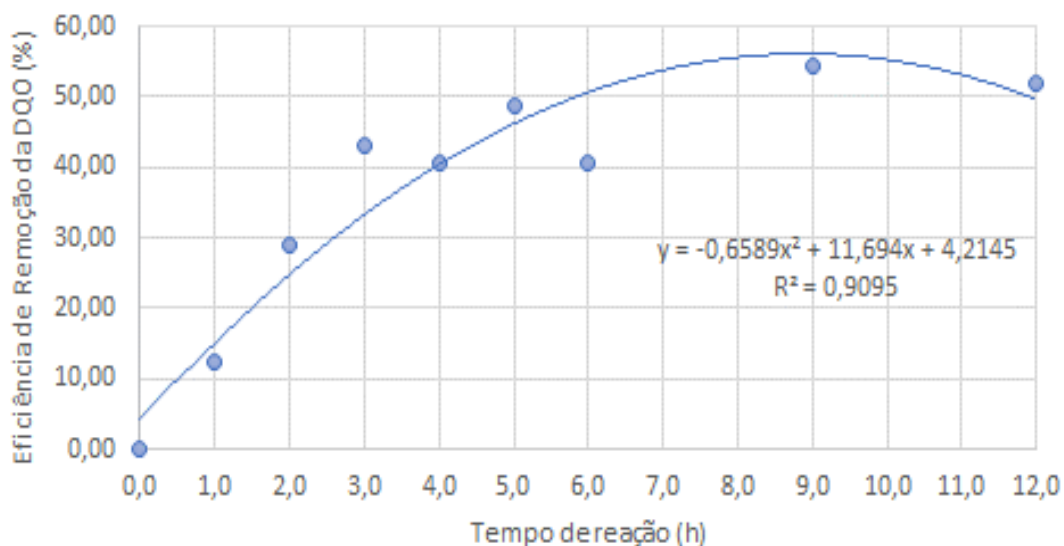
7. A turbidez do efluente tratado em geral é reduzida nas primeiras horas dos ensaios, porém cresce ao longo da reação em função da maior geração de hidróxidos no meio reacional, assim como sua dispersão no meio líquido (flocos não flotados), o que pode ter levado a um aumento da DQO, como pode ser verificado na parte final de alguns ensaios. A temperatura ao fim do processo reacional também teve influência nessa perda de eficiência;
8. Outro parâmetro negligenciado nos estudos é o teor de umidade e sólidos totais na espuma flotada que mostrou ser uma grande vantagem do processo de eletrocoagulação-eletroflotação do lixiviado, pois, em geral, os sistemas de coagulação e decantação tradicionais mostram um baixo adensamento do material sedimentado no decantador (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003). Nesse processo, a espuma gerada tem um baixo teor de água e pode ser disposta diretamente em aterro sem qualquer necessidade de adensamento e desaguamento adicional. Uns poucos (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL & DJELAL, 2014) comentaram sobre essa informação, porém sem qualquer levantamento analítico.
9. Os consumos energéticos nesses ensaios foram calculados e se mostraram com a seguir: 4,29 e 29,01 Wh/g DQO e 5,02 e 41,03 KWh/m³.

Nas tabelas 5.11 a 5.13 e nas Figuras 5.70 a 5.73 realizou-se uma avaliação conjunta dos principais parâmetros do processo de eletrocoagulação-eletroflotação (densidade de corrente e tempo de reação) influenciando na eficiência de remoção da DQO obtida nos dois ensaios preliminares e cinco ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01. Na avaliação dos ensaios antes mencionados, foram estudadas as médias e desvios dos ensaios, de forma que o desvio não fosse maior que aproximadamente 10 unidades de remoção percentual da DQO, o que levou às tabelas 5.11 a 5.13.

Tabela 5.11 – Avaliação dos dados de remoção da DQO em função do tempo de reação dos ENSAIOS P 01 e P 02.

DENSIDADE DE CORRENTE DE 22,5 A/m ²			
TEMPO DE REAÇÃO (H)	DENSIDADE DE CORRENTE (A/m ²)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	DESVIO PADRÃO
0,0	0,0	0,00	-
1,0	22,5	12,50	-
2,0	22,5	28,90	-
3,0	22,5	43,00	-
4,0	22,5	40,60	-
5,0	22,5	48,90	-
6,0	22,5	40,70	-
9,0	22,5	54,30	-
12,0	22,5	52,00	-

Figura 5.70 – Eficiência de remoção da DQO para densidade de corrente de 22,5 A/m² (ENSAIOS P 01 e P 02).

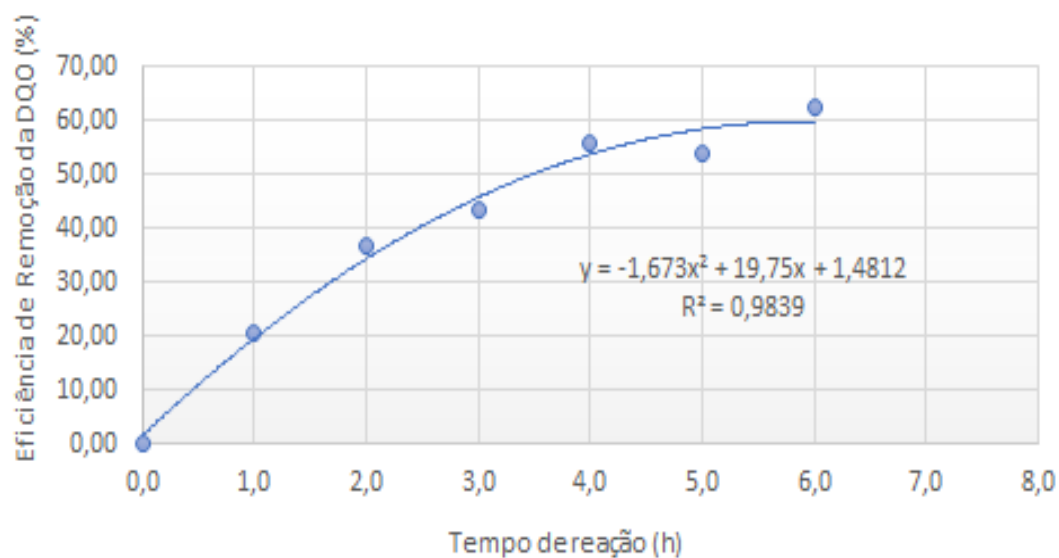


Os dados plotados no gráfico da Figura 5.70 anterior mostram uma redução da taxa de remoção da DQO para tempos de reação maiores que 5 horas.

Tabela 5.12 – Avaliação dos dados de remoção da DQO em função do tempo de reação dos ENSAIOS 01, 02 e 03.

DENSIDADE DE CORRENTE DE 43,87 A/m ²			
TEMPO DE REAÇÃO (H)	DENSIDADE DE CORRENTE (A/m ²)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	DESVIO PADRÃO (%)
0,0	0,0	0,00	0
1,0	43,87	20,69	4,52
2,0	43,87	36,93	5,04
3,0	43,87	43,31	7,81
4,0	43,87	55,85	7,14
5,0	43,87	53,88	10,70
6,0	43,87	62,21	-

Figura 5.71 – Eficiência de remoção da DQO para densidade de corrente de 43,87 A/m² (ENSAIOS 01, 02 e 03).

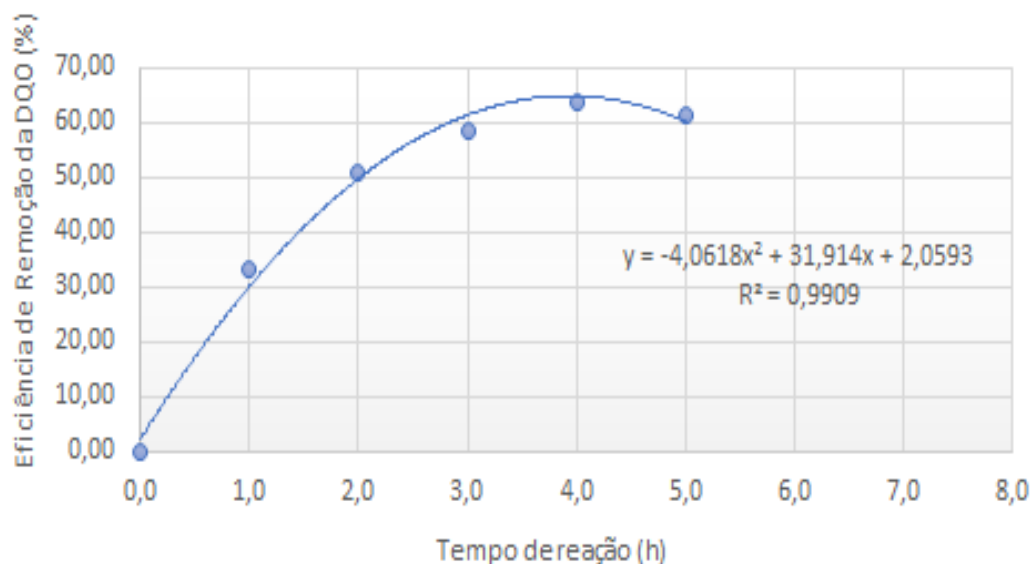


Os dados plotados no gráfico da Figura 5.71 anterior mostram uma mesma redução da taxa de remoção da DQO para tempos de reação maiores que 5 horas, que as indicadas nos ENSAIOS P 01, P 02.

Tabela 5.13 – Avaliação dos dados de remoção da DQO em função do tempo de reação dos ENSAIOS 04 e 05.

DENSIDADE DE CORRENTE DE 65,81 A/m ²			
TEMPO DE REAÇÃO (H)	DENSIDADE DE CORRENTE (A/m ²)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	DESVIO PADRÃO (%)
0,0	0,0	0,00	-
1,0	65,81	33,17	10,38
2,0	65,81	50,94	1,36
3,0	65,81	58,38	5,21
4,0	65,81	63,81	-
5,0	65,81	61,36	3,46

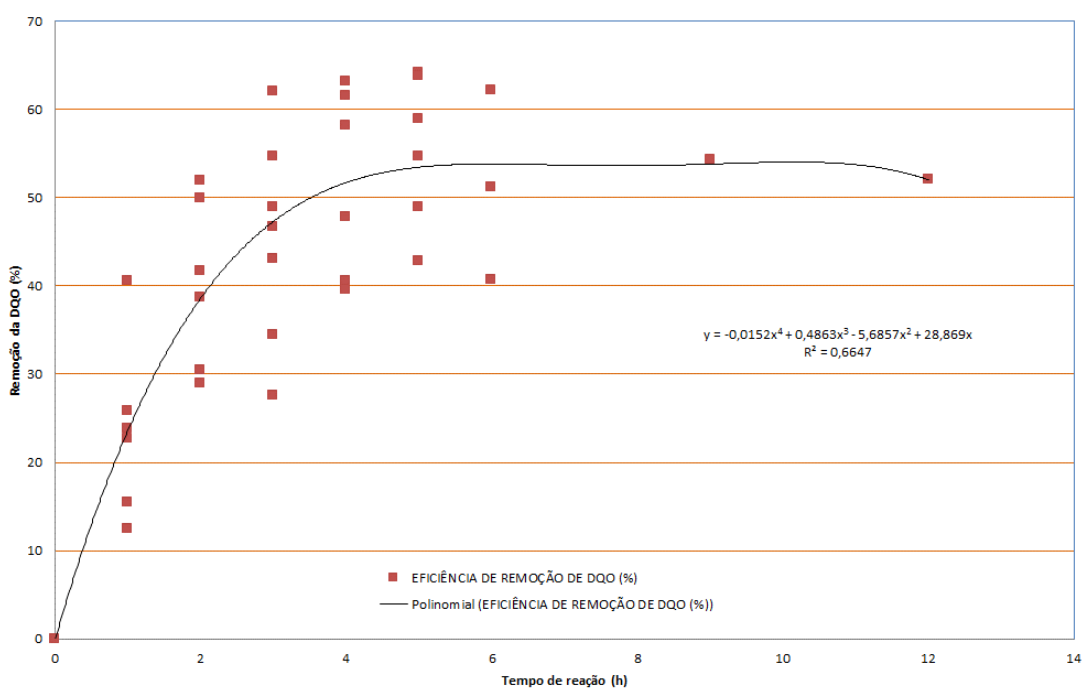
Figura 5.72 – Eficiência de remoção da DQO para densidade de corrente de 65,81 A/m² (ENSAIOS 04 e 05).



Os dados plotados no gráfico da Figura 5.72 anterior mostram uma mesma redução da taxa de remoção da DQO para tempos de reação maiores que 5 horas, que as indicadas nos ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01, 02 e 03.

Plotando todos os resultados relativos aos ensaios anteriores (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01, 02, 03, 04 e 05), para avaliação da eficiência de remoção da DQO em função em função do tempo de reação para as várias densidades de corrente, verifica-se, principalmente nas primeiras 3 horas, uma resposta quase linear, quanto ao aumento da densidade de corrente e tempo de reação com resposta positiva no aumento da eficiência de remoção da DQO. Porém, para valores de tempo de reação acima de 5 horas, os dados não apresentam tendência linear e sim assintótica próxima a remoção de 50 - 60%.

Figura 5.73 – Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01, 02, 03, 04 e 05).



Avaliando os dados mostrados nas Figuras 5.70 a 5.73, anteriores, verifica-se uma tendência em estabilização da eficiência de remoção da DQO após 5 a 6 horas de tempo de reação. Os dados são claros para se concluir que aumentar a densidade de corrente acima de 30 A/m² não leva a grandes benefícios no aumento da eficiência de remoção da DQO e ainda tem como efeitos colaterais, um desperdício de energia, gasto excessivo dos eletrodos e aumento excessivo da temperatura do meio reacional que é extremamente nocivo ao tratamento e ampliação de escala. Os dados da Figura 5.73 obedecem a um polinômio de quarto grau como pode ser verificado no gráfico em questão. Um aumento da temperatura tem em um primeiro momento efeito positivo no

aumento da dissolução do alumínio, porém aumenta a agitação e velocidade de expulsão dos gases, aumentando a turbulência no meio reacional e solubilizando a espuma flotada, o que gera uma quebra/solubilização de flocos e perda de eficiência.

A expulsão dos gases do meio líquido em função de sua solubilidade também deve ser avaliada, pois compostos gasosos possivelmente oxidantes são removidos do meio reacional mais rapidamente com o aumento da temperatura, sendo essa solubilidade uma variável importante quando aplicado o processo eletrolítico oxidativo (eletro-oxidação). Ocorre maior solubilidade dos coágulos formados e flotados, com o aumento da temperatura, devendo esse aumento de temperatura ser evitado, pois essa condição aumenta a dissolução dos flocos ou coágulos flotados, que voltam para o meio reacional.

Levando em contas todos os dados relativos aos ensaios anteriores, pode-se corroborar a tendência a estabilização da remoção da DQO para tempos de reação acima de 5 a 6 horas, em função do grau de estabilização do lixiviado do aterro BR/RJ 01 e sua composição com compostos recalcitrantes, como sugerido por vários autores (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017).

Acredita-se que a eficiência pode ser um pouco aumentada se for impedida a dissolução de flocos coagulados no meio reacional e flotados, evitando-se o aumento da temperatura e outros fatores antes comentados. É importante destacar a dificuldade operacional de reatores em escala real com um grande aquecimento do lixiviado, gerando uma atmosfera com gases tais como sulfeto e amônia e ainda outros compostos tóxicos. Esse é um outro problema que o aquecimento gera ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação aplicado ao tratamento de lixiviados.

As Figuras 5.74 a 5.79 apresentam gráficos relacionando a eficiência de remoção da DQO com a densidade de corrente nos variados tempos de reação para todos os ensaios antes realizados. Em alguns casos os gráficos mostram certa linearidade, mesmo que no início do processo.

Figura 5.74 – Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 1 hora (todos os ensaios anteriores).

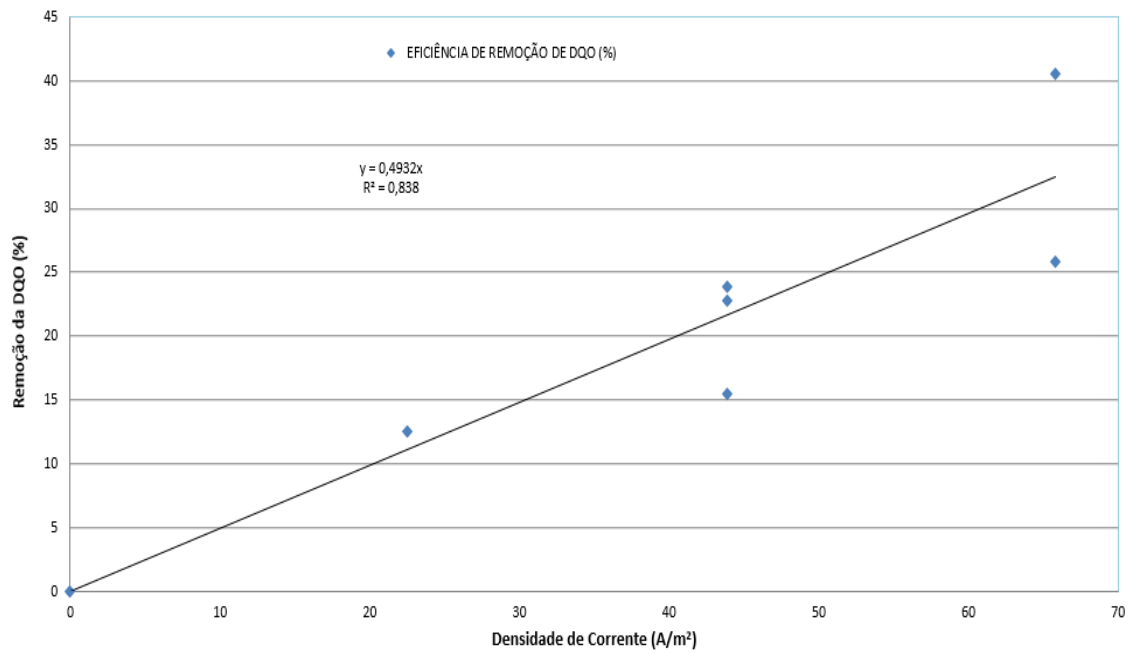


Figura 5.75 – Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 2 horas (todos os ensaios anteriores).

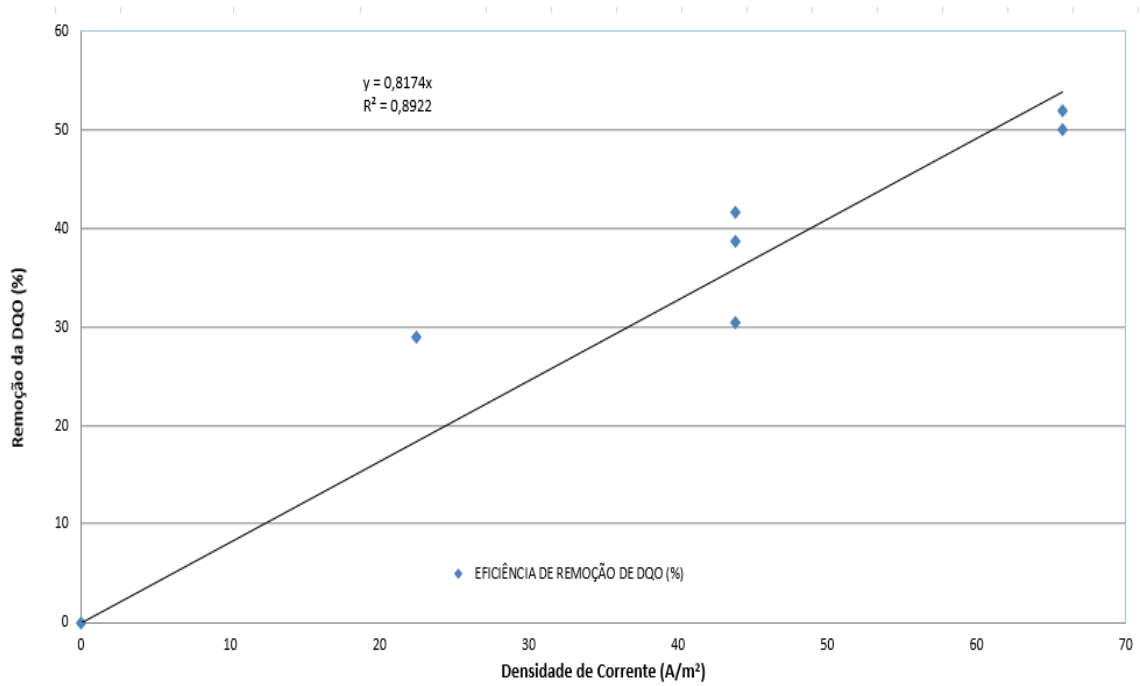


Figura 5.76 – Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 3 horas (todos os ensaios anteriores).

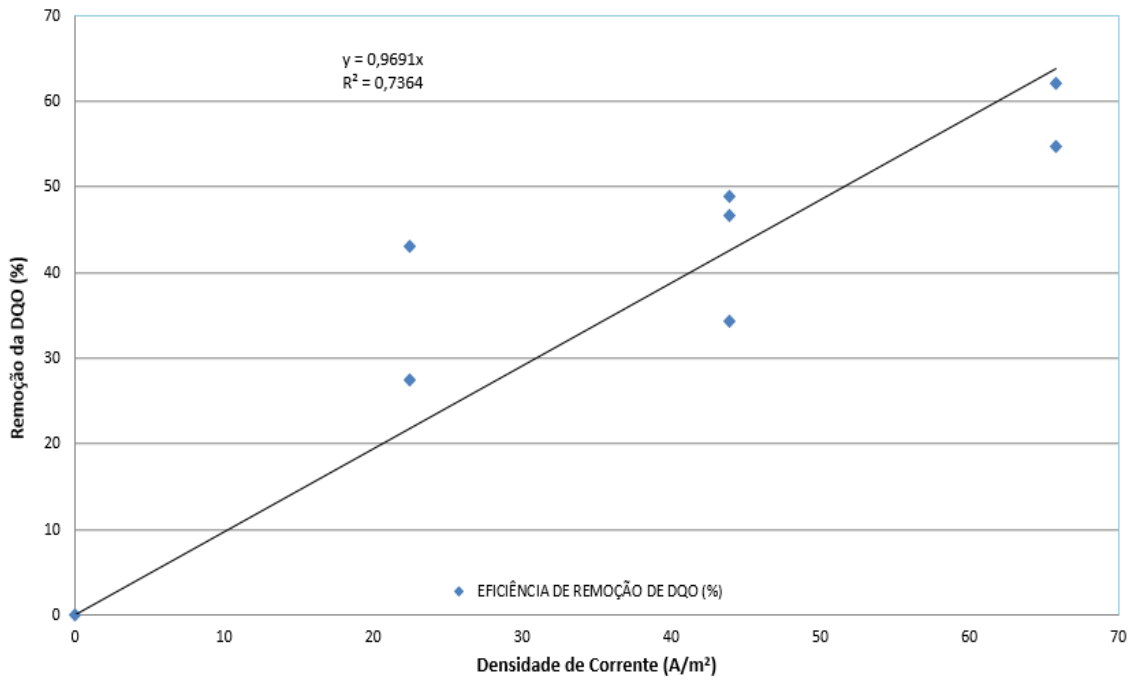


Figura 5.77 – Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 4 horas (todos os ensaios anteriores).

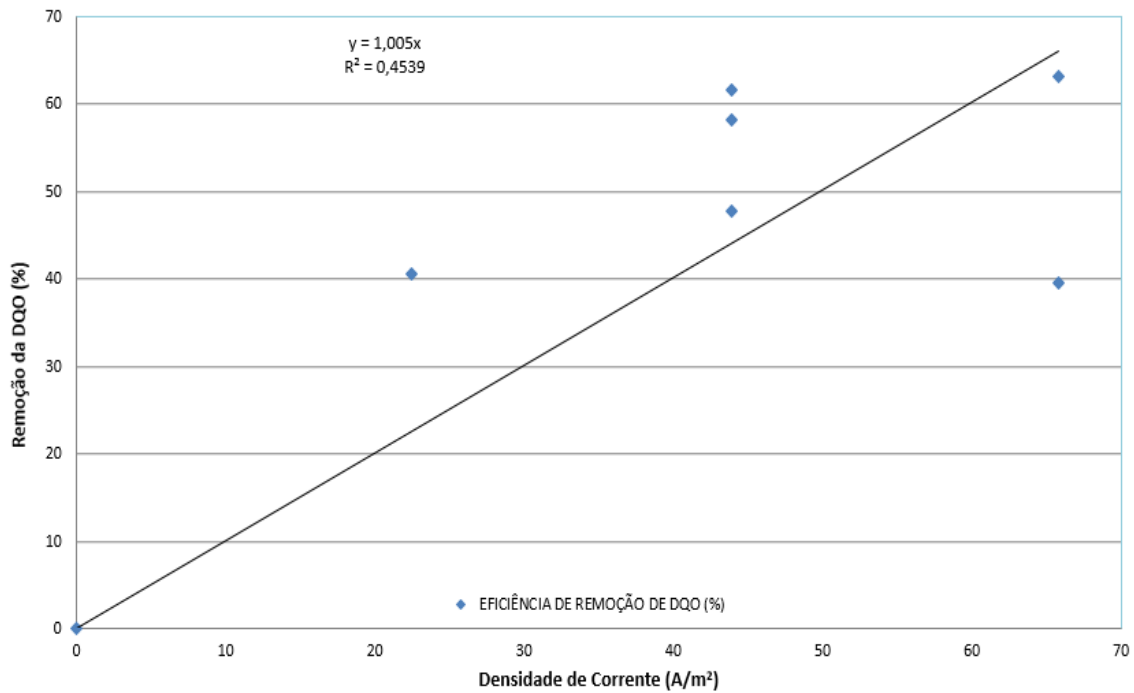


Figura 5.78 – Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 5 horas (todos os ensaios anteriores).

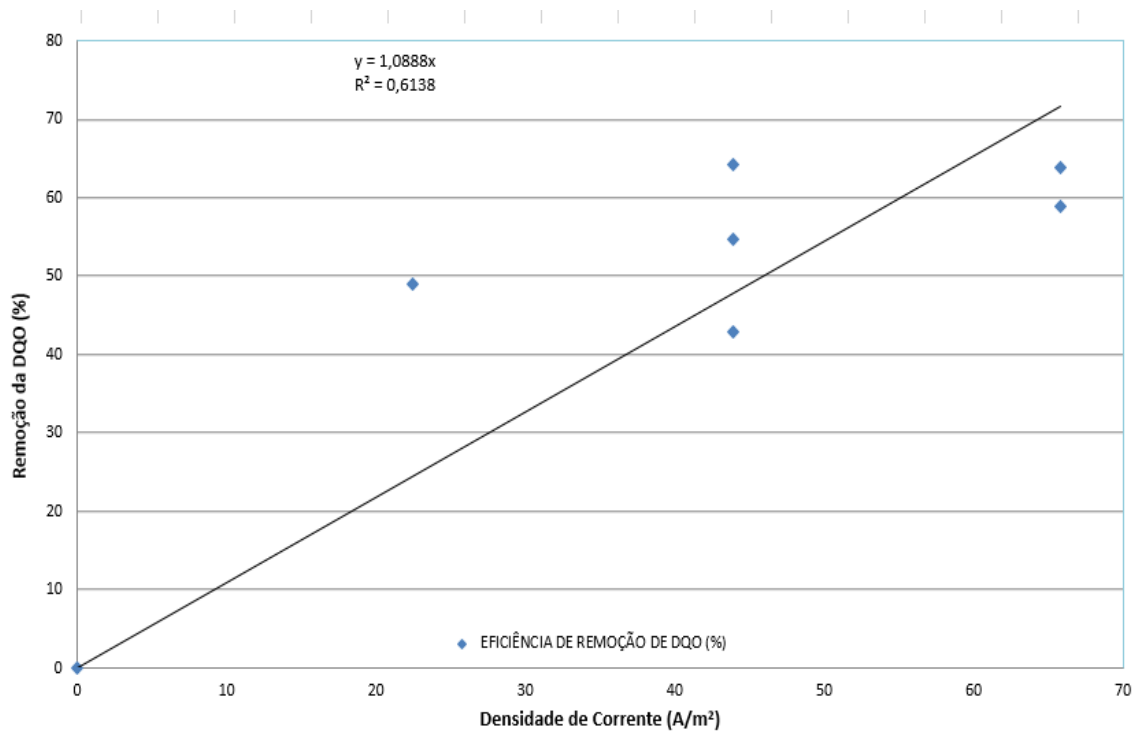
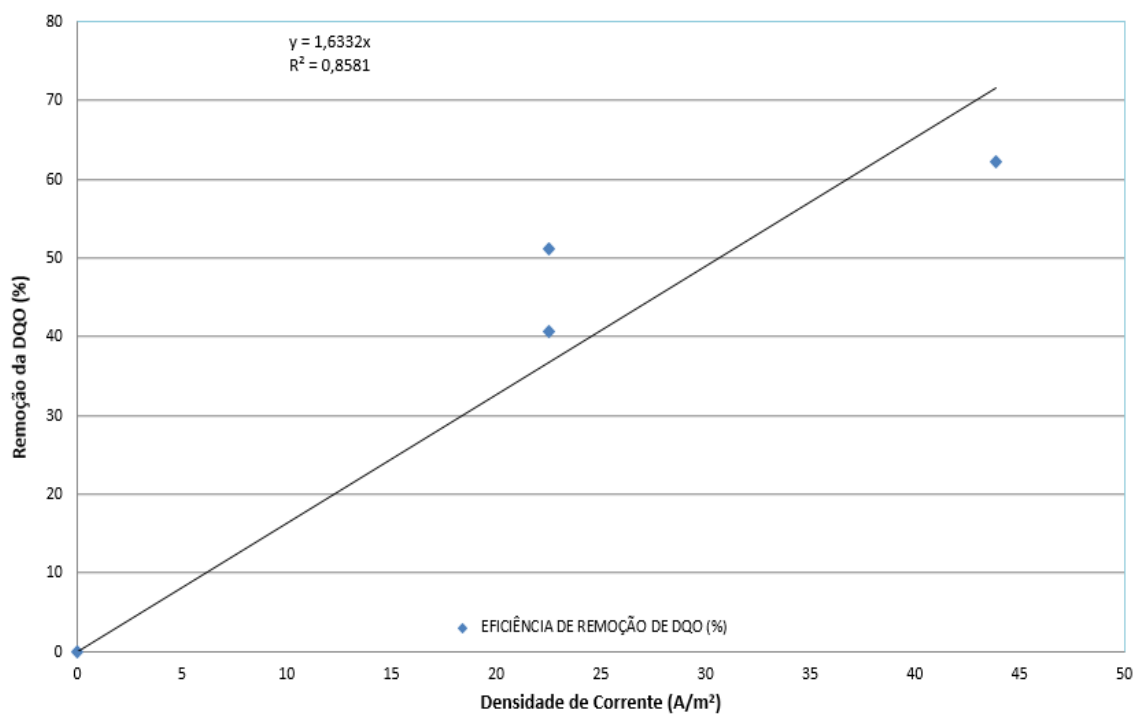
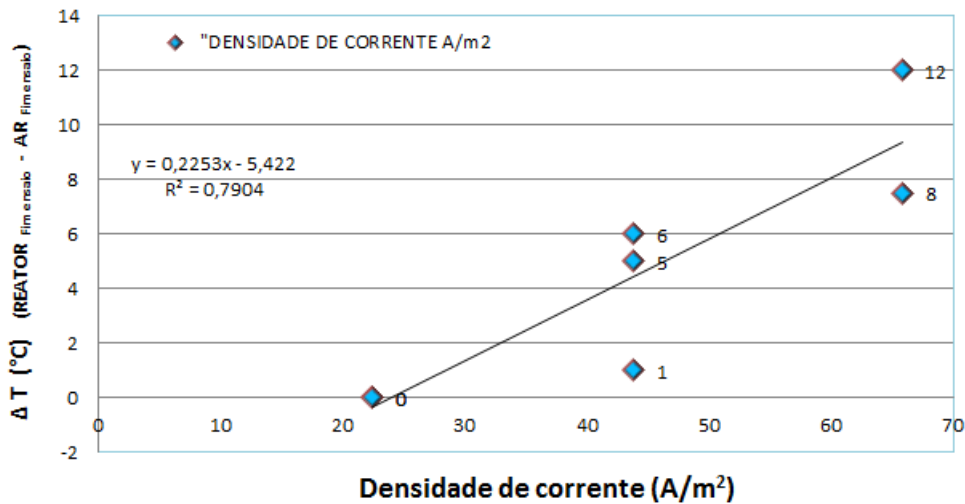


Figura 5.79 – Eficiência de remoção da DQO em função da densidade de corrente para tempo de reação de 6 horas (todos os ensaios anteriores).

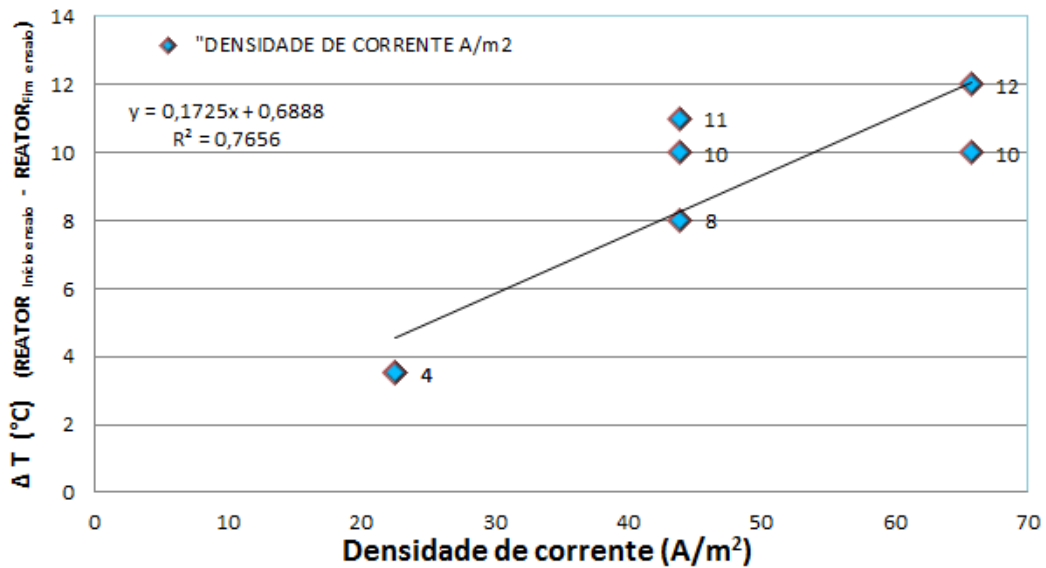


O aumento da temperatura do meio reacional nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação antes desenvolvidos, assim como os gastos energéticos nos ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01 a 05, podem ser melhor avaliados através dos gráficos das Figuras 5.80 a 5.83 a seguir.

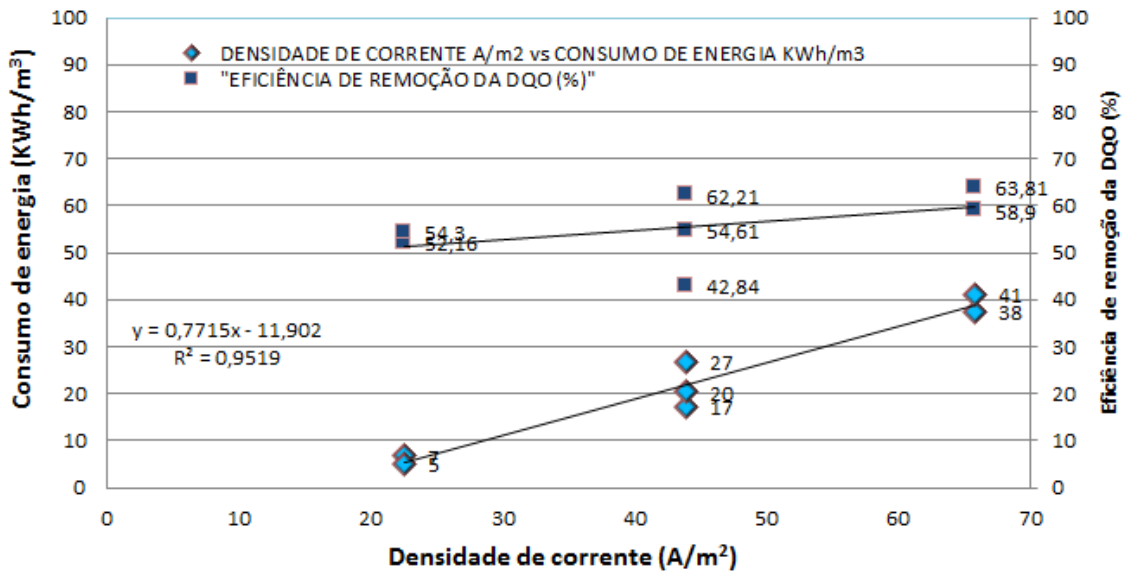
Figuras 5.80 – Diferença da temperatura do reator e o ar no fim dos ensaios (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05).



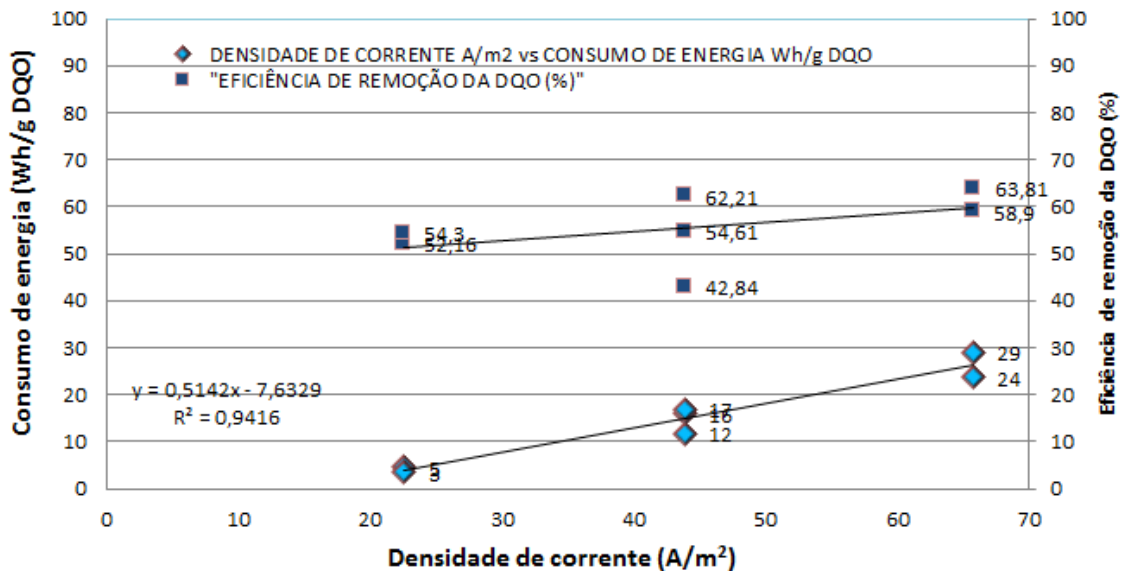
Figuras 5.81 – Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05).



Figuras 5.82 – Consumo de energia/m³ efluente vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05).



Figuras 5.83 – Consumo de energia/g DQO vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIO P 01 a ENSAIO 05).

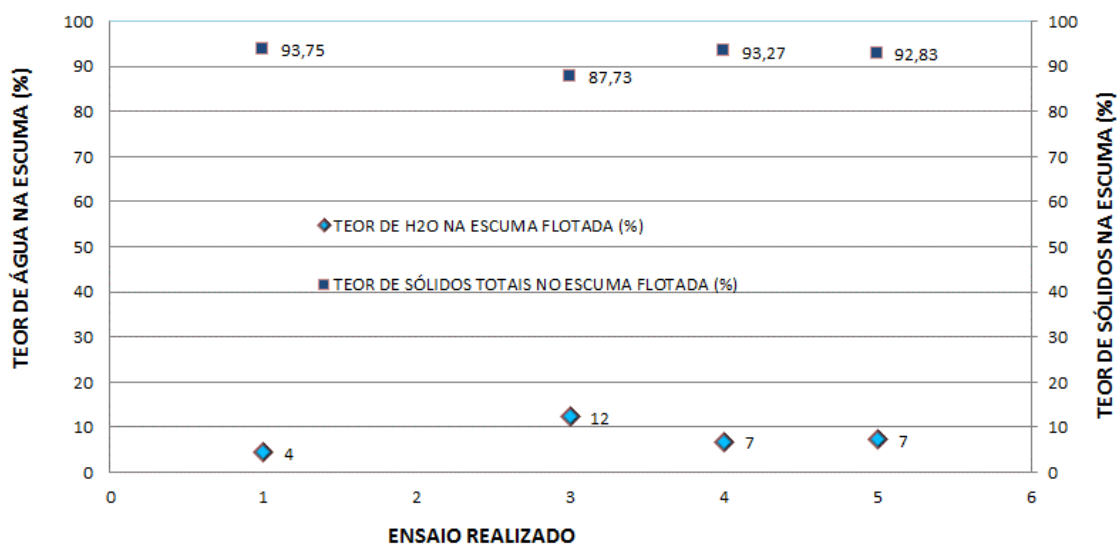


Os gráficos anteriores reforçam a tese que considera um aumento da densidade de corrente pouco produtivo, devido a não mostrar aumento na remoção da DQO do lixiviados de aterro estabilizado, assim como gera um aumento nocivo de temperatura no meio reacional, desperdiça energia e eletrodos.

O nível de sólidos e água na espuma flotada também foi avaliado nesse trabalho, embora a literatura não aborde muito esses assuntos. A avaliação realizada nos estudos em questão mostrou que a espuma flotada tem um baixo teor de H₂O e um alto teor de sólidos totais, o que habilita que a espuma gerada no processo de eletrocoagulação-eletroflotação seja enviada para o próprio aterro, sem adensamento e secagem, que são operações típicas no tratamento de lodos de sistemas de coagulação e floculação convencionais (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003).

Na Figura 5.84 tem-se os dados referentes ao teor de H₂O e teor de sólidos totais.

Figura 5.84– Teor de sólidos e água na espuma flotada nos cinco primeiros ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01



5.2.4 Ensaios do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com densidade de corrente de 87,74 A/m² (equivalente aquela aplicada ao reator eletrolítico).

O concentrado da nano filtração da estação de tratamento de lixiviado do aterro BR/RJ 02 possui uma alta condutividade elétrica, o que favorece a aplicação da eletrocoagulação-eletroflotação para o tratamento do lixiviado concentrado em questão. O sistema de tratamento atual do referido aterro possui as operações de alcalinização e decantação inicial do lixiviado com adição de hidróxido de cálcio e um tanque de “stripping” em seguida. Após o “stripping” de amônia, o efluente é

encaminhado para um sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes e em seguida para uma filtração, sendo o efluente já pré-tratado e filtrado, encaminhado para o tratamento final no sistema de nano filtração. O permeado da nano filtração é encaminhado para o corpo receptor.

O concentrado da nano filtração é encaminhado para um reator de eletrocoagulação-eletroflotação que deveria reduzir a carga de DQO/DBO₅. No entanto, por problemas operacionais, principalmente devido a geração de altas temperaturas no processo de eletrocoagulação-eletroflotação, está fora de operação, sendo o concentrado da nano filtração encaminhado para a entrada da estação em função da parada dos eletroflotadores. Na amostragem realizada no sistema de tratamento do aterro BR/RJ 02 foram obtidas amostras do lixiviado afluente ao reator de eletrocoagulação-eletroflotação e do lixiviado bruto de entrada da estação.

Os primeiros ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação foram realizados no efluente concentrado da nano filtração de forma a conhecer a eficiência do processo para esse concentrado e sua condição operacional, gerando subsídios para auxiliar o pessoal do aterro BR/RJ 02 na solução do problema operacional e dados de eficiência, assim como tempo de reação etc.

A seguir são descritos os ensaios de número seis e sete realizados no efluente concentrado em questão, que em função da nova tipologia de lixiviado, foram chamados de primeiro e segundo ensaio com lixiviado da nano filtração do aterro BR/RJ 02. Nesses estudos foi utilizada uma maior densidade de corrente de modo a acelerar, mesmo com maior gasto energético, o processo de tratamento já que o tempo de reação do eletroflotador da estação de tratamento de lixiviados do aterro BR/RJ 02 era muito baixo. A densidade de corrente usada nesses ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 02 ficou próxima da que seria utilizada caso o eletro-reator estivesse em funcionamento, de forma a simular as condições do sistema implantado e atualmente desativado.

Dois ensaios foram desconsiderados em função do alto nível de diluição, provavelmente em função de uma chuva fora da temporada normal, sendo nesse caso realizados os ensaios, o que mostrou uma DQO menor que 900 mg/L e um tempo de tratamento menor que 2 horas, o que é totalmente atípico no caso do lixiviados do aterro BR/RJ 01. Os dados foram desconsiderados em função dos objetivos de se testar lixiviados mais concentrados.

5.2.4.1 Primeiro (sexto ensaio geral válido) ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com densidade de corrente de 87,74 A/m² (ENSAIO 06)².

A Figuras 5.85 ilustra o primeiro ensaio (sexto ensaio geral com lixiviados) do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com 12,0 ampères de corrente, ou seja, 87,74 A/m².

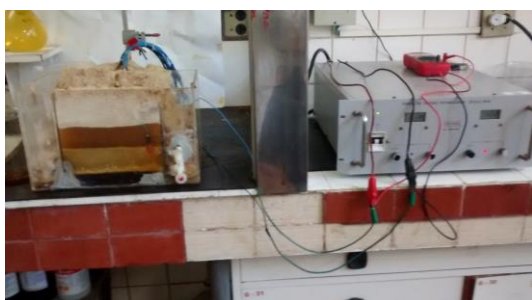
Figura 5.85 – Ilustração do primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 06).



(a) Reator no início.



(b) Reator com 0,5 h de ensaio.



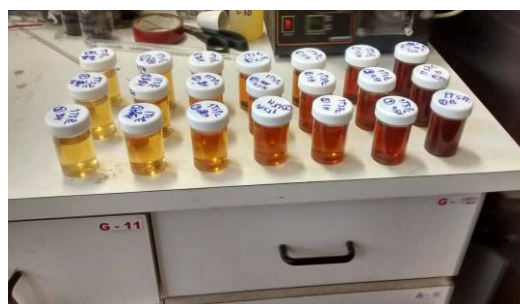
(c) Reator com 1 h do ensaio.



(d) Reator com 2 h do ensaio.



(e) Reator com 3 h do ensaio.



(f) Amostras finais do ensaio.

² Os ensaios preliminares não foram considerados na contagem geral de ensaios e os ensaios 06 e 07 originais foram desconsiderados em função da baixa DQO e diluição devido a chuvas.

A tabela 5.14 mostra o resumo dos dados obtidos no primeiro ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com do lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 06).

Tabela 5.14 - Dados do sexto ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 06).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	12,1	8,85	26,0	19,0	11,8	6268,8	0,0	3,8	6,92		
0,5	12,20	6,38	23,0	26,0	12,8	6044,3	3,60	6,4	11,63		
1,0	12,20	6,38	23,0	27,0	13,0	4399,1	28,83	6,0	12,00		
1,5	12,20	6,66	23,0	27,0	13,5	4229,0	32,54	5,4	11,98		
2,0	12,20	7,91	24,0	31,0	13,4	4195,0	33,1	5,0	11,82		
2,5	12,20	7,06	24,0	34,0	13,1	3616,8	42,3	4,0	11,58		
3,0	12,20	6,93	24,0	37,0	12,3	3208,6	48,8	3,3	11,30	27,3606	26,2093

Nesse primeiro ensaio (sexto ensaio geral) para tratamento do concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com uma densidade de corrente bem maior, ou seja, 87,74 A/m², diferentemente dos ensaios com lixiviado do aterro BR/RJ 01, o tempo de reação foi bem menor, sendo reduzido dos valores iniciais (densidade de corrente de 22,75 A/m², tempo de reação de 9 horas e remoção da DQO de 52 a 54%; densidade de corrente de 45,87 a 65,81 A/m², tempo de reação de 4 a 5 horas e remoção da DQO de 58,90 a 63,11%) para valores de tempo de reação próximo de 3 horas. A remoção da DQO, porém foi de 48,8%, ficando abaixo daquela dos ensaios com lixiviado do aterro BR/RJ 01. Essa menor remoção da DQO possivelmente está relacionada com a maior recalcitrância do lixiviado, sendo essa maior recalcitrância relacionada com a retenção de substâncias húmicas pela nano filtração. Nesse caso a melhor eficiência ocorreu em tempo de reação de 3 horas com valor de 48,8%, sendo o lixiviado de maior condutividade. Mais uma vez o aumento da densidade de corrente para valores de praticamente 4 vezes a inicial, não mostrou uma redução equivalente no tempo de reação, nem um aumento na remoção da DQO que fosse significativo, ficando os valores de remoção entre 48 e 64%, como encontrado por vários autores (ILHAN *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014). Isso mostra, como já verificado em estudos de outros autores, os limites do processo de eletrocoagulação-

eletroflotação para lixiviados recalcitrantes (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014). Mais um vez, mesmo com lixiviado concentrado, o aumento na densidade de corrente não levou a uma maior remoção da DQO, nem redução significativa do tempo de reação no tratamento do lixiviado e sim um desperdício de energia, aquecimento do meio reacional e maior gasto dos eletrodos. A remoção da DQO com o tempo de reação foi aproximadamente de 18,36 gramas da DQO em 3 horas, sendo o consumo de energia de 14,35 Wh/g DQO e 43,92 KWh/m³ efluente. O valor do pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com o uso de eletrodos de alumínio mostrou mais uma vez uma tendência a aumentar, chegando a valores acima de 11,0, mostrando a influência dos hidróxidos no meio reacional, sendo que o lixiviado em questão iniciou o processo de tratamento com pH de 6,9. O pH inicial baixo mostra que esse lixiviado concentrado tem baixo poder de tamponamento, porém esse aumento do pH acaba sendo benéfico para o tratamento do lixiviado, em uma etapa preliminar, por facilitar estripagem da amônia.

A condutividade mostrou um comportamento atípico, porém pequeno desvio, tendo um aumento mesmo com a remoção dos poluentes e hidróxidos no processo. A condutividade desse lixiviado concentrado, sendo 50% maior que aquela relativa ao lixiviado do aterro BR/RJ 01, foi um fator de aceleração da velocidade de reação, gerando um lodo mais compacto e seco, que flutuou totalmente com o arraste dos flocos do meio reacional, devido à forte evolução dos gases. A corrente e a tensão mostraram variação típica do processo de eletrocoagulação-eletroflotação no lixiviado em questão. A temperatura do laboratório variou pouco, ficando entre 23 e 26 °C, porém a temperatura do reator teve um aumento de 18°C durante as três horas de ensaio, mostrando certamente a necessidade de resfriamento do meio reacional, o que não estava projetado para o aterro BR/RJ 02 e ainda um maior desperdício de energia que se transformou em calor, sendo dissipado no meio reacional. Em função desse desperdício de energia e aumento da temperatura do reator, foram realizados ensaios adicionais com os lixiviados, porém com densidade de corrente que não alterasse a temperatura do reator, ou seja, que não houvesse desperdício de energia nem dificuldades de operação do sistema em uma escala industrial, assim como melhora na eficiência do processo, como antes comentado. Ou seja, a ideia dos ensaios adicionais foi encontrar uma densidade de corrente de equilíbrio que não aumentasse a temperatura do meio reacional com um tempo de reação e eficiência próximos daqueles antes encontrados e razoável. A turbidez mostrou um pequeno

aumento em função dos flocos de hidróxidos no meio reacional, sendo sempre uma dificuldade dos sistemas em batelada, porém os valores não aumentaram como os ensaios 4 e 5, com menor excesso de hidróxidos no meio reacional. Foram avaliados o teor de sólidos e de água na espuma flotada nesse ensaio, verificando-se um espessamento com valores do teor de H₂O de 4,21 %, ou seja, teor de sólidos totais de 95,8%, facilitando a disposição da espuma, como antes já comentado.

Nesses ensaios não foi possível estudo dos eletrodos e seu estado com uso do MEV para avaliar a superfície dos eletrodos, devido ao equipamento estar em manutenção, porém os dados já levantados sobre esse aspecto mostram serem muito repetitivos e sem acrescentar mais informações para a avaliação do processo, sendo portanto foram descontinuados. Ficam certamente comprovados o ataque ao cátodo, em função do cloreto contido nos lixiviados e também a formação do aluminato, além da precipitação de compostos de carbono. O ataque ao ânodo é normalmente esperado.

As Figuras 5.86 a 5.90 ilustram os valores obtidos nos ensaios em questão.

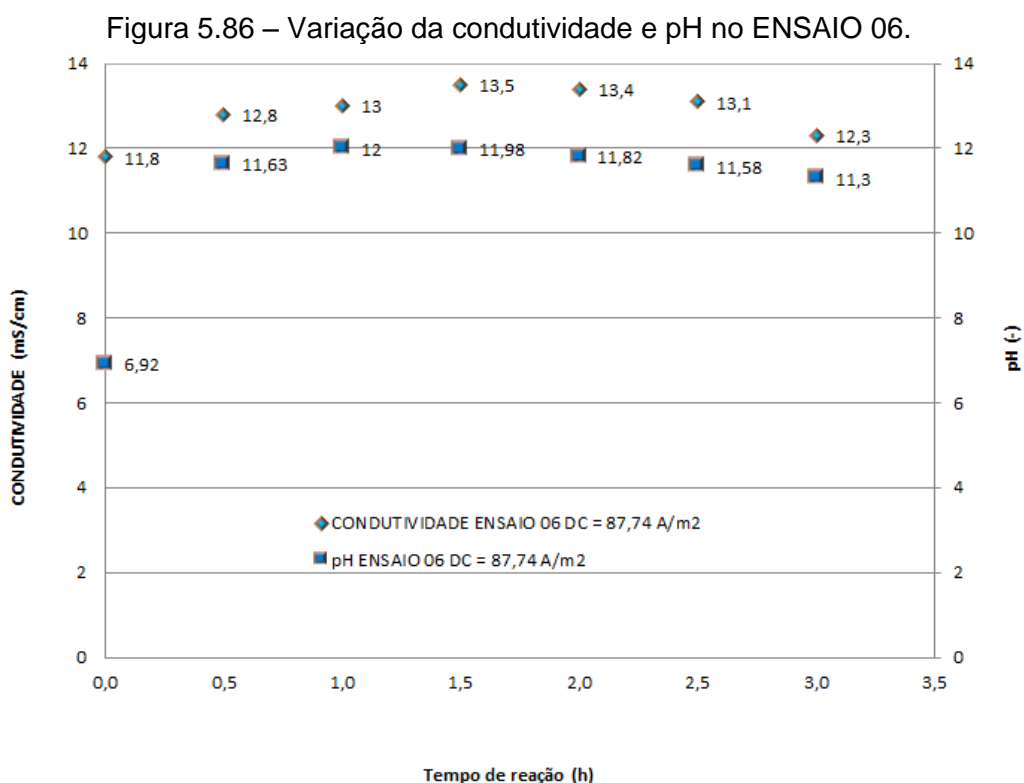


Figura 5.87 – Variação da corrente e tensão no ENSAIO 06.

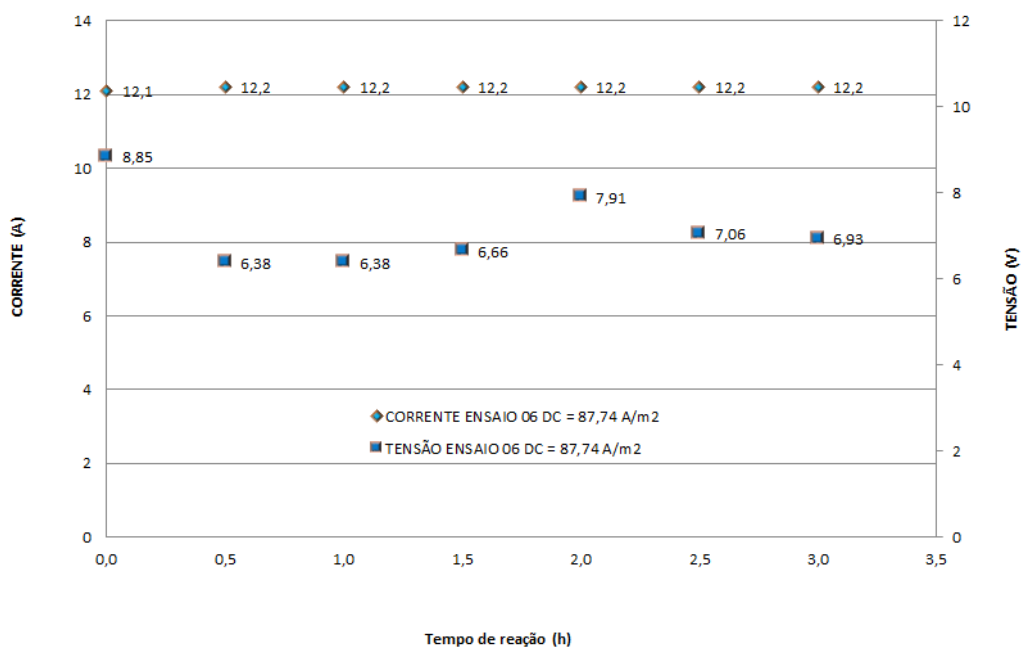


Figura 5.88 – Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 06.

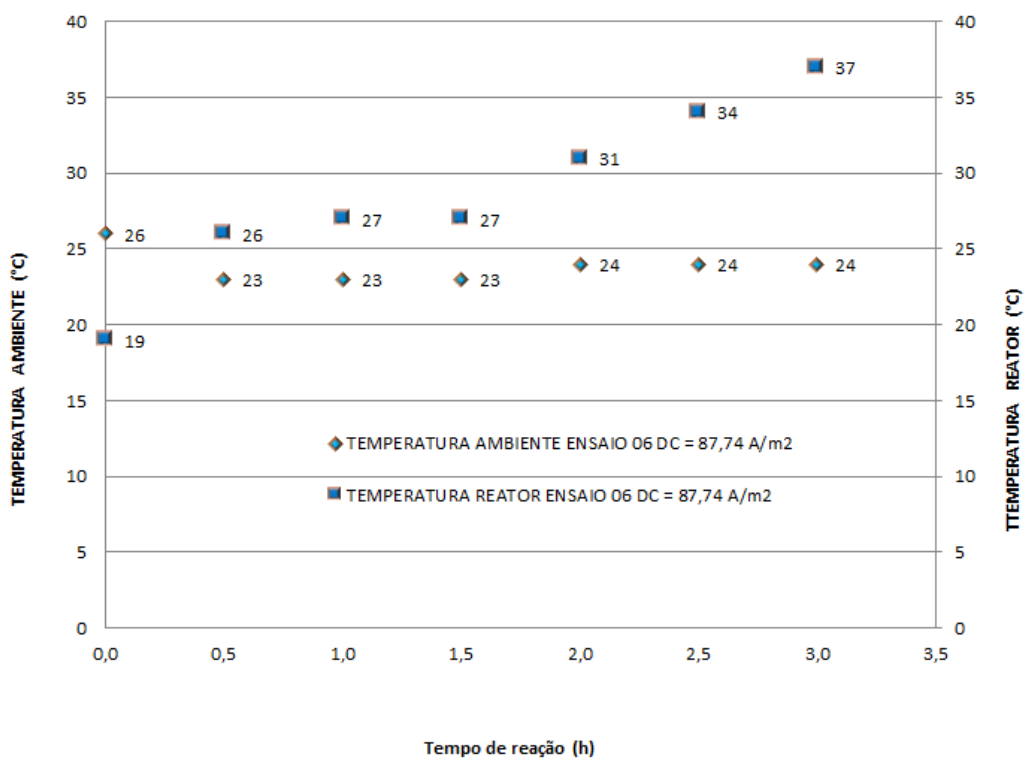


Figura 5.89 – Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 06.

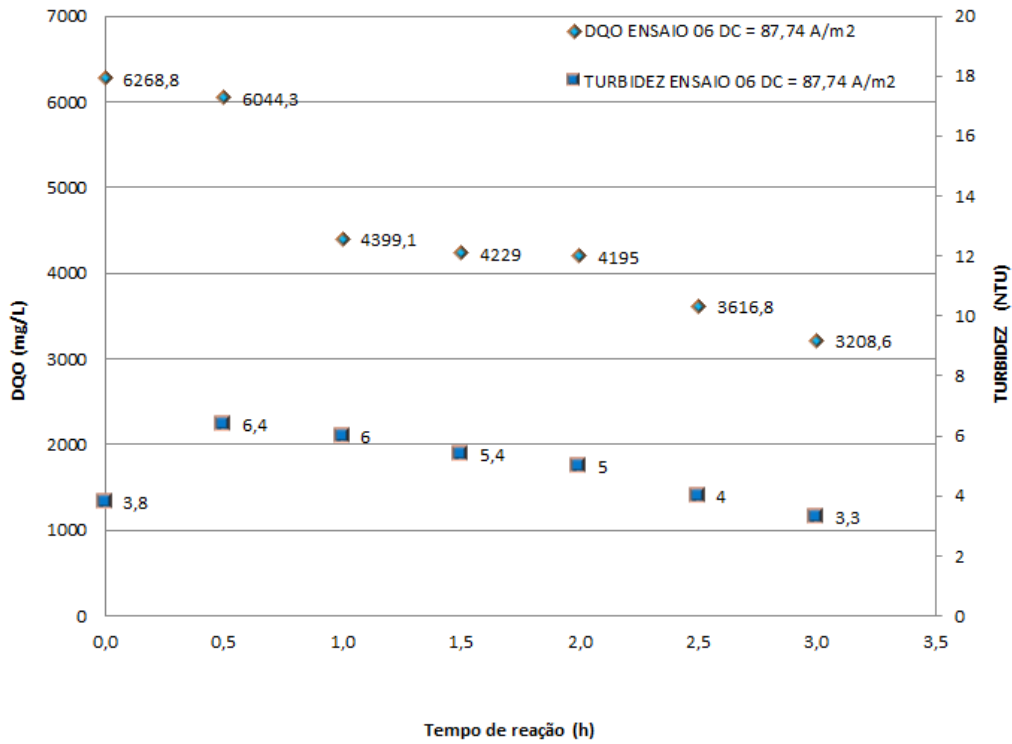
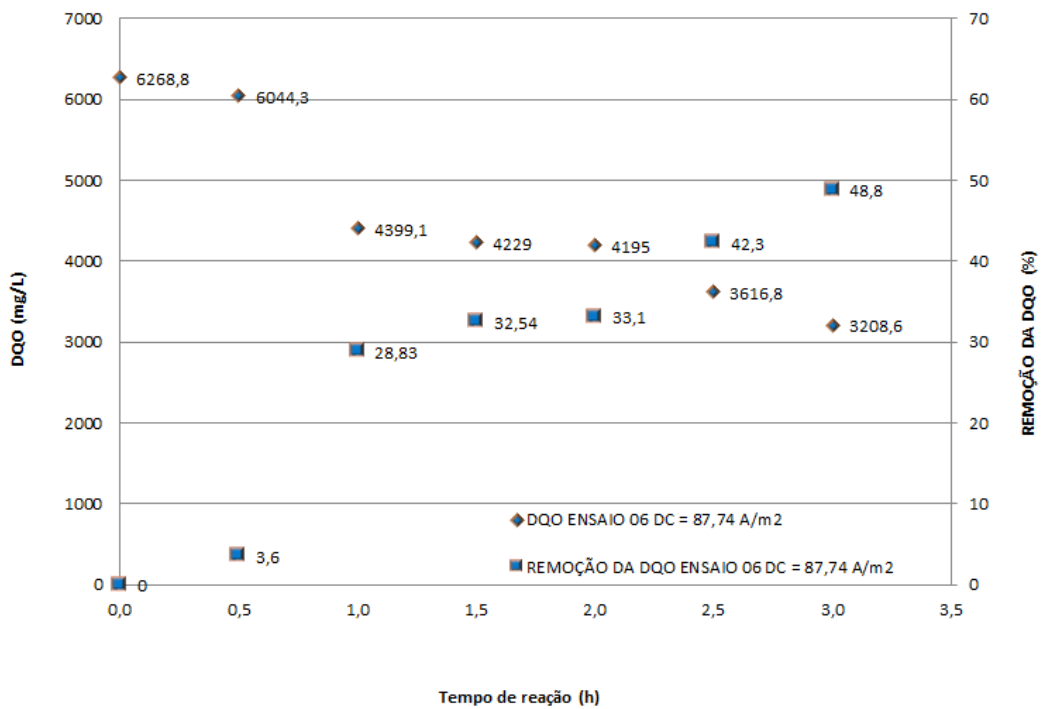


Figura 5.90 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 06.



5.2.4.2 Segundo (sétimo ensaio geral válido) ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com densidade de corrente de 87,74 A/m² (ENSAIO 07).

A Figura 5.91 ilustra o segundo ensaio (sétimo ensaio geral com lixiviados) do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com 12,0 ampères de corrente elétrica, ou seja, 87,74 A/m².

Figura 5.91 – Ilustração do primeiro ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 07).



(a) Reator no início do ensaio.



(b) Reator no início do ensaio.



(c) Reator a 1,5 h do ensaio.



(d) Reator a 1,5 h do ensaio.



(e) Reator a 2,5 h do ensaio.



(f) Amostras finais do ensaio.

A tabela 5.15 mostra o resumo dos dados obtidos no segundo ensaio do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 07).

Tabela 5.15 - Dados do sétimo ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 07).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	12,1	8,35	28,0	24,0	12,2	7091,0	0,0	2,2	6,91		
0,5	12,20	7,10	27,0	27,0	11,8	6253,0	11,82	7,1	11,50		
1,0	12,20	8,53	28,0	32,0	13,2	5180,0	26,95	7,4	11,72		
1,5	12,20	8,18	28,0	33,0	13,1	4473,0	36,92	6,5	11,55		
2,0	12,20	8,10	28,0	39,0	11,3	3950,0	44,30	4,7	11,10		
2,5	12,20	7,98	29,0	44,0	13,6	4133,0	41,71	4,9	10,73		
3,0	12,20	7,66	28,0	52,0	13,7	4892,0	31,01	5,8	10,83	55,1626	52,7906

Nesse segundo (sétimo ensaio geral com lixiviados) ensaio para tratamento do concentrado da nano filtração do aterro BR/RJ 02, com uma densidade de corrente de 87,74 A/m², o comportamento foi em geral muito parecido com o ensaio 06, descrito anteriormente, com tempo de reação no máximo de 3 horas, porém a remoção da DQO ficou abaixo daquela obtida nos ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01 e ensaio anterior, mostrando na parte final do ensaio um aumento da DQO e uma respectiva redução da eficiência de remoção da DQO de 44,3% para 31%. Como não ocorreu um excesso de hidróxidos no meio reacional, o que pode ser verificado pela baixa turbidez das amostras, e a temperatura do meio reacional chegou ao maior valor encontrado nos ensaios, chegando a 52°C, fica assim a certeza que a turbidez nesse caso não teve qualquer influência na redução da eficiência de remoção da DQO no final do processo e sim a temperatura que pode solubilizar os flocos de hidróxido formados na espuma flotada, aumentando assim a DQO final e reduzindo a eficiência de sua remoção. A menor remoção da DQO era esperada, devido ao concentrado da nano filtração ter uma maior recalcitrância, como já comentado. A maior eficiência de remoção da DQO ocorreu em tempo de reação de 2 horas com valor de 44,3%, como pode ser verificado na Tabela anterior.

O aumento da densidade de corrente para valores de praticamente 4 vezes a inicial, não mostrou uma redução equivalente no tempo de reação nem um aumento na remoção da DQO que fossem significativos. Isso mostra, como já verificado em estudos de outros autores, os limites do processo de eletrocoagulação-eletroflotação

para lixiviados recalcitrantes (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017). Esse tipo de ensaio, porém, com lixiviado concentrado da nano filtração, não existe na literatura uma comparação idêntica e sim similar. A tese quanto ao aumento na densidade de corrente não levar a uma maior remoção da DQO, nem redução significativa do tempo de reação no tratamento do lixiviado e sim um desperdício de energia, aquecimento do meio reacional e maior gasto dos eletrodos se consolida. A remoção da DQO com o tempo de reação foi aproximadamente de 13,19 gramas da DQO em 3 horas, sendo o consumo de energia de 22,19 Wh/g DQO e 48,80 KWh/m³ efluente. O valor de pH ao longo do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com o uso de eletrodos de alumínio chegou novamente a valores acima de 10,5, como já comentado em outros ensaios. A condutividade mostrou mais uma vez um comportamento atípico aumentando com o andamento do processo.

A corrente e a tensão se mantiveram praticamente dentro do esperado durante o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, assim como a temperatura do laboratório, com valores variando mais uma vez de 27 a 28° C. A temperatura do reator teve um aumento de 24°C, chegando a 52 °C durante as três horas de ensaio com um aumento de 28°C em relação a inicial, o que levou a uma menor eficiência no final do processo. A turbidez mostrou um pequeno aumento em função dos flocos de hidróxidos no meio reacional, porém sem influência no aumento da DQO na parte final do processo. O teor de água foi de 2,08 %, ou seja, teor de sólidos totais acima de 97,92%, mostrando que quanto maior a condutividade, mais rápido é o processo de eletrocoagulação-eletroflotação, assim como mais densa é a espuma flotada.

Nesses ensaios não foi possível estudo dos eletrodos e seu estado com uso do MEV para avaliar a superfície dos eletrodos, devido ao equipamento estar em manutenção, porém os dados já levantados sobre esse aspecto mostram serem muito repetitivos e sem acrescentar mais informações para a avaliação do processo, sendo portanto foram descontinuados.

As Figuras 5.92 a 5.96 ilustram esses valores obtidos nos ensaios em questão.

Figura 5.92 – Variação da condutividade e pH no ENSAIO 07.

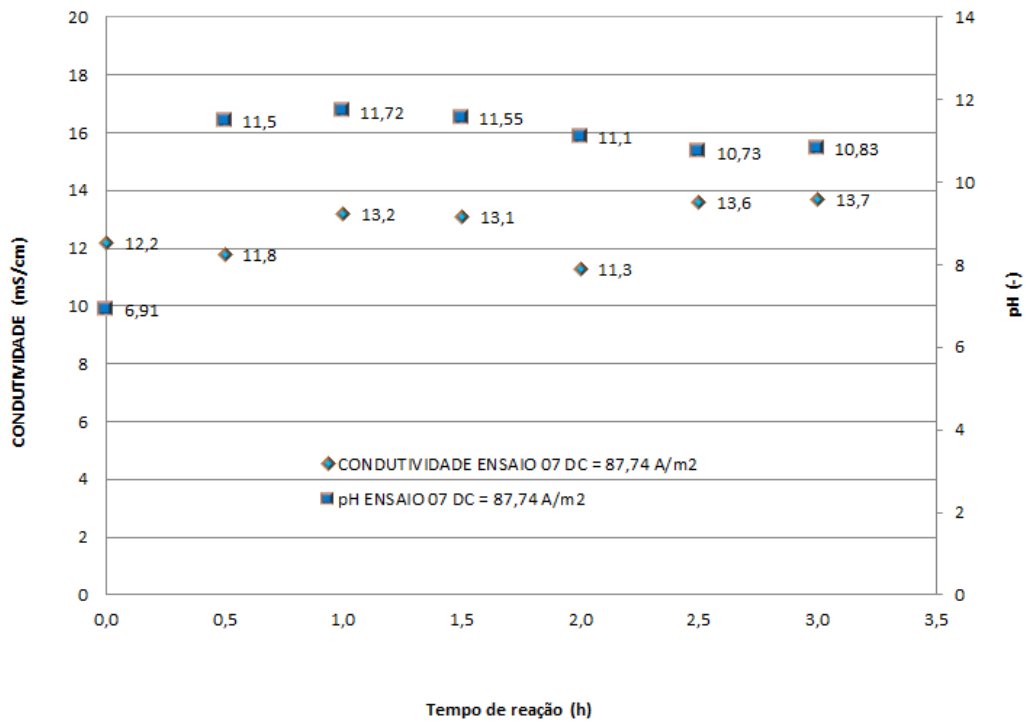


Figura 5.93 – Variação da corrente e tensão no ENSAIO 07.

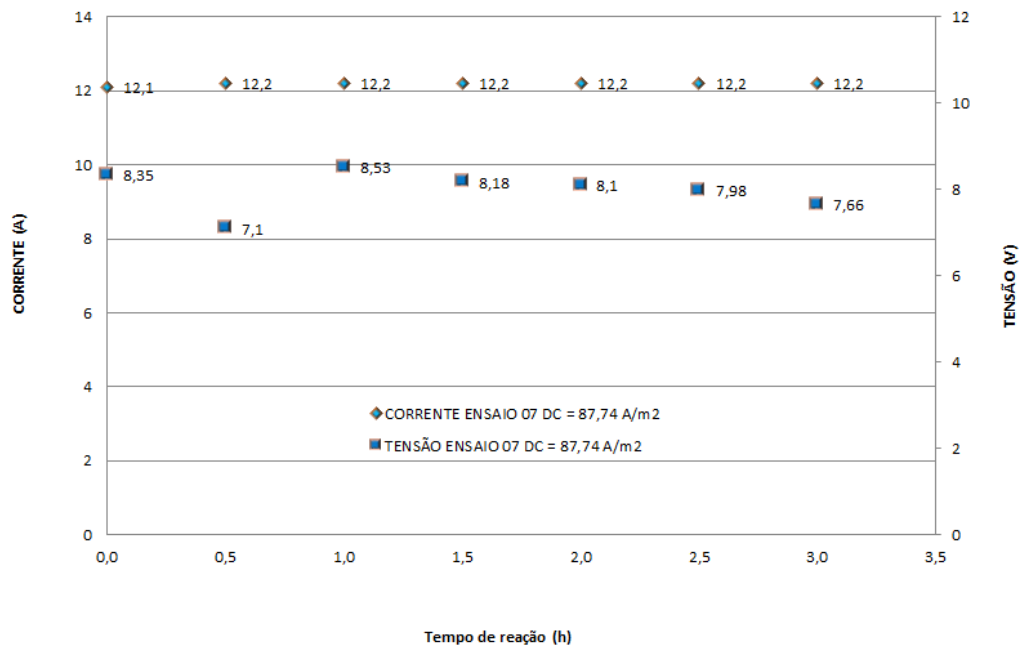


Figura 5.94 – Variação da temperatura ambiente e do reator no ENSAIO 07.

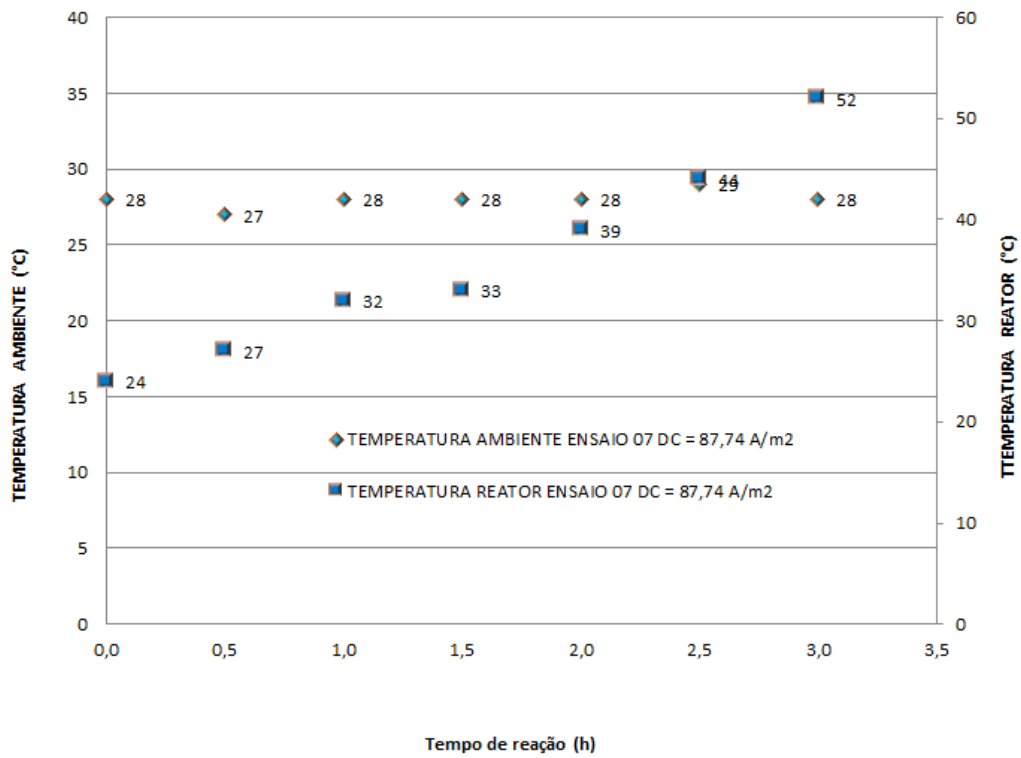


Figura 5.95 – Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 07.

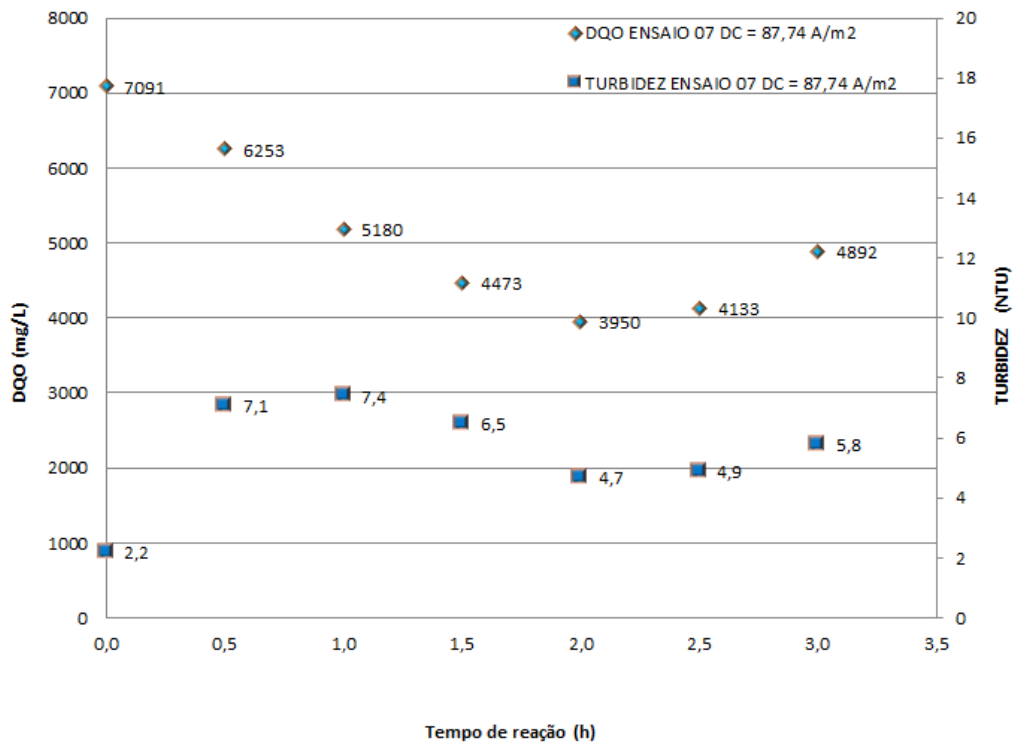
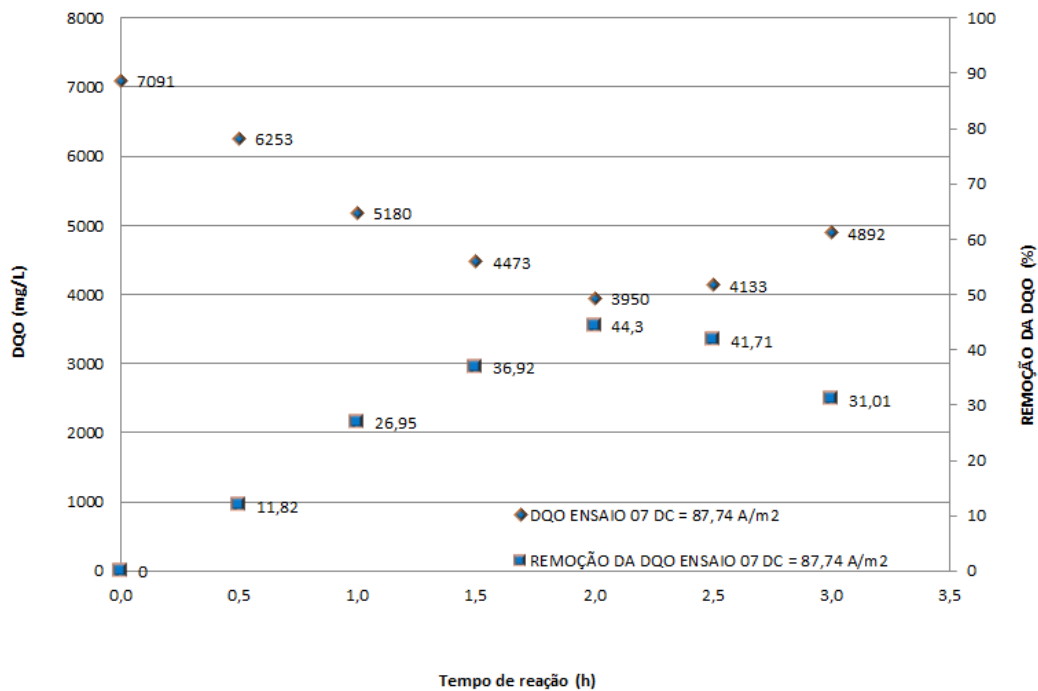


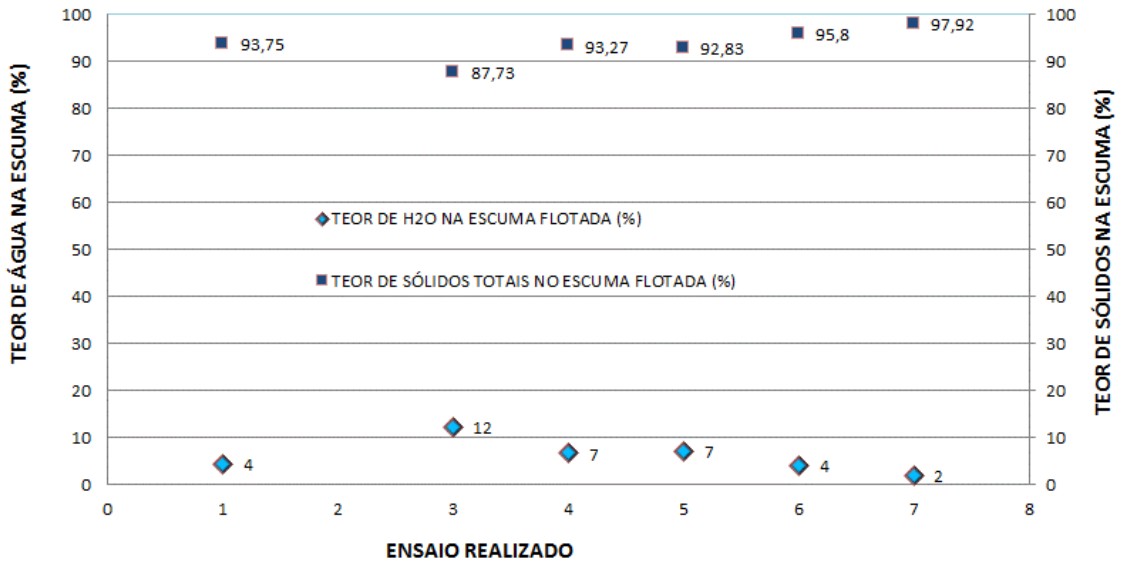
Figura 5.96 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 07.



O nível de sólidos totais e água na espuma flotada foi avaliado, acrescentando os dados desses últimos ensaios. A avaliação realizada nos estudos em questão mostra mais uma vez que a espuma flotada tem um baixo teor de H₂O e um alto teor de sólidos totais, podendo nesse processo eletrolítico ser gerada uma economia com o processamento da espuma diretamente de volta ao aterro. Isso é possível pelo bom nível de desidratação obtido, o que evita a necessidade de custos adicionais de implantação, operação e manutenção de sistema para desidratação da espuma flotada. Os sistemas convencionais, em função do alto conteúdo de água no lodo, necessitam de desaguoamento (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003). Na Figura 5.97 tem-se os dados obtidos nos estudos sobre teor de H₂O e teor de sólidos totais desses primeiros ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação. O tempo de reação para o processo em questão ficou entre 2 e 3 horas, porém o eletroflotador do aterro BR/RJ 02, tem apenas 10 minutos de tempo de reação, o que certamente fica bem abaixo do mínimo necessário, mesmo com maior densidade de corrente, pois maior densidade de corrente gera somente aquecimento e maior perda de energia. A eficiência de remoção da DQO em 30 minutos ficou próxima de 11,8%, sendo a máxima em 2 horas com valor de 44,3%. Como ocorrido no eletro-reator do aterro BR/RJ 02, ocorreu um grande aquecimento do reator batelada o que prejudicou a eficiência do processo, principalmente em função do lixiviado concentrado ter uma maior condutividade o que acelerou em muito a velocidade do processo eletrolítico e

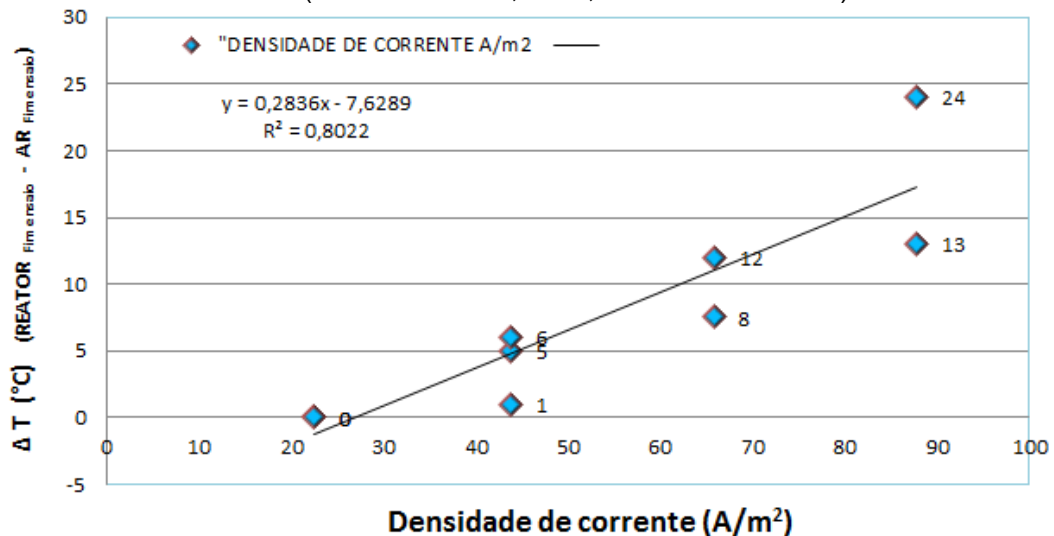
transferência de calor no meio reacional. Os ensaios com o lixiviado concentrado da nano filtração mostraram que o processo instalado no aterro BR/SJ 02 é viável com tempo de reação de 120 minutos e uma densidade de 87 A/m², desde que seja instalado um trocador de calor para a remoção do calor gerado no processo.

Figura 5.97 – Teor de sólidos e água na espuma flotada nos sete primeiros ensaios com o lixiviado do aterro BR/RJ 01 e BR/RJ 02

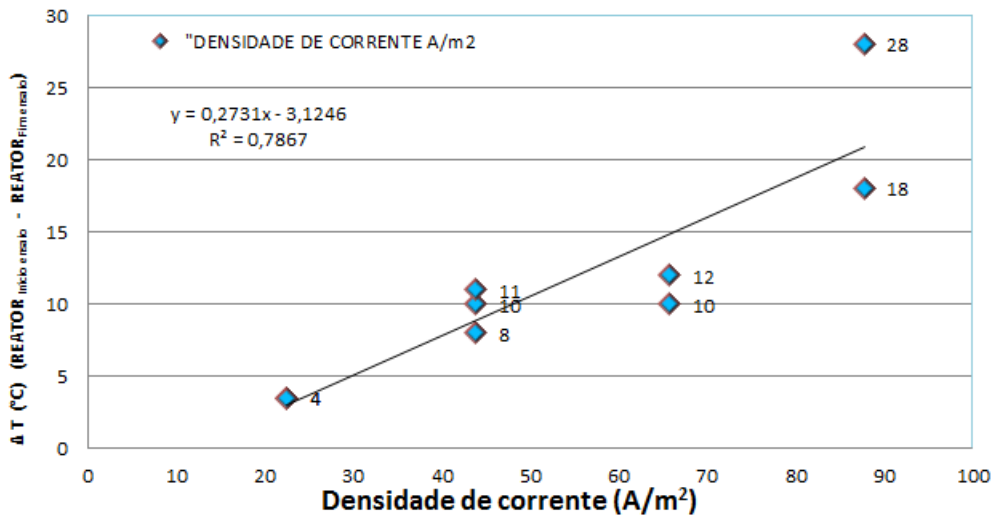


Nos gráficos das Figuras 5.98 a 5.102 são avaliados os conjuntos de dados dos estudos anteriores (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01, 02, 03, 04, 05, 06 e 07).

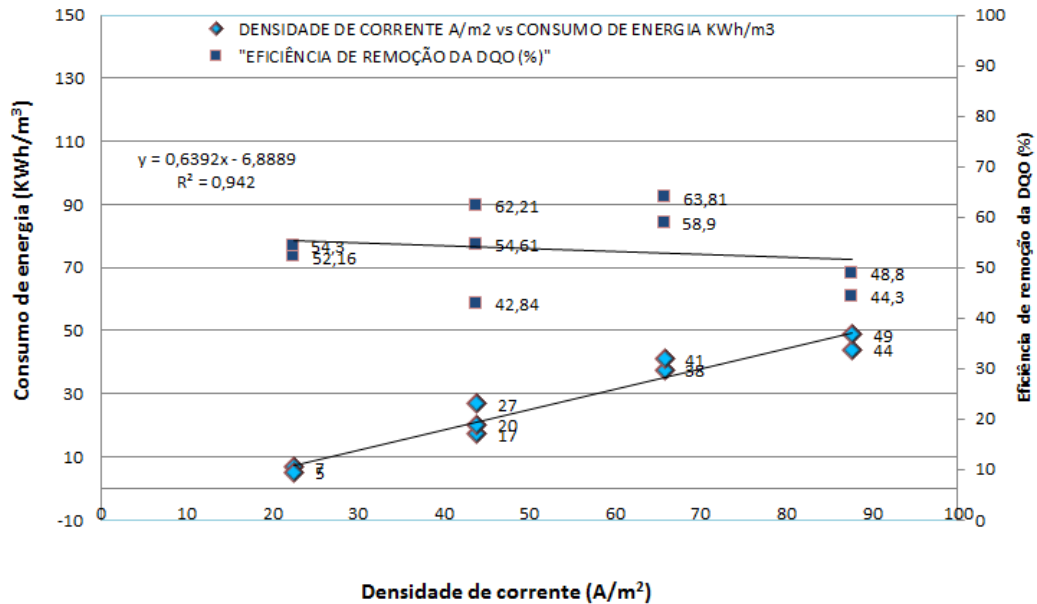
Figuras 5.98 – Diferença da temperatura do reator e o ar no fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07).



Figuras 5.99 – Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07).



Figuras 5.100 – Consumo de energia/ m^3 efluente vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07).



Figuras 5.101 – Consumo de energia/g DQO vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01 a 07).

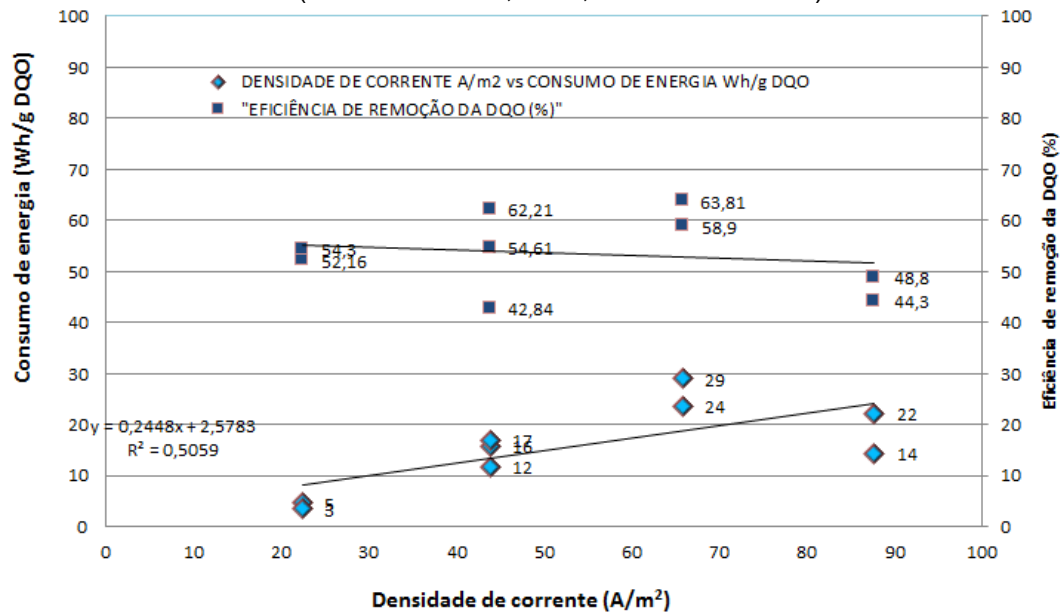
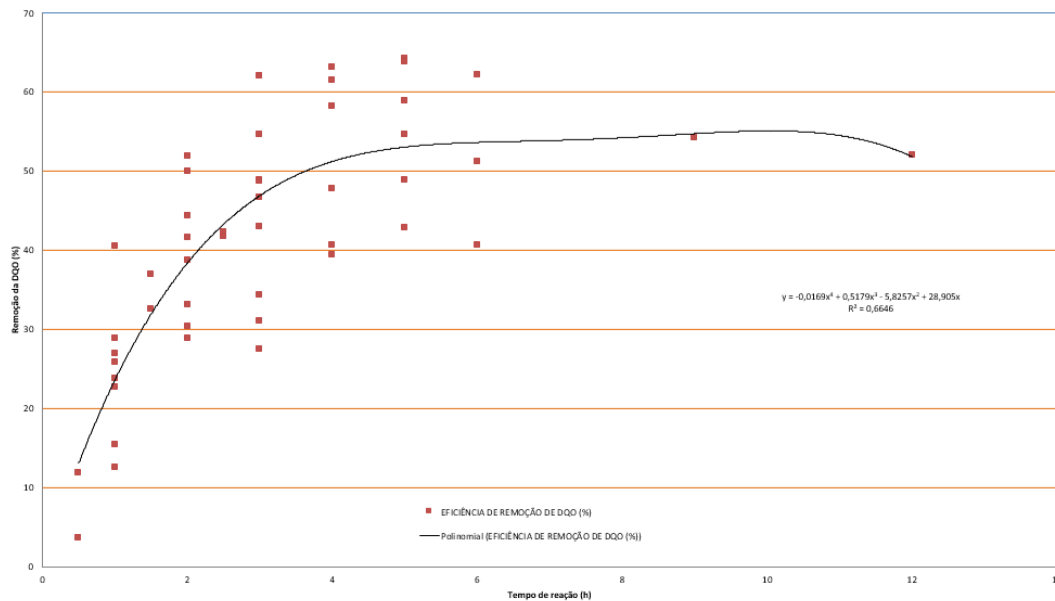


Figura 5.102 – Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 07).



Os gráficos anteriores reforçam as teses sobre o aumento da densidade de corrente não levar a aumento na remoção da DQO de lixiviados recalcitrantes de aterro estabilizado, assim como o aquecimento do meio reacional, desperdiça energia e eletrodos. Nos próximos capítulos serão realizados os ensaios de otimização, detalhados os ensaios de eletro-oxidação aplicados aos lixiviados e os ensaios dos processos conjuntos em um mesmo reator e os ensaios dos processos conjuntos em reatores separados.

5.2.5 Ensaios para otimização energética do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado aterro BR/RJ 01.

Nessa fase dos estudos, foram utilizados três reatores de 4,1 litros para execução dos ensaios de otimização do processo de eletrofloculação-eletroflotação, eletro-oxidação e processos combinados, assim como confeccionadas três placas (eletrodos) para os estudos de eletro-oxidação aplicados aos lixiviados, como antes mencionado. A seguir tem-se a descrição dos ensaios e os dados principais obtidos nos estudos de otimização.

Foi realizado um primeiro ensaio com os três reatores, aplicando a densidade de corrente de 10 A/m², valor esse menor que o mínimo recomendado pela literatura (CESPILHO E RESENDE, 2004) e em um segundo ensaio aplicando a densidade de corrente de 30 A/m², considerada ótima, com intuito de se obter remoção da DQO entre 50 e 65% sem variação da temperatura, visto que esses foram os valores máximos de eficiência de remoção da DQO encontrados nos ensaios anteriores. Ensaios esses que serviram como base na avaliação do incremento da eficiência de remoção da DQO e aumento da temperatura do meio reacional com o aumento da densidade de corrente.

Considerando o efeito deletério da temperatura no processo, os ensaios focaram na obtenção de valores de densidade de corrente que apresentassem boa remoção da DQO, sem aumento da temperatura do meio reacional, com um tempo de reação aceitável, ou seja, uma densidade de corrente de equilíbrio do processo para lixiviados recalcitrantes. O tempo de reação em uma escala industrial deve ficar abaixo de 8 horas, de forma a viabilizar o tratamento sem altos custos de implantação de tanques, de forma que sejam aplicadas baixas densidades de corrente evitando maiores gastos energéticos. A verificação da resposta do sistema com aplicação de uma densidade de corrente menor do que aquela recomendada pela literatura especializada foi outro estudo que visava avaliar qual a densidade de corrente mínima para o tratamento do lixiviado com tempo de reação aceitável. A descrição dos ensaios e os dados principais obtidos nessa etapa final de otimização são mostrados a seguir.

5.2.5.1 Ensaio para otimização energética do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com densidade de corrente de 10 A/m² (ENSAIOS 08, 09 e 10).

Estes ensaios foram realizados para avaliar se condição de densidade de corrente abaixo de 22,5 A/m², que é em geral recomendado com o valor mínimo para o processo em questão, tem uma resposta satisfatória.

Os estudos foram realizados em três reatores em paralelo com as mesmas condições, porém com adição de 5,0 g/L de NaCl no reator 1, adição de 1,0 g/L de NaCl no reator 2 e no reator 3 foi mantida a condição do lixiviado bruto, de forma a avaliar não apenas a aplicação de uma baixa densidade de corrente, mas o impacto da adição do NaCl, sal esse muito utilizado em vários estudos, no aumento da eficiência do processo de eletrocoagulação-eletroflotação.

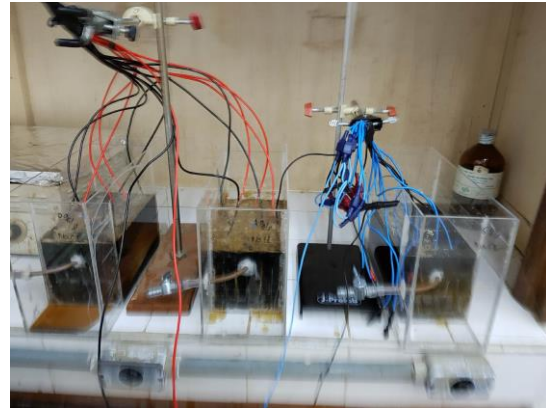
O ensaio com condições abaixo da mínima indicada em literatura foi realizado com o levantamento dos parâmetros: DQO, percentual de sólidos e de água na espuma, condutividade, corrente elétrica, tensão, temperatura do reator, temperatura do ambiente, pH e turbidez durante o tempo de ensaio de 5 horas iniciais, sendo estendido até 24 horas, de forma a se conhecer o impacto do tempo de reação no processo, com relação a eficiência de remoção da DQO e com a densidade de corrente abaixo da recomendada. A seguir são descritos detalhes desse estudo e os seus resultados.

A Figuras 5.103 ilustra o ensaio para os reatores 1, 2 e 3, sendo esses os ensaios 08, 09 e 10 do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com densidade de corrente de 10 A/m².

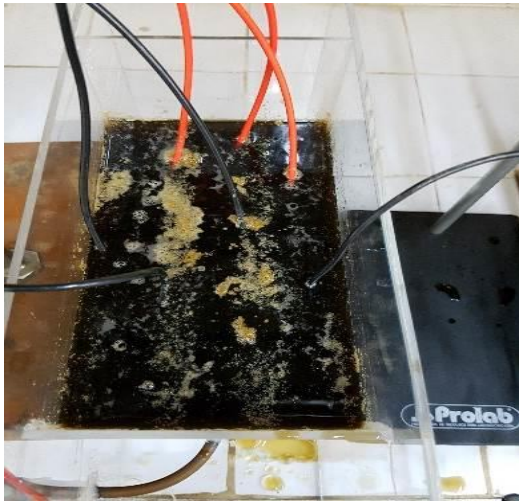
Figura 5.103 – Ilustração dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 08, 09 e 10).



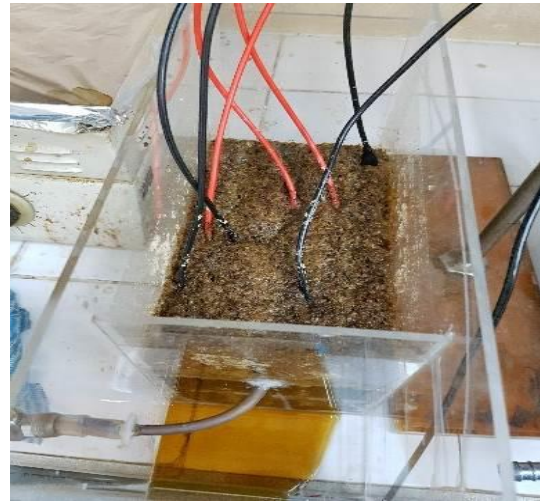
(a) Início do ensaio.



(b) Fim do ensaio com os reatores.



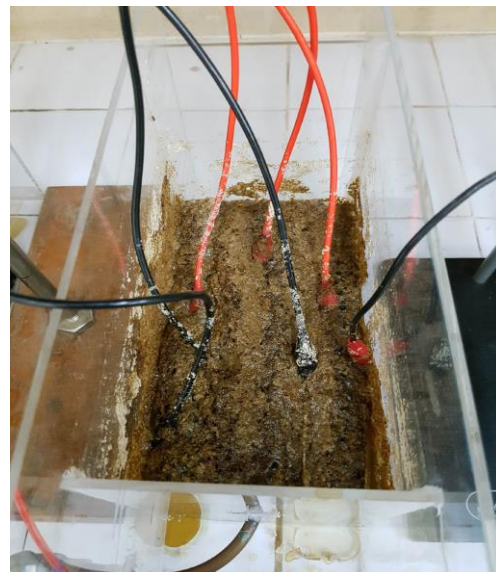
(c) Início do ensaio com o reator 1.



(d) Fim do ensaio com o reator 1.



(e) Fim do ensaio com o reator 3.



(f) Fim do ensaio com o reator 2.

As tabelas 5.16, 5.17 e 5.18 mostram o resumo dos dados levantados nos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação, com eletrodos de Al, para o lixiviado aterro BR/RJ 01, com densidade de corrente de 10 A/m² para os reatores 1, 2 e 3. As Figuras 5.104 a 5.112 ilustram a remoção da DQO e outros dados obtidos nos ensaios 08, 09 e 10 do processo de eletrocoagulação-eletroflotação em batelada para tratamento do lixiviado do aterro BR/RL 01, com densidade de corrente de 10 A/m².

Tabela 5.16 - Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 08).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	0,693	1,1	23,0	12,0	9,51	4020,4	0,00	0,02	8,48		
1,0	0,693	0,97	22,0	13,0	8,81	3494,1	13,10	0,02	8,52		
2,0	0,693	0,79	21,0	14,5	8,52	3494,1	13,10	0,02	8,66		
3,0	0,693	0,75	21,0	16,0	8,49	3766,2	6,32	0,02	8,74		
4,0	0,693	0,72	21,0	17,0	8,46	3441,6	14,40	0,02	8,71		
5,0	0,693	0,71	21,0	18,0	8,12	3310,0	17,67	0,02	8,76		
24,0	0,693	0,92	21,0	21,0	7,84	1652,2	58,90	24,6	9,10	38,8642	36,9774

Tabela 5.17 - Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 09).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	0,693	1,1	23,0	12,0	8,86	3687,2	0,0	0,2	8,54		
1,0	0,693	0,97	22,0	13,0	8,89	3484,6	5,50	0,2	8,55		
2,0	0,693	0,79	21,0	14,5	8,52	3168,8	14,06	0,2	8,56		
3,0	0,693	0,75	21,0	16,0	8,87	3029,3	17,84	0,2	8,73		
4,0	0,693	0,72	21,0	17,0	8,72	3239,8	12,13	5,2	8,74		
5,0	0,693	0,71	21,0	18,0	8,77	3125,8	15,23	15,7	8,78		
24,0	0,693	0,92	21,0	21,0	9,27	1730,9	53,06	285,0	9,14	40,5025	37,0556

Tabela 5.18 - Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 10).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	0,693	1,1	23,0	12,0	8,54	3984,6	0,0	0,02	8,45		
1,0	0,693	0,97	22,0	13,5	9,61	3687,2	7,46	0,02	8,46		
2,0	0,693	0,79	21,0	14,5	9,58	3545,1	11,03	0,02	8,55		
3,0	0,693	0,75	21,0	16,0	9,64	3431,9	13,87	0,02	8,51		
4,0	0,693	0,72	21,0	17,0	9,57	3405,6	14,53	0,52	8,46		
5,0	0,693	0,71	21,0	17,0	9,53	3345,2	16,05	1,57	8,43		
24,0	0,693	0,92	21,0	21,0	11,54	2466,2	38,11	5,62	9,00	38,6872	36,3652

Figura 5.104 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 08.

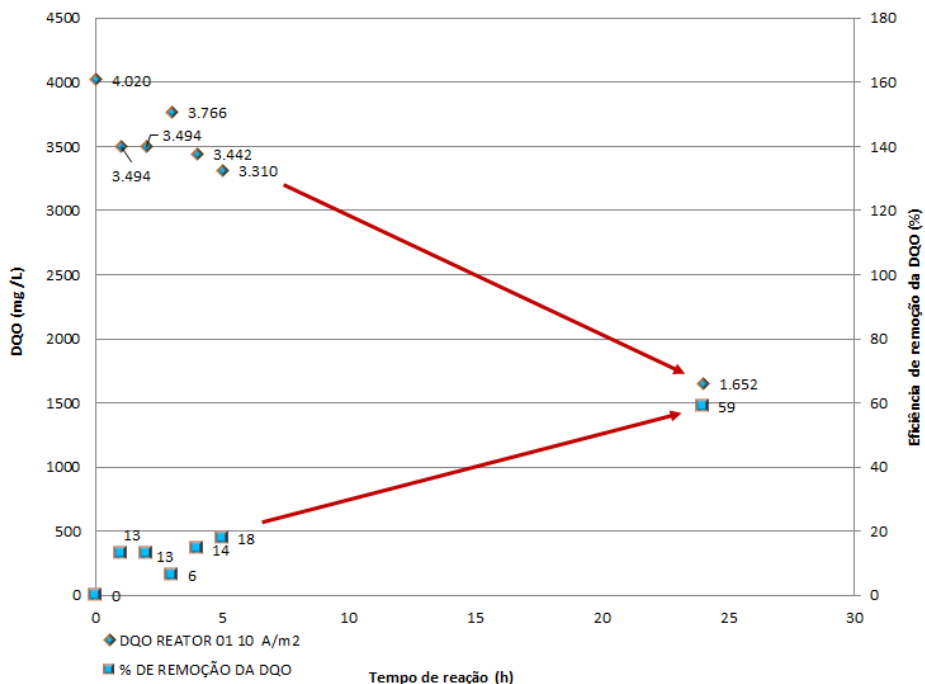


Figura 5.105 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 09.

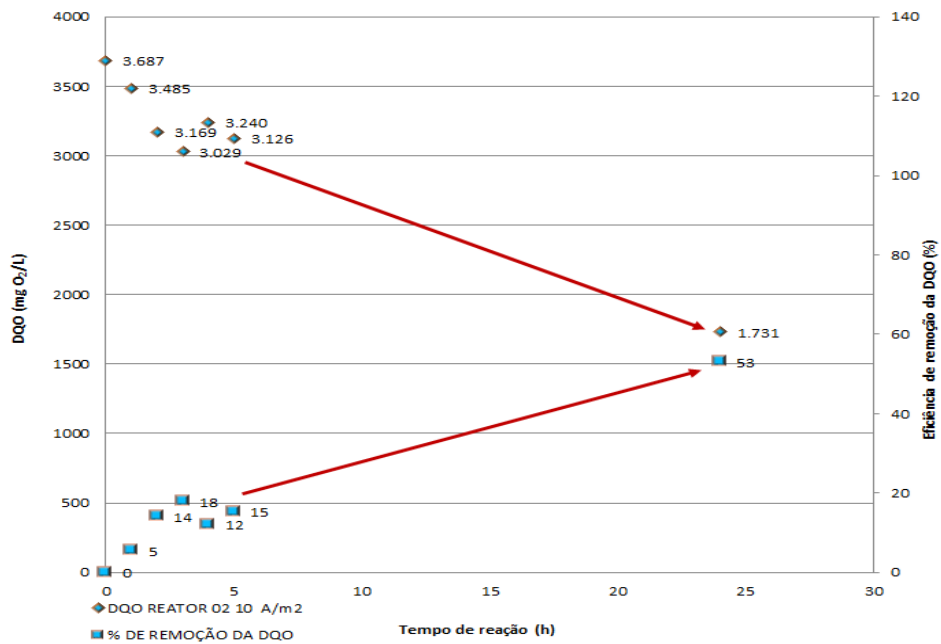


Figura 5.106 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 10.

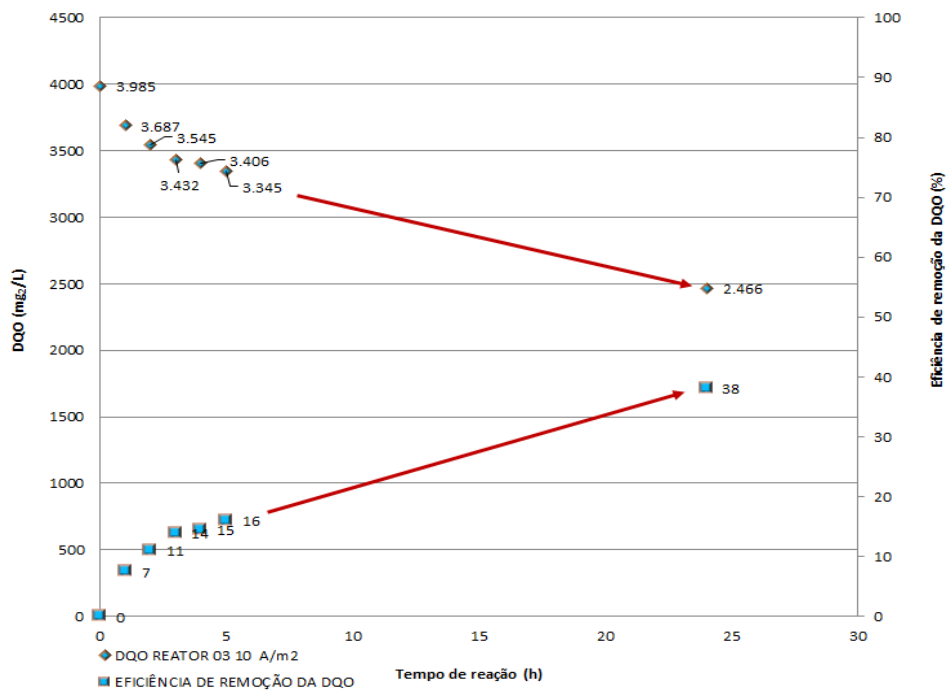


Figura 5.107 – Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 08.

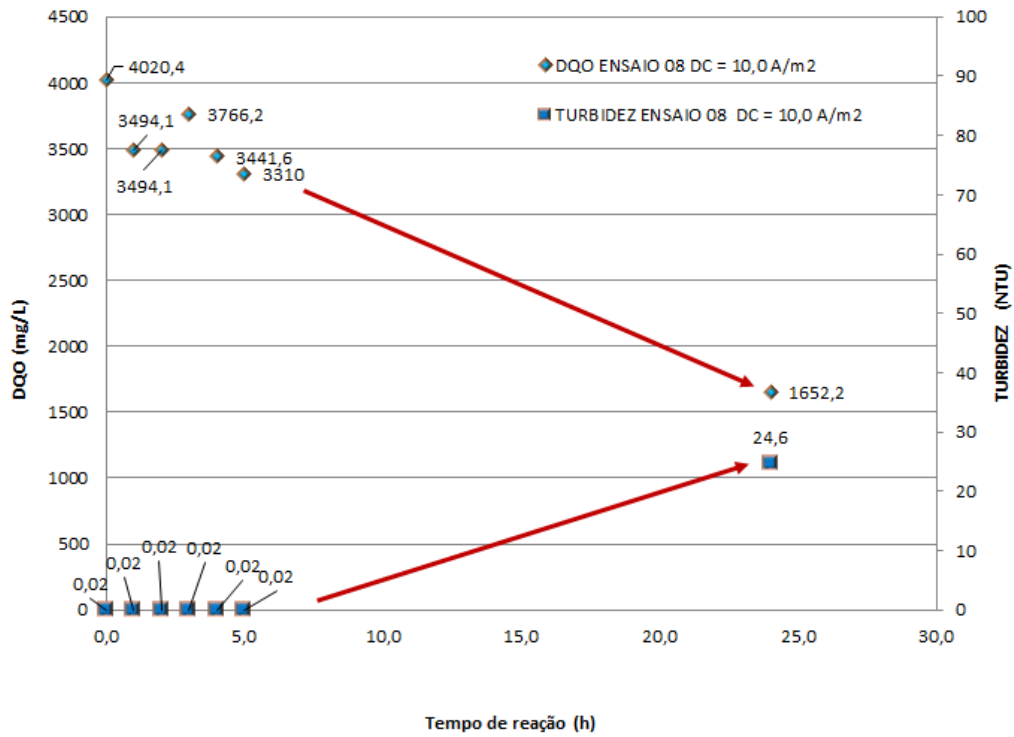


Figura 5.108 – Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 09.

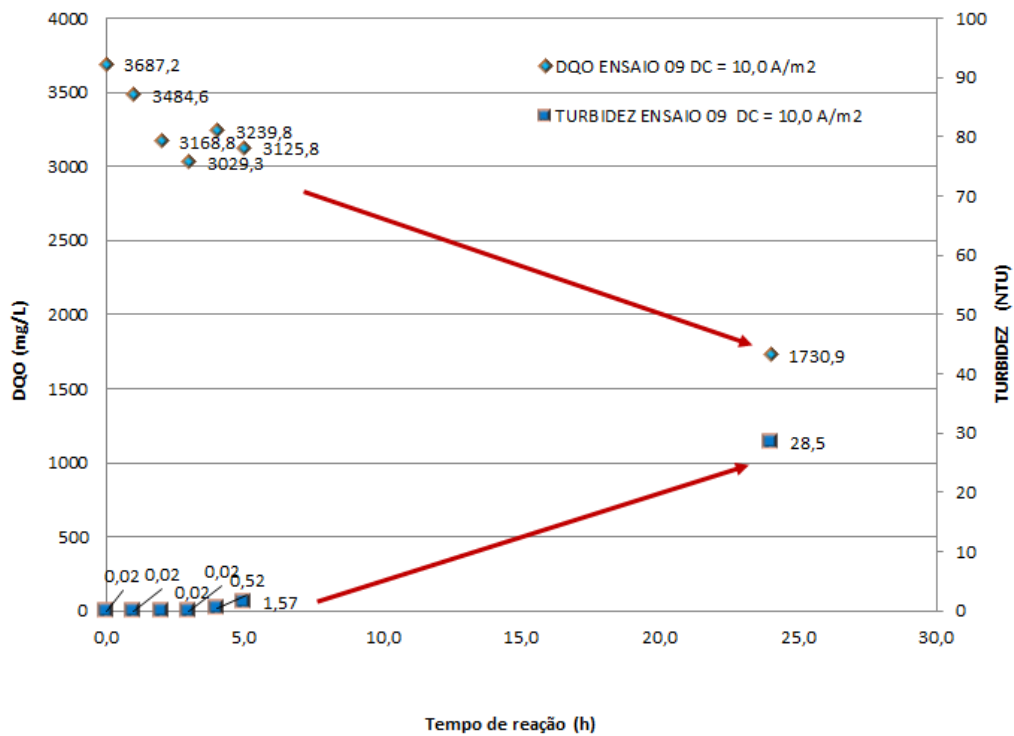


Figura 5.109 – Variação da DQO e turbidez no ENSAIO 10.

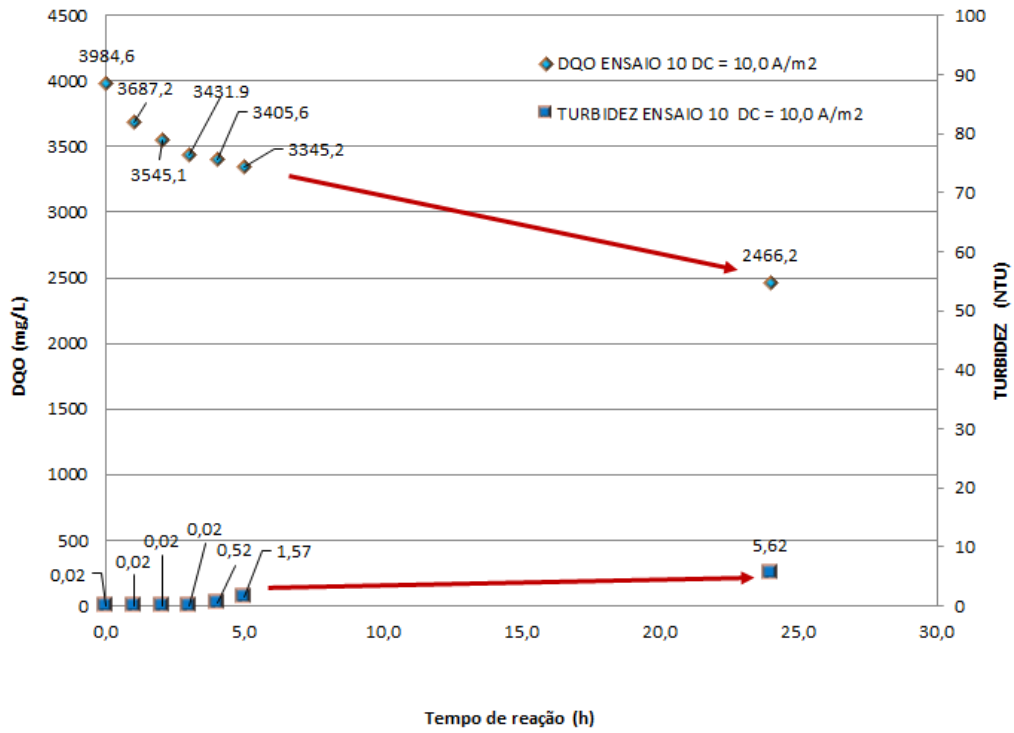


Figura 5.110 – Variação típica da condutividade e pH nos ENSAIO 08.

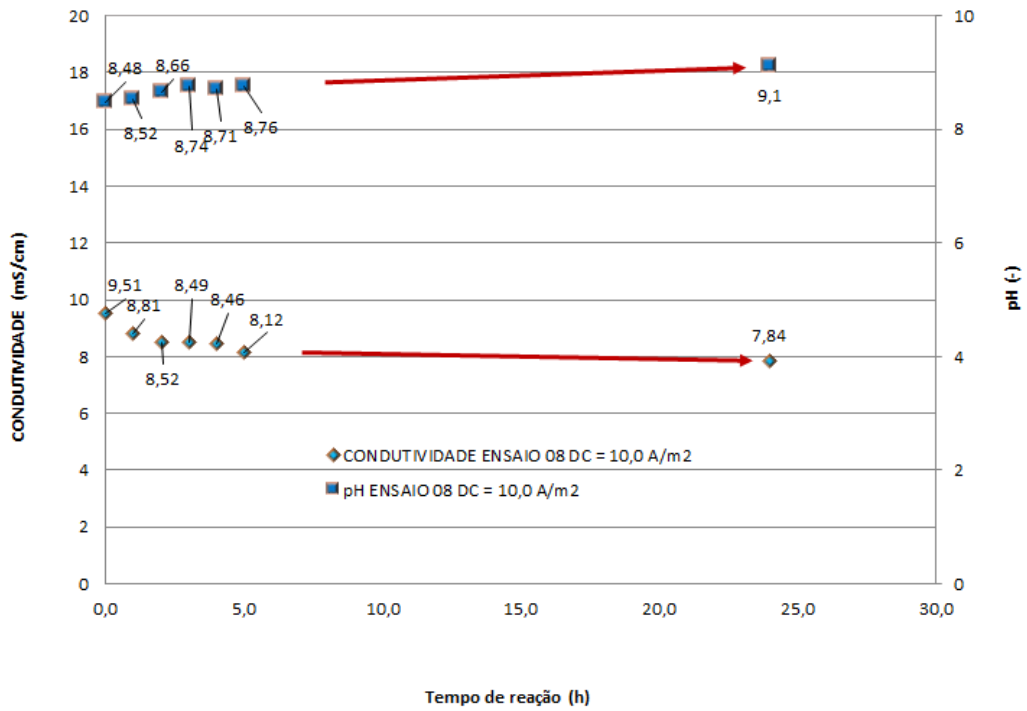


Figura 5.111 – Variação da corrente e tensão nos ENSAIO 08, 09 e 10.

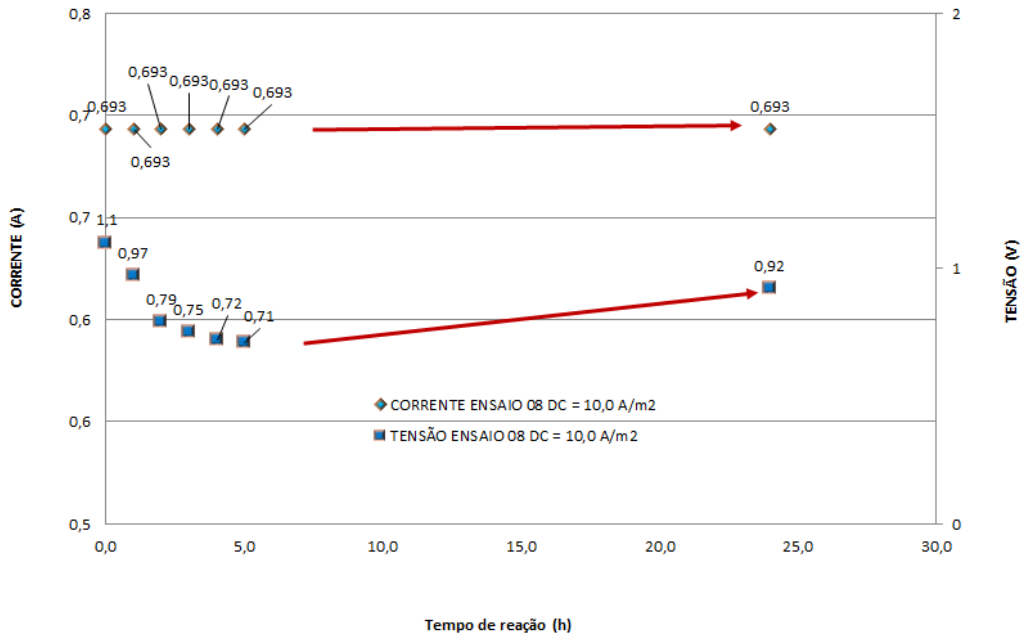
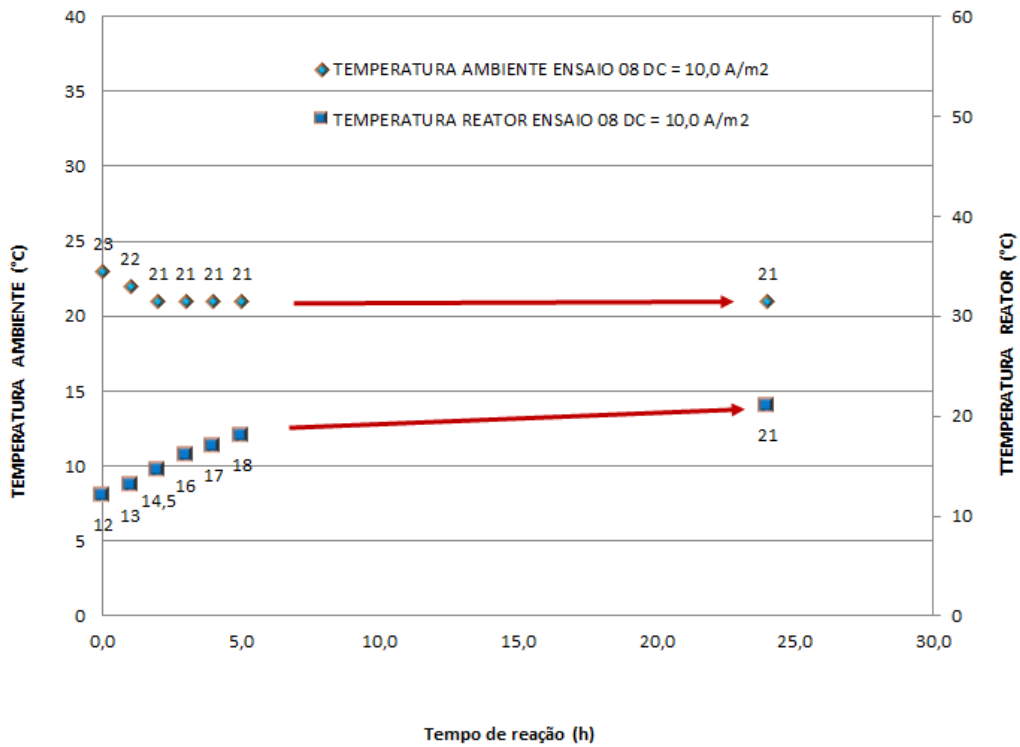


Figura 5.112 – Variação da temperatura ambiente e do reator nos ENSAIO 08, 09 e 10.



Os dados anteriores indicam que a densidade de corrente de 10 A/m² remove a DQO a contento, próximo daquelas altas densidades de corrente, porém com tempo de reação muito mais alto, ou seja, maior que 24 horas. Essas baixas densidades de corrente não são viáveis para aplicação nos processos de tratamento a nível industrial, que em geral exigem um tempo de reação abaixo de 8 horas, tal como o caso do eletroflotador da estação de tratamento de lixiviado do aterro BR/RJ 02, pois nesses estudos ficou claro que é necessário um alto tempo de reação para uma remoção da DQO satisfatória. Acima de 8 - 10 horas de tempo de reação o processo tem pouca viabilidade industrial.

Os ensaios mostraram uma espuma pouco espessa comparando com os ensaios aplicando densidades de corrente maiores, o que pode ser visualizado nas Figuras anteriores quando do fim do ensaio com os reatores. Por consequência, o processo com essa baixa densidade de corrente gerou uma espuma de menor teor de sólidos totais e maior teor de água se comparado com os ensaios com maior densidade de corrente. A tabela 5.19 mostra os dados sobre o teor de sólidos e teor de água, assim como o consumo de energia e remoção da DQO para os três reatores.

Tabela 5.19 – Teor de sólidos e água na espuma flotada no final dos ensaios 08, 09 e 10.

PARÂMETRO	REATOR 1	REATOR 2	REATOR 3
TEOR DE SÓLIDOS SUSPENSOS (%)	95,15	91,48	94,00
TEOR DE ÁGUA (%)	4,85	8,51	6,00
CONSUMO DE ENERGIA (Wh/g DQO)	1,99	2,41	3,10
CONSUMO DE ENERGIA (KWh/m ³ efluente)	4,71	4,71	4,71
REMOÇÃO DA DQO (g em 24 horas)	7,10	5,87	4,56

Como os reatores trabalharam em paralelo, os dados de tensão, corrente elétrica e condutividade, temperatura do ar e do reator são similares. Os valores de DQO e turbidez se alteram em função do nível de reação e outros parâmetros do processo. A adição de NaCl mostrou-se interessante para incrementar eficiência de remoção da DQO, porém devido à baixa densidade de corrente a adição desse sal não teve sucesso. A temperatura não foi problema em nenhum dos ensaios antes discutidos.

5.2.5.2 Ensaio para otimização energética do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com densidade de corrente de 30 A/m² (ENSAIOS 11 e 12).

Esses ensaios de otimização foram realizados com uso de três reatores de menor porte, porém um dos reatores (reator 3) mostrou problemas nos testes para início dos ensaios, portanto somente os reatores 1 e 2 foram validados nesses ensaios. Nos ensaios em questão foram levantados os parâmetros: DQO, percentual de sólidos e de água na espuma, condutividade, corrente elétrica, tensão, temperatura do reator, temperatura do ambiente, pH e turbidez durante o tempo de ensaio que foi ao máximo de 8 horas. Nas informações desses ensaios somente serão mostrados os dados mais importantes relativos aos reatores 1 e 2, sendo reator 1 aquele que melhor respondeu quanto à eficiência desejada em um tempo aceitável sem alteração da temperatura, porém os dois reatores mostraram eficiência dentro da faixa desejada de 50 a 65% de remoção da DQO.

Os dados mostrados nas Tabelas 5.20 e 5.21 ilustram os levantamentos obtidos com os estudos de otimização energética do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com densidade de corrente de 30 A/m² (ENSAIOS 11 e 12).

Como o foco do trabalho era a remoção da DQO com boa eficiência e sem desperdício de energia e conseqüente não se ter aumento indesejável da temperatura, os objetivos foram alcançados com os dois reatores, definindo assim a densidade de corrente dos ensaios seguintes de eletrocoagulação-eletroflotação para a aplicação dos processos de tratamento combinados, ou seja, a eletrocoagulação-eletroflotação e a eletro-oxidação combinados no tratamento de lixiviados.

A Figuras 5.113 ilustra os ensaios. As Figuras 5.114 e 5.119 mostram os dados obtidos nos ensaios em questão.

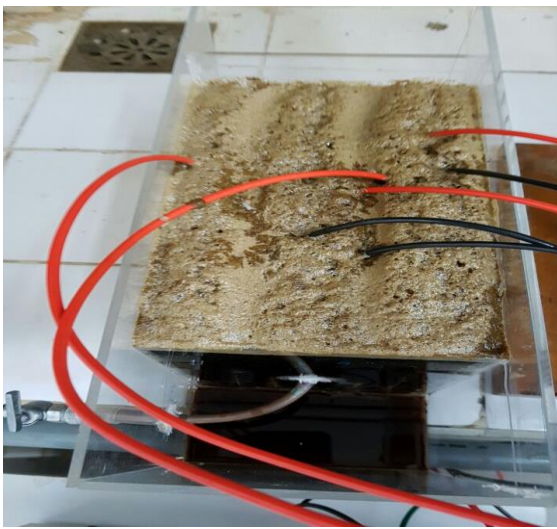
Figura 5.113 – Ilustração dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 11 e 12).



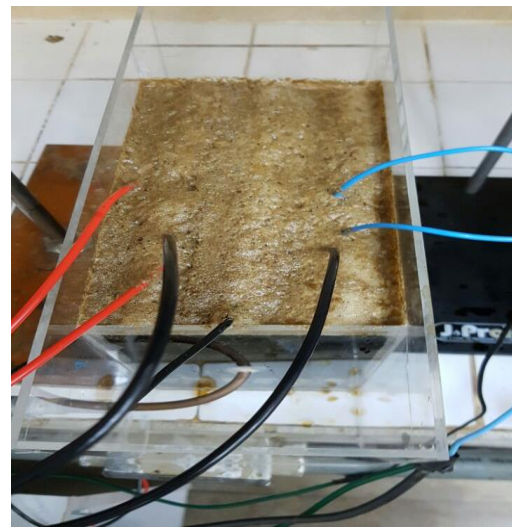
(a) Início do ensaio.



(b) Início do ensaio.



(c) Sistema em reação (R1).



(d) Sistema em reação (R2).

Tabela 5.20 - Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 11).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	2,072	1,25	25,0	21,0	8,6	2976,7	0,0	0,02	8,23		
1,0	2,072	1,08	26,0	21,0	8,3	2608,3	12,38	1,2	8,77		
2,0	2,072	1,05	24,0	22,5	8,3	2345,1	21,22	0,48	8,89		
3,0	2,072	1,06	23,0	24,0	8,1	2160,9	27,41	4,56	9,03		
4,0	2,072	1,06	26,0	25,5	8,1	1976,7	33,59	8,13	9,05		
5,0	2,072	1,10	26,0	25,0	8,2	1739,8	41,55	14,30	9,12		
6,0	2,072	1,12	26,0	25,0	7,9	1529,3	48,62	24,70	9,17		
7,0	2,072	1,17	28	26,5	7,9	1108,3	62,77	29,18	9,2		
8,0	2,072	1,17	28	26,5	7,9	1055,6	64,54	23,64	9,22	39,6917	36,959

Tabela 5.21 - Dados do ensaio de eletrocoagulação-eletroflotação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 12).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	2,072	1,25	25,0	21,0	8,6	3318,8	0,0	0,02	8,25		
1,0	2,072	1,08	26,0	21,0	8,3	2853,0	14,03	0,021	8,75		
2,0	2,072	1,05	24,0	22,5	8,3	2687,2	19,03	0,97	8,81		
3,0	2,072	1,06	23,0	24,0	8,2	2476,7	25,37	2,80	8,91		
4,0	2,072	1,06	26,0	25,5	8,1	2221,4	33,07	1,58	8,92		
5,0	2,072	1,10	26,0	25,0	8,0	1967,7	40,71	3,81	8,98		
6,0	2,072	1,12	26,0	25,0	7,9	1888,8	43,09	5,66	9,06		
7,0	2,072	1,17	28,0	26,5	7,9	1713,5	48,37	11,64	9,06		
8,0	2,072	1,17	28,0	26,5	7,9	1510,9	54,47	32,24	9,16	39,8994	35,1956

Figura 5.114 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 11.

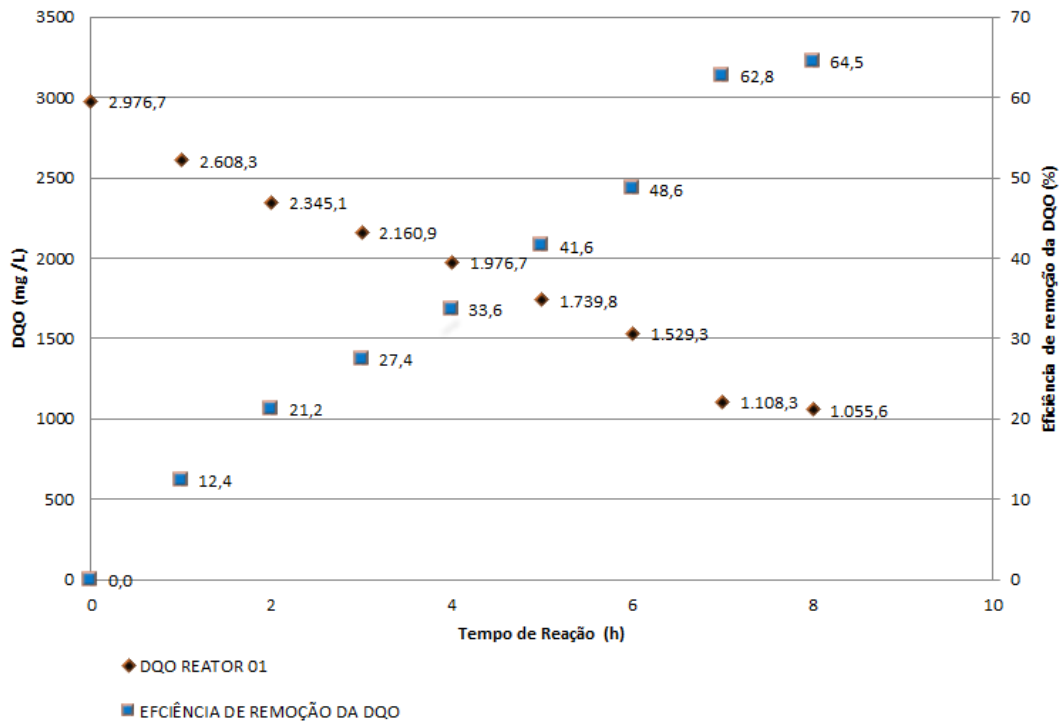


Figura 5.115 – Variação da DQO e sua eficiência de remoção no ENSAIO 12.

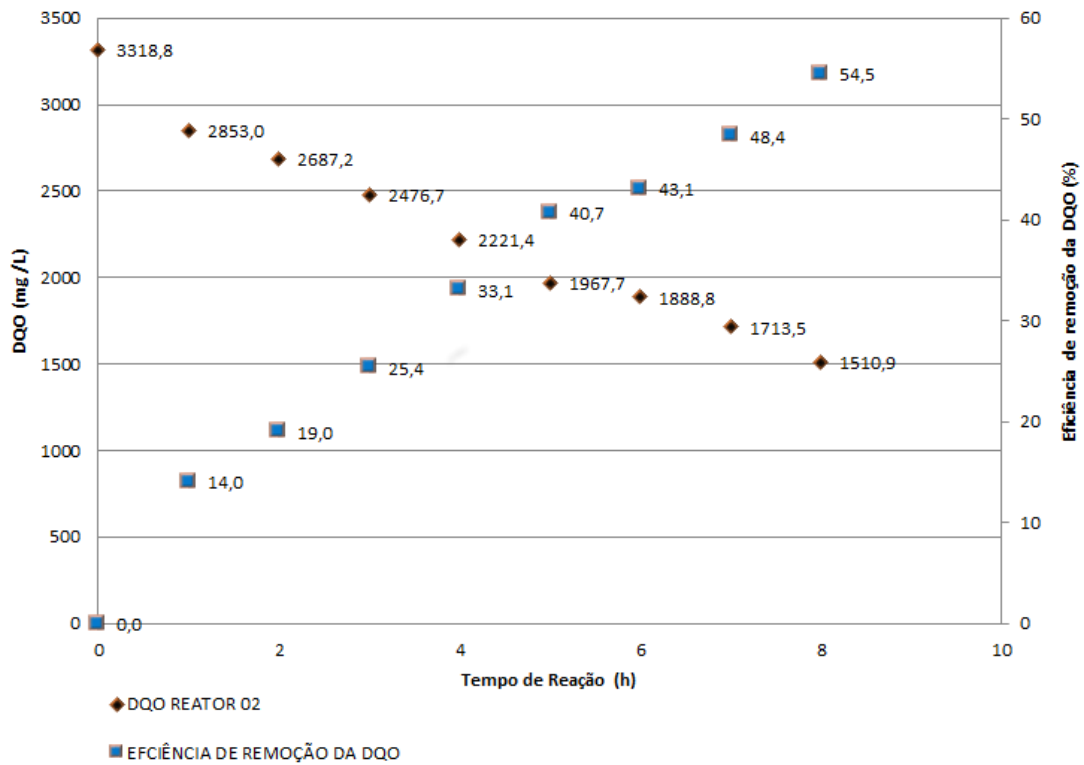


Figura 5.116 – Variação típica da temperatura ambiente e do reator nos ENSAIO 11.

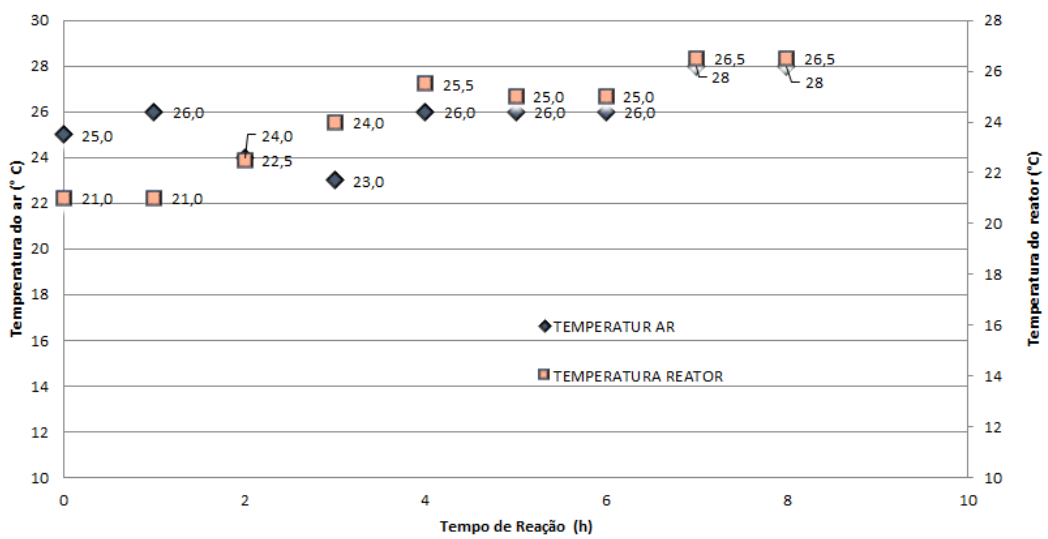


Figura 5.117 – Variação da turbidez e pH no ENSAIO 11.

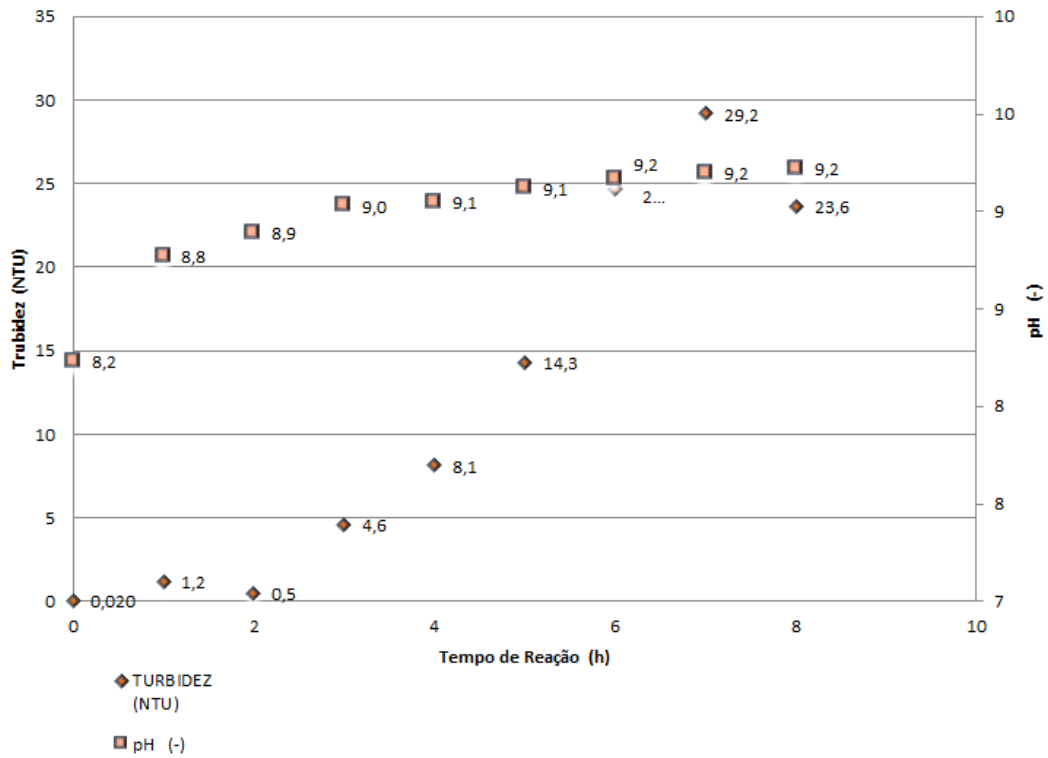


Figura 5.118 – Variação da turbidez e pH no ENSAIO 12.

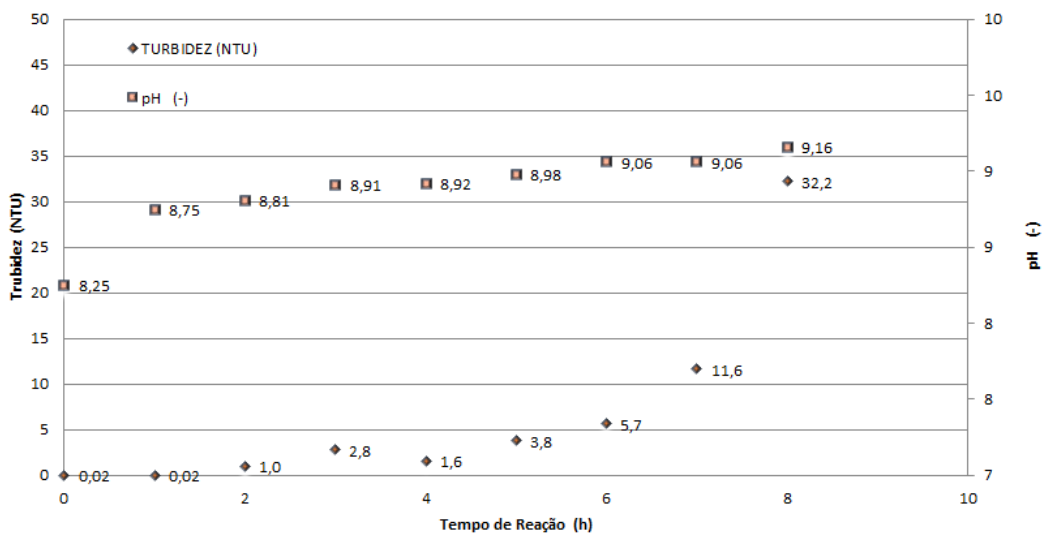
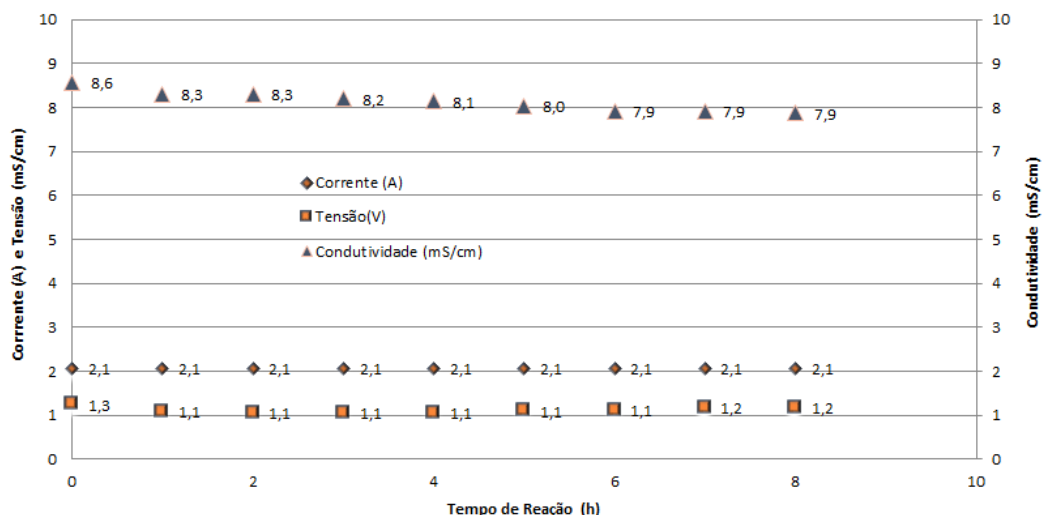


Figura 5.119 – Variação da condutividade, corrente e tensão nos ENSAIOS 11 e 12.



Os dados anteriores indicam que a densidade de corrente de 30 A/m² remove a DQO a contento, dentro da faixa obtida nos outros ensaios (50 a 65%) com um tempo de reação de 8 horas, sendo esse um valor aceitável do ponto de vista da geração de lixiviados típicas para aterros encerrados que tem lixiviados recalcitrantes. Os ensaios mostraram uma espuma espessa o suficiente, para que essa espuma gerada possa ser retornada ao aterro sem necessidade de adensamento e desaguamento. A Tabela 5.22 mostra os dados sobre o teor de sólidos e teor de água, assim como o consumo de energia e remoção da DQO para os dois reatores.

Tabela 5.22 – Teor de sólidos e água na espuma flotada no final dos ensaios 11 e 12.

PARÂMETRO	REATOR 1	REATOR 2
TEOR DE SÓLIDOS SUSPENSOS (%)	93,12	88,21
TEOR DE ÁGUA (%)	6,88	11,79
CONSUMO DE ENERGIA (Wh/g DQO)	3,31	3,51
CONSUMO DE ENERGIA (KWh/m ³ efluente)	6,35	6,35
REMOÇÃO DA DQO (g em 8 horas)	5,76	5,42

Como os dois reatores trabalharam em paralelo, os dados de tensão, corrente elétrica, condutividade, temperatura do ar e do reator são similares. Os valores de DQO e turbidez se alteram em função do nível de reação e outros parâmetros do processo. A temperatura do meio reacional ficou semelhante àquela do ar ambiente, como pode ser verificado nos dados antes mostrados. Ficou ainda confirmado nesses ensaios que a turbidez e formação de hidróxidos ao final do processo não tem interferência maior na eficiência do processo e sim a temperatura, pois como pode ser verificado nos ensaios com 30 A/m², ocorreu um aumento da turbidez, porém devido a não ocorrer aquecimento excessivo do meio reacional, não ocorreu uma redução da eficiência de remoção da DQO no final do processo, como vinha ocorrendo nos ensaios anteriores.

5.2.6 Resumo geral e conclusões dos dados obtidos nos ensaios do processo de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviado aterro BR/RJ 01 e BR/RJ 02.

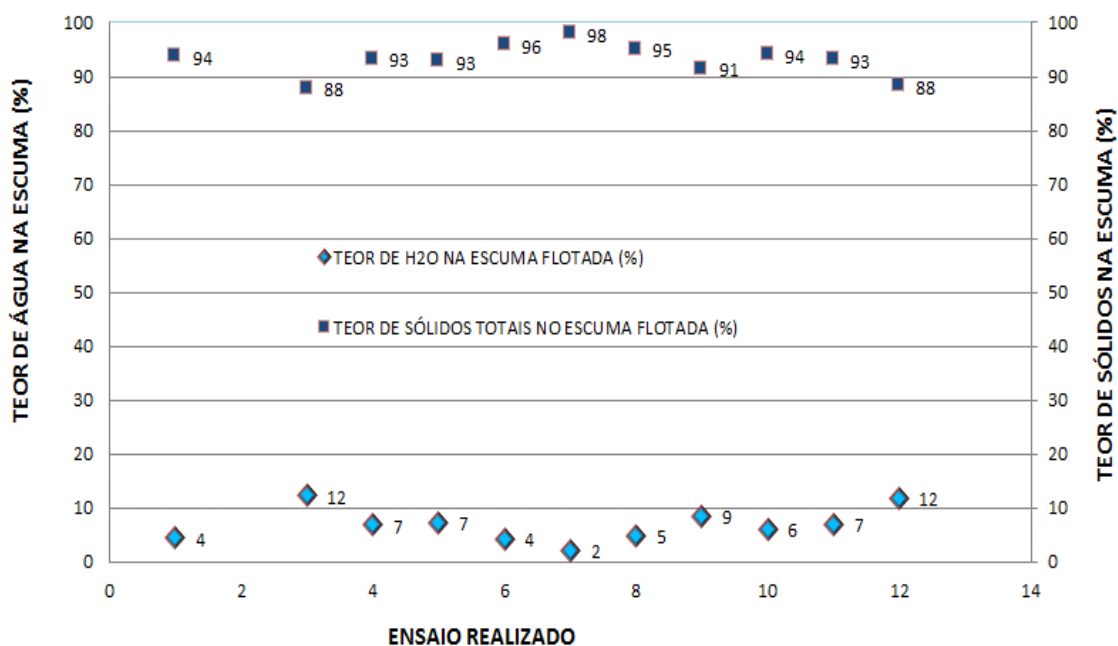
Os ensaios gerais de eletrocoagulação-eletroflotação levaram a várias conclusões sobre a aplicação do processo de eletrocoagulação-eletroflotação no tratamento de lixiviados recalcitrantes, a seguir mencionadas:

1. Aplicando o processo de eletrocoagulação-eletroflotação aos lixiviado estudados (estabilizados), obteve-se uma remoção máxima da DQO em geral de 48 a 65%, sendo essa a faixa limite para o processo em questão. Esses dados são corroborados com estudos de outros autores (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; YADAV & DIKSHIT, 2017);
2. A aplicação de uma densidade de corrente acima daquela de equilíbrio gera perdas e aquecimento no tratamento de lixiviados recalcitrante, sem aumento da eficiência do processo;
3. O calor excessivo tem um impacto negativo ao processo devido a dissolução da espuma flotada, aumentando a DQO do lixiviado ao final do processo;
4. A densidade de corrente mais adequada ficou em 30 A/m², sendo essa aquela de equilíbrio termodinâmico do processo, mesmo com maior tempo de reação, confirmando dados de outros pesquisadores (LI *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014);
5. Todos os ensaios mostraram uma tendência de aumento do pH do meio reacional, sendo bom para o processo devido a necessidade de remoção da

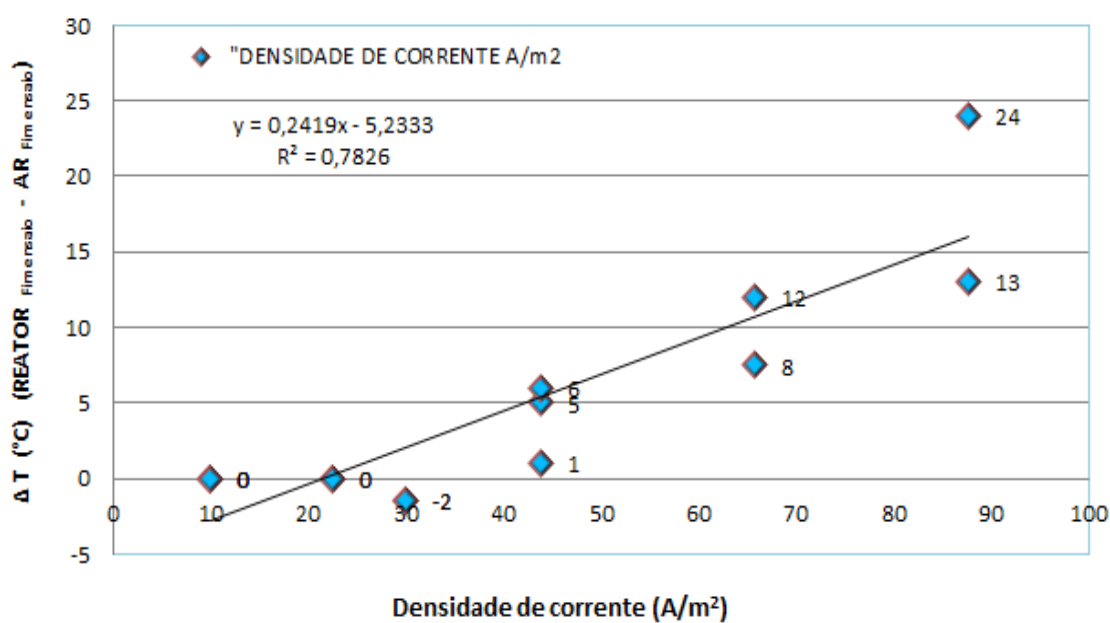
- amônia do lixiviado. Vários artigos corroboram essas informações (DROUCHE *et al.*, 2007; SAYINER *et al.*, 2008; ILHAN *et al.*, 2008; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009; PHALAKORNKULE *et al.*, 2010; LI, X. *et al.*, 2011; EMAMJOMEH *et al.* 2011; AHMED *et al.*, 2012; SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, 2013; MAJLESI *et al.*, 2015);
6. Altas densidades de corrente intensificam a geração de hidróxidos, gerando um meio reacional mais viscoso e altas temperaturas;
 7. A turbidez do efluente tratado em geral é reduzida nas primeiras horas dos ensaios, porém cresce ao longo da reação em função da maior geração de hidróxidos no meio reacional;
 8. A espuma gerada tem um baixo teor de água e alto teor de sólidos, podendo ser disposta diretamente em aterro sem qualquer necessidade de adensamento e desaguamento. Alguns poucos artigos avaliaram e corroboram essa afirmação (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL & DJELAL, 2014);
 9. Os consumos energéticos nesses ensaios foram calculados e se mostraram como a seguir: 3,10 e 29,01 Wh/g DQO e 5,02 e 48,80 KWh/m³ (desconsiderando os dados relativos a 10 A/m², que não satisfazem ao processo), esses dados se mostram dentro do preconizado por vários artigos (ILHAN *et al.*, 2008; VELI *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; TOP *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014);
 10. Os consumos energéticos médios calculados nos ensaios otimizados com 30 A/m² se foram com a seguir: 3,41 Wh/g DQO e 6,35 KWh/m³, sendo próximo aos dados obtidos pelo autor ORKUN & KULEYIN, (2012);
 11. Nos ensaios verificou-se que reator do aterro BR/RJ 02 poderia ter bom funcionamento com tempo de reação de 2,0 horas e densidade de corrente de aproximadamente 87,7 A/m² com uma eficiência de remoção da DQO próxima de 50%, porém seria necessário um sistema de resfriamento dos eletroreatores;
 12. Não existe na literatura pesquisada estudos para avaliação e preocupação quanto ao aumento da temperatura do meio reacional com aplicação de altas densidades de corrente, assim como quanto a qualidade da espuma flotada, quanto ao teor de sólidos, água e metais.

As Figuras 5.120 a 5.125 ilustram o resumo dos principais dados de todos os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação com lixiviados recalitrantes (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIO 01, 02, 03, 04, 05, 06, 07, 08, 09, 10, 11 e 12).

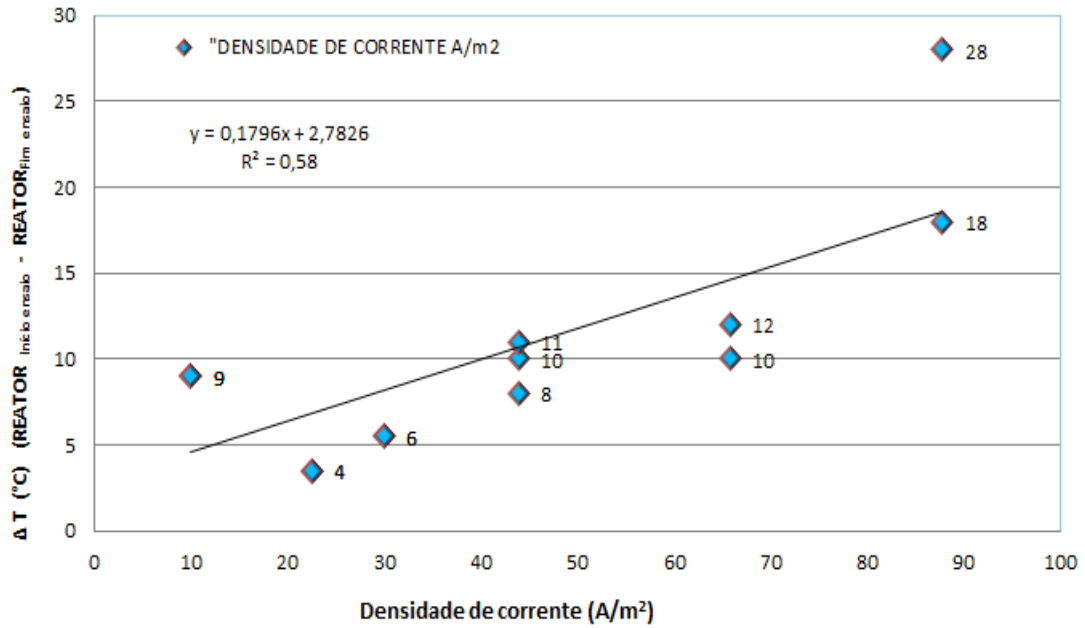
Figura 5.120 – Teor de sólidos e água na espuma flotada (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12).



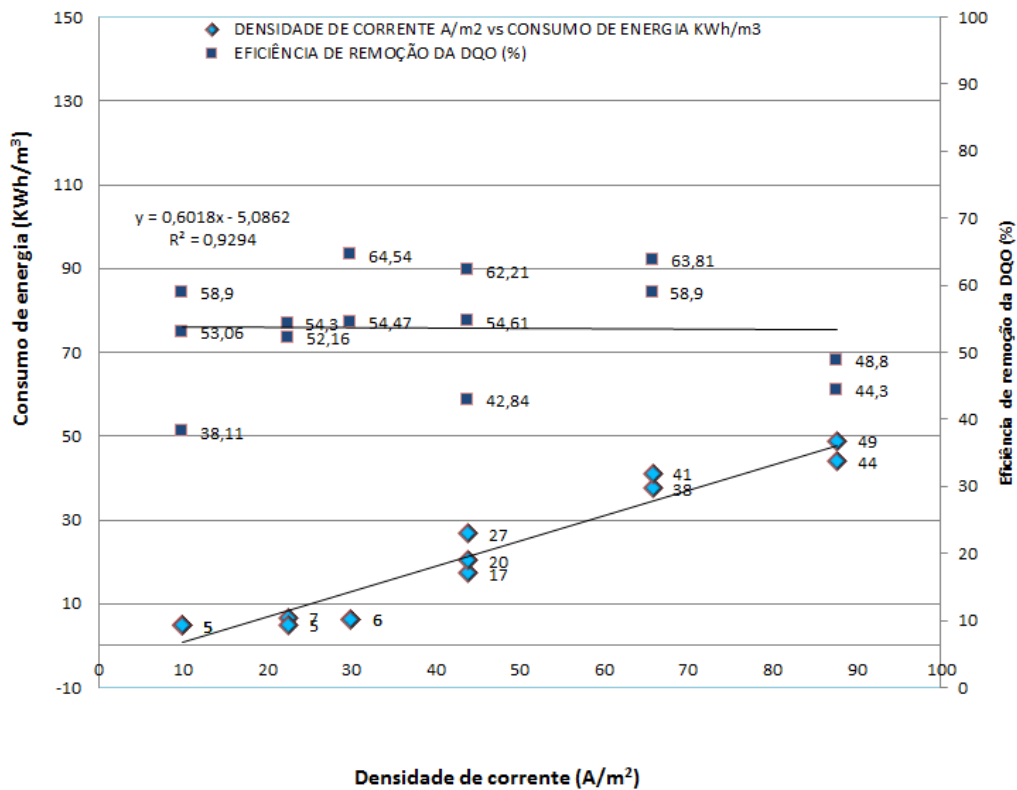
Figuras 5.121 – Diferença da temperatura do reator e o ar no fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12).



Figuras 5.122 – Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12).



Figuras 5.123 – Consumo de energia/ m^3 efluente vs eficiência de remoção da DQO (ENSAIOS P 01, P 02, ENSAIOS 01 a 12).



5.3 Resultados dos ensaios de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01

5.3.1 Ensaio do processo de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com variação da corrente elétrica (1 a 3 A) e da densidade de corrente (165,5 a 496,5 A/m²)

Após todos os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação confirmatórios anteriores que definiram uma densidade de corrente ótima de 30 A/m², foram realizados ensaios de eletro-oxidação com o uso dos três tipos de placas, sendo uma para um dos três reatores utilizados nos ensaios.

Os ensaios nesse caso foram mais simples, devido a não ter uma formação massiva de coágulos, porém havia necessidade de limpeza periódica dos eletrodos devido a formação de precipitados. A maioria dos ensaios foram realizados com os reatores em paralelo, sendo apenas usados os reatores, cada um com sua placa e uma fonte somente para alimentação comum a todos os três reatores. Nos ensaios de eletro-oxidação, aplicou-se uma corrente que variou de 1,0 a 3,0 A e uma densidade de corrente de 165,5 a 496,5 A/m², para cada tipo de reator com sua placa, a saber:

- ✚ Reator 1, com uso de placa de Ti/RuO₂ -Inox (ânodo – cátodo);
- ✚ Reator 2, com uso de placa de Ti/RuO₂ - Ti (ânodo – cátodo);
- ✚ Reator 3, com uso de placa de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo).

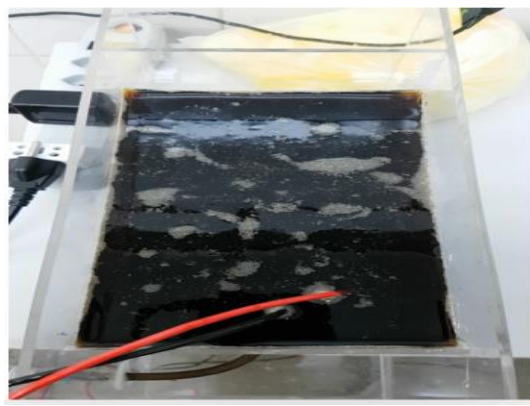
Os ensaios foram realizados tal qual os anteriores, porém a oxidação ocorria nas placas de forma direta e junto ao meio reacional de forma indireta, assim como os eletrodos não eram consumidos. Os ensaios de eletro-oxidação visaram definir formas outras complementares de tratamento eletrolítico para o lixiviado de forma a aumentar a eficiência de remoção dos compostos tóxicos e recalcitrantes. A concepção desses ensaios objetivou também aumentar a eficiência do tratamento, pois o sistema de eletrocoagulação-eletroflotação se mostrou limitado para esse tipo de lixiviado, sendo vislumbrado um tratamento conjunto do lixiviado com eletrocoagulação-eletroflotação em conjunto com a eletro-oxidação. A série de testes deixam várias informações importantes para o entendimento do processo aplicado a lixiviados de forma a se definir também a corrente elétrica e densidade de corrente mais adequada.

O sistema aplicado ao processo de eletro-oxidação nos vários ensaios está ilustrado nas Figuras 5.126 e 5.127.

Figura 5.126 – Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS 13 a 27).



(a) Aparato do ensaio.



(b) Reator no início do ensaio.



(c) Reatores no meio do ensaio.



(d) Reatores no meio do ensaio.



(e) Reatores no fim do ensaio.



(f) Reator no fim do ensaio.

Figura 5.127 – Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 15 – melhor ensaio com Reator 3, 2 A, 331 A/m²).



(a) Aparato do melhor ensaio (reator 3).



(b) Início do melhor ensaio (reator 3).



(c) Meio do melhor ensaio (reator 3).



(d) Meio do melhor ensaio (reator 3).



(e) Fim do melhor ensaio (reator 3).



(f) Amostras do melhor ensaio (reator 3).

As tabelas 5.23 a 5.37 mostram os resultados de todos os ensaios de eletro-oxidação realizados com o lixiviado do aterro BR/RJ 01. Esses resultados foram base para definição do melhor ensaio e suas condições.

Tabela 5.23 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 13).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
									Úmido	Seco
0,0	2,0	4,2	26,0	24,0	10,2	2934,6	0	8,74		
1,0	2,0	4,2	25,0	24,5	10,2	2578,1	12,15	8,72		
2,0	2,0	4,2	24,5	24,0	10,2	2509,3	14,49	8,63		
3,0	2,0	4,2	24,0	24,0	10,3	2457,8	16,25	8,57		
4,0	2,0	4,2	24,0	24,0	10,3	2432,0	17,13	8,51		
5,0	2,0	4,2	23,5	24,0	10,1	2320,1	20,94	8,52		
6,0	2,0	4,2	24,0	24,0	10,2	2294,4	21,82	8,38		
7,0	2,0	4,2	24,0	24,0	10,2	2290,3	21,96	8,28		
8,0	2,0	4,2	24,0	24,5	10,3	2200,1	25,03	7,90	16,668	15,9381

Tabela 5.24 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 14).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
									Úmido	Seco
0,0	2,00	4,16	26,0	23,0	10,3	2111,8	0,0	8,78		
1,0	2,00	4,15	25,0	22,5	10,3	2119,5	-0,37	8,69		
2,0	2,00	4,20	24,5	24,0	10,0	2155,6	-2,07	8,64		
3,0	2,00	4,20	24,0	24,0	10,1	2052,5	2,81	8,57		
4,0	2,00	4,20	24,0	24,0	10,1	1879,8	10,98	8,53		
5,0	2,00	4,20	23,5	24,0	10,0	1889,1	10,54	8,56		
6,0	2,00	4,20	24,0	24,5	10,0	1820,6	13,79	8,44		
7,0	2,00	4,20	24,0	25	9,9	1810,3	14,28	8,29		
8,0	2,00	4,20	24,0	25	10,1	1717,5	18,67	7,93	16,7819	15,7391

Tabela 5.25 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 15).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
									Úmido	Seco
0,0	2,00	6,2	27,5	14,0	10,3	1416,3	0,0	8,48		
1,0	2,00	5,6	28,0	17,0	10,3	1194,9	15,63	8,51		
2,0	2,00	5,6	27,0	21,0	10,0	1152,3	18,64	8,54		
3,0	2,00	5,1	27,0	23,0	10,1	1007,8	28,84	8,45		
4,0	2,00	5,7	27,0	25,0	10,1	931,2	34,25	8,30		
5,0	2,00	5,2	27,0	26,5	10,0	1084,4	23,43	8,14		
6,0	2,00	5,9	27,0	27,5	10,0	880,2	37,85	7,92		
7,0	2,00	5,8	27,0	28,0	9,9	854,6	39,66	7,70		
8,0	2,00	5,9	26,0	28,5	10,1	803,6	43,26	7,56	16,6605	15,0305

Tabela 5.26 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 16).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
									Úmido	Seco
0,0	1,0	4,4	24,0	21,0	10,2	2318,0	0,00	8,65		
1,0	1,0	4,3	24,0	22,0	10,0	2249,9	3,02	8,76		
2,0	1,0	5,1	24,0	22,5	10,0	2181,4	6,26	8,69		
3,0	1,0	5,3	24,5	23,5	9,9	2396,1	-3,37	8,74		
4,0	1,0	4,6	25,0	24,0	9,9	2224,2	4,22	8,60		
5,0	1,0	4,7	25,0	25,0	10,1	2215,7	4,41	8,53		
6,0	1,0	8,2	25,0	25,5	10,0	2095,3	9,61	8,48		
7,0	1,0	4,4	25,0	25,5	9,9	2112,6	8,86	8,38	16,9334	15,9321

Tabela 5.27 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 17).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
									Úmido	Seco
0,0	1,0	4,4	24,0	21,0	10,0	2087,1	0,0	8,63		
1,0	1,0	4,3	24,0	22,0	10,0	2094,8	-0,37	8,72		
2,0	1,0	5,1	24,0	22,5	10,0	2069,0	0,86	8,69		
3,0	1,0	5,3	24,5	23,5	10,0	2190,1	-4,94	8,59		
4,0	1,0	4,6	25,0	24,0	10,0	2179,8	-4,45	8,69		
5,0	1,0	4,7	25,0	25,0	10,1	2164,4	-3,70	8,76		
6,0	1,0	8,2	25,0	25,5	10,0	2051,0	1,73	8,79		
7,0	1,0	4,4	25,0	25,5	10,1	2155,6	-3,28	8,78	16,6754	15,7229

Tabela 5.28 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 18).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
									Úmido	Seco
0,0	1,0	3,9	29,0	28,0	10,0	1682,9	0,0	8,33		
1,0	1,0	4,1	28,5	28,0	10,0	1171,3	30,40	8,34		
2,0	1,0	4,1	29,0	28,0	10,0	1142,6	32,11	8,30		
3,0	1,0	4,1	29,5	28,5	10,0	1229,2	26,96	8,25		
4,0	1,0	4,2	30,5	29,5	10,0	1155,0	31,37	8,19		
5,0	1,0	4,2	30,0	30,0	10,1	1137,6	32,40	8,13		
6,0	1,0	4,2	29,0	29,5	10,0	1117,8	33,58	8,11		
7,0	1,0	4,2	28,5	29,5	10,1	1080,7	35,78	7,94		
8,0	1,0	4,3	28,5	29,5	10,1	1072,3	36,28	7,77	16,6109	15,7286

Tabela 5.29 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 19).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	3,0	8,9	25,0	24,0	10,2	2386,6	0,00	0,02	8,76		
1,0	3,0	20,6	24,5	28,0	10,0	2224,7	6,78	0,02	8,80		
2,0	3,0	22,9	25,0	31,5	10,0	2224,7	6,78	0,02	8,83		
3,0	3,0	17,8	25,0	35,0	9,9	2190,7	8,20	0,02	8,84		
4,0	3,0	18,2	25,0	36,5	9,9	2241,8	6,07	0,02	8,89		
5,0	3,0	17,8	25,5	38,5	10,1	2207,9	7,49	0,02	8,91		
6,0	3,0	17,8	26,0	40,0	10,0	2122,6	11,06	0,02	8,94		
7,0	3,0	17,7	26,0	41,0	9,9	2164,5	9,31	0,09	8,99		
8,0	3,0	17,5	26,0	42,5	9,9	2148,3	9,98	0,44	8,99	16,5559	15,7394

Tabela 5.30 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 20).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	3,0	8,9	25,0	23,0	9,8	2386,3	0,0	1,07	8,78		
1,0	3,0	20,6	24,5	27,0	9,7	2310,3	3,19	0,02	8,88		
2,0	3,0	22,9	25,0	30,5	9,9	2310,3	3,19	0,02	8,92		
3,0	3,0	17,8	25,0	34,5	9,8	2336,0	2,11	0,02	8,98		
4,0	3,0	18,2	25,0	37,0	9,7	2336,0	2,11	0,66	9,02		
5,0	3,0	17,8	25,5	39,0	9,9	2325,7	2,54	1,26	9,03		
6,0	3,0	17,8	26,0	40,5	9,8	2325,7	2,54	3,76	9,05		
7,0	3,0	17,7	26,0	42,0	9,8	2207,2	7,51	3,22	9,08		
8,0	3,0	17,5	26,0	43,0	9,8	2172,6	8,95	4,16	9,06	21,1440	16,5200

Tabela 5.31 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 21).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
								Úmido	Seco
0,0	3,0	7,0	27,5	28,5	816,6	0,0	8,26		
1,0	3,0	8,9	28,0	29,5	791,8	3,03	8,25		
2,0	3,0	8,8	27,0	30,5	730,0	10,61	8,15		
3,0	3,0	8,9	27,0	30,5	816,6	0,00	8,08		
4,0	3,0	9,0	27,0	31,5	754,7	7,58	7,90		
5,0	3,0	8,0	27,0	31,5	940,3	-15,16	7,70		
6,0	3,0	8,1	27,0	31,5	668,1	18,19	7,58		
7,0	3,0	9,4	27,0	34,5	742,3	9,09	7,42		
8,0	3,0	9,5	26,0	37,5	668,1	18,19	7,37		
9,0	3,0	10,0	27,0	40,5	742,3	6,25	7,27	16,2894	15,9633

Tabela 5.32 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 22).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	1,5	18,4	25,0	22,0	4,9	2386,3	0,0	7,5	8,18		
1,0	1,5	16,0	25,5	25,5	4,8	2310,3	3,19	6,9	8,30		
2,0	1,5	16,7	25,0	25,5	4,9	2310,3	3,19	8,1	8,30		
3,0	1,5	17,7	25,0	29,5	4,8	2336,0	2,11	9,3	8,26		
4,0	1,5	17,4	25,0	31,0	4,8	2336,0	2,11	11,8	8,24		
5,0	1,5	16,8	26,0	32,0	4,7	2325,7	2,54	14,2	8,23		
6,0	1,5	16,8	26,0	33,0	4,7	2325,7	2,54	16,2	8,18		
7,0	1,5	16,2	27,0	33,5	4,7	2207,2	7,51	17,9	8,12		
8,0	1,5	16,0	26,5	34,0	4,6	2172,6	8,95	18,3	8,10	16,9579	15,932

Tabela 5.33 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 23).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	1,5	18,4	25,0	22,0	5,1	915,0	0,00	7,5	8,12		
1,0	1,5	16,0	25,5	25,5	4,9	889,5	2,79	7,6	8,31		
2,0	1,5	16,7	25,0	25,5	4,9	881,8	3,63	7,4	8,28		
3,0	1,5	17,7	25,0	29,5	4,9	958,4	-4,74	8,8	8,27		
4,0	1,5	17,4	25,0	31,0	4,7	856,3	6,42	11,0	8,24		
5,0	1,5	16,8	26,0	32,0	4,8	984,0	-7,53	13,6	8,24		
6,0	1,5	16,8	26,0	33,0	4,7	984,0	-7,53	15,4	8,25		
7,0	1,5	16,2	27,0	33,5	4,7	932,9	-1,95	18,4	8,17		
8,0	1,5	16,0	26,5	34,5	4,6	922,7	-0,84	18,3	8,16	-	-

Tabela 5.34 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 24).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
								Úmido	Seco
0,0	1,5	5,4	27,0	20,0	1344,6	0,0	7,74		
1,0	1,5	5,4	27,0	22,0	1295,0	3,68	8,08		
2,0	1,5	4,8	27,0	24,0	1097,0	18,41	8,02		
3,0	1,5	5,0	26,5	25,5	1097,0	18,41	7,93		
4,0	1,5	5,0	27,0	26,5	1121,8	16,57	7,83		
5,0	1,5	4,9	27,5	27,5	1072,3	20,25	7,75		
6,0	1,5	4,8	25,0	28,0	998,0	25,77	7,61		
7,0	1,5	4,9	26,5	28,0	956,7	28,85	7,5		
8,0	1,5	4,8	25,5	28,5	923,8	31,30	7,31		
9,0	1,5	4,4	26,5	31,0	750,5	42,05	7,76	16,1226	15,8621

Tabela 5.35 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 25).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	2,5	7,6	23,0	22,0	6,2	1340,4	0,0	2,86	7,92		
1,0	2,5	20,9	25,5	28,0	6,0	1383,0	-3,18	6,89	7,94		
2,0	2,5	21,1	23,5	30,0	6,1	1382,2	-3,12	7,81	8,01		
3,0	2,5	21,4	24,5	33,0	6,1	1425,6	-6,36	10,46	7,97		
4,0	2,5	21,1	24,0	35,0	6,0	1331,2	0,69	13,53	8,22		
5,0	2,5	15,7	23,0	37,0	6,0	1340,4	0,00	16,16	8,19		
6,0	2,5	20,2	24,0	38,0	5,9	1400,1	-4,46	18,27	8,21		
7,0	2,5	20,2	24,5	39,5	5,9	1374,6	-2,55	20,81	8,17		
8,0	2,5	19,8	24,5	39,5	5,7	1425,6	-6,36	22,16	8,08	17,5009	16,4517

Tabela 5.36 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 26).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	CONDUTIVIDADE (mS/cm)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	TURBIDEZ (NTU)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
										Úmido	Seco
0,0	2,5	7,6	23,0	22,5	6,3	1313,3	0,00	1,7	7,82		
1,0	2,5	20,9	25,5	27,5	6,2	1298,0	1,17	7,49	7,96		
2,0	2,5	21,1	23,5	31,5	6,2	1185,6	9,72	9,61	7,97		
3,0	2,5	21,4	24,5	35,5	6,1	1272,4	3,11	12,98	7,96		
4,0	2,5	21,1	24,0	37,5	6,0	1144,8	12,83	17,26	8,20		
5,0	2,5	15,7	23,0	41,5	5,9	1195,9	8,94	19,97	8,12		
6,0	2,5	20,2	24,0	42,5	5,8	1093,7	16,72	22,93	8,15		
7,0	2,5	20,2	24,5	44,0	5,8	1102,2	16,08	20,06	8,13		
8,0	2,5	19,8	24,5	45,5	5,6	1034,0	21,27	26,74	8,00	17,1984	16,4643

Tabela 5.37 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 27).

TEMPO (Horas)	CORRENTE (A)	TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
								Úmido	Seco
0,0	2,5	5,8	23,5	21,5	1476,2	0,0	8,04		
1,0	2,5	5,9	26,5	23,5	1295,1	12,27	8,07		
2,0	2,5	5,6	25,0	24,5	1278,6	13,39	7,99		
3,0	2,5	5,7	24,0	26,0	1255,1	14,98	7,88		
4,0	2,5	5,7	22,5	27,0	1097,3	25,67	7,75		
5,0	2,5	5,7	24,0	28,0	1178,5	20,17	7,56		
6,0	2,5	5,7	24,5	28,0	1088,8	26,24	7,41		
7,0	2,5	5,7	23,5	28,0	1055,8	28,48	7,31		
8,0	2,5	5,8	24,0	28,0	936,0	36,60	7,23		
9,0	2,5	6,1	27,0	32,0	585,5	54,79	7,61	16,781	16,4433

Em função dos resultados dos ensaios de eletro-oxidação, pode-se concluir:

- 1) Para correntes elétricas menores utilizadas, com valores menores do que 1,0 a 1,5 A, o processo não teve um bom desempenho, com pode ser verificado nos dados levantados nos ensaios anteriores. A Tabela 5.38 mostra os dados desses ensaios.

Tabela 5.38 - Dados dos ensaios de eletro-oxidação para os reatores com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS com corrente elétrica de 1,0 e 1,5 A).

ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO EXECUTADO COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO EM 8,0 HORAS DE ENSAIO (%)	TEMPERATURA FINAL EM 8,0 HORAS DE ENSAIO (°C)
ENSAIO 16 (DENSIDADE DE CORRENTE 165,5 A/m ² e 1 A, DQO INICIAL 2318,0 mg/L, REATOR R 1, Ti/RuO ₂ - INOX).	8,86	25,5
ENSAIO 17 (DENSIDADE DE CORRENTE 165,5 A/m ² e 1 A, DQO INICIAL 2087,1 mg/L, REATOR R 2, Ti/RuO ₂ -Ti).	0,00	25,5
ENSAIO 18 (DENSIDADE DE CORRENTE 165,5 A/m ² e 1 A, DQO INICIAL 1682,9 mg/L, REATOR R 3, Ti/RuO ₂ - Ti/RuO ₂).	36,28	29,5
ENSAIO 22 (DENSIDADE DE CORRENTE 248,25 A/m ² e 1,5 A, DQO INICIAL 2386,6 mg/L, REATOR R 1, Ti/RuO ₂ - INOX).	8,95	34,0
ENSAIO 23 (DENSIDADE DE CORRENTE 248,25 A/m ² e 1,5 A, DQO INICIAL 915,0 mg/L, REATOR R2, Ti/RuO ₂ - Ti).	0,00	34,5
ENSAIO 24 (DENSIDADE DE CORRENTE 248,25 A/m ² e 1,5 A, DQO INICIAL 1344,6 mg/L, REATOR R3, Ti/RuO ₂ - Ti/RuO ₂).	31,3	32,0

Somente os ensaios com Ti/RuO₂ -Ti/RuO₂, que possui uma área maior e cátodo e ânodo de titânio dopado com óxido de rutênio e tem grande eficiência na geração do composto oxidante cloro, mostraram uma melhor remoção da DQO nessa faixa de 1 a 1,5 A. Os outros ensaios não passaram de 10% de remoção da DQO. Sabe-se que o titânio dopado com óxido de rutênio mostra um potencial de oxidação de 1,4 a 1,7 V e um sobre potencial de evolução do O₂ de 0,18 V, ou seja, esse ânodo tem baixo poder oxidativo, porém acredita-se que a maior área do conjunto ânodo e cátodo, e o ânodo em conjunto com o cátodo de mesmo material, Ti/RuO₂ -Ti/RuO₂, apresente melhores resultados na oxidação da DQO que os outros conjuntos de ânodo – cátodo, acredita-se um função da maior área, de um ânodo com material de grande potencial de geração de cloro e ainda da influência do próprio cátodo (não foi encontrado na literatura pesquisada estudo que avalie a influência do cátodo no processo de eletro-oxidação);

- 2) Ensaios aplicando valores de corrente de 2,5 e 3,0 A, também não mostraram bom desempenho, acredita-se em função desses ensaios gerarem uma maior temperatura que influencia negativamente na dissolução do cloro (gás). A taxa de oxidação direta no processo de eletro-oxidação depende da atividade do eletrodo, taxa de difusão dos meios reacionais e densidade de corrente, sendo o ânodo mais eficiente aquele que além de boa estabilidade, tenha alto sobre potencial de oxigênio, que não é o caso do titânio dopado com óxido de rutênio, porém o mesmo se comportou bem na eletro-oxidação dos lixiviados do aterro BR/RJ 01 em função de sua habilidade em gerar o oxidante enérgico cloro. Já oxidação indireta no processo de eletro-oxidação, fatores como: pH, temperatura e taxa de difusão dos oxidantes gerados no meio reacional, determinam a taxa de oxidação. Nesse caso ocorre a geração do gás cloro no meio reacional, porém em função da temperatura mais alta do meio o cloro mostra baixa solubilidade, sendo liberado para atmosfera e assim não gera os outros compostos oxidantes em grande quantidade, sendo menos efetivo. No caso dos processos de eletro-oxidação que tenham como principal componente oxidante o cloro, o aumento da temperatura do meio reacional tem grande importância devido ao aumento de temperatura reduzir muito a solubilidade do gás cloro e assim ocorrendo sua emanação e reduzindo sua eficiência na oxidação de compostos, principalmente os recalcitrantes.

Tabela 5.39 - Dados dos ensaios de eletro-oxidação para os reatores com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS com corrente elétrica de 2,5 e 3,0 A).

ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO EXECUTADO COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO EM 8,0 HORAS DE ENSAIO (%)	TEMPERATURA FINAL EM 8,0 HORAS DE ENSAIO (°C)
ENSAIO 19 (DENSIDADE DE CORRENTE 496,5 A/m ² e 3 A, DQO INICIAL 2386,6 mg/L, REATOR R 1, Ti/RuO ₂ - INOX).	9,98	42,5
ENSAIO 20 (DENSIDADE DE CORRENTE 496,5 A/m ² e 3 A, DQO INICIAL 2386,6 mg/L, REATOR R 2, Ti/RuO ₂ -Ti).	8,95	43,0
ENSAIO 21 (DENSIDADE DE CORRENTE 496,5 A/m ² e 3 A, DQO INICIAL 816,6 mg/L, REATOR R 3, Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂).	18,19	37,5
ENSAIO 25 (DENSIDADE DE CORRENTE 413,75 A/m ² e 2,5 A, DQO INICIAL 1340,4 mg/L, REATOR R 1, Ti/RuO ₂ - INOX).	0,00	39,5
ENSAIO 26 (DENSIDADE DE CORRENTE 413,75 A/m ² e 2,5 A, DQO INICIAL 1313,3 mg/L, REATOR R 2, Ti/RuO ₂ -Ti).	21,27	45,5
ENSAIO 27 (DENSIDADE DE CORRENTE 413,75 A/m ² e 2,5 A, DQO INICIAL 1476,2 mg/L, REATOR R 3, Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂).	36,60	32,0

- 3) Os ensaios considerados melhores foram com 2,0 A como o uso do reator de eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo), como pode ser verificado a seguir.

Tabela 5.40 - Dados do ensaio de eletro-oxidação para os reatores com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS com corrente elétrica de 2,0 A).

ENSAIO DE ELETRO-OXIDAÇÃO EXECUTADO COM LIXIVIADO DO ATERRO BR/RJ 01	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO EM 8,0 HORAS DE ENSAIO (%)	TEMPERATURA FINAL EM 8,0 HORAS DE ENSAIO (°C)
ENSAIO 13 (DENSIDADE DE CORRENTE 331 A/m ² e 2 A, DQO INICIAL 2934,6 mg/L, REATOR R1, Ti/RuO ₂ - INOX).	25,03	24,5
ENSAIO 14 (DENSIDADE DE CORRENTE 331 A/m ² e 2 A, DQO INICIAL 2111,8 mg/L, REATOR R 2, Ti/RuO ₂ -Ti).	18,67	25,0
ENSAIO 15 (DENSIDADE DE CORRENTE 331 A/m ² e 2 A, DQO INICIAL 1416,3 mg/L, REATOR R 3, Ti/RuO ₂ -Ti/RuO ₂).	43,26	28,5

4) O ensaio escolhido como o melhor foi aquele com uso de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo) e 2,0 A e densidade de corrente de 331 A/m², sendo utilizado para os ensaios seguintes combinando os dois processos. Na Figura 5.128 e 5.129 tem-se gráficos das eficiências. As Figuras 5.130 e 5.131 mostram os consumos de energia.

Figura 5.128 – Eficiência de remoção da DQO em função do tempo de reação (ENSAIOS 13 a 27).

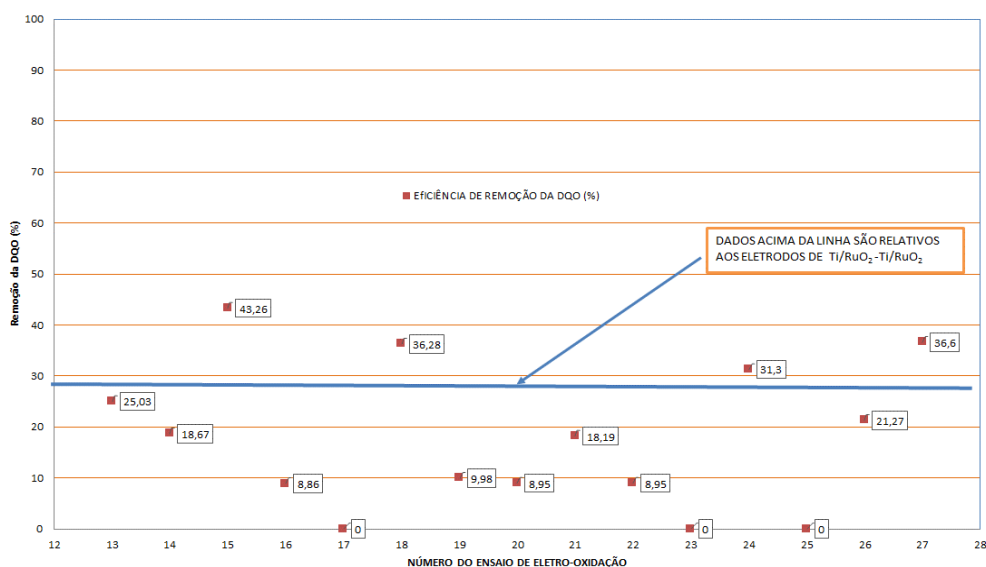
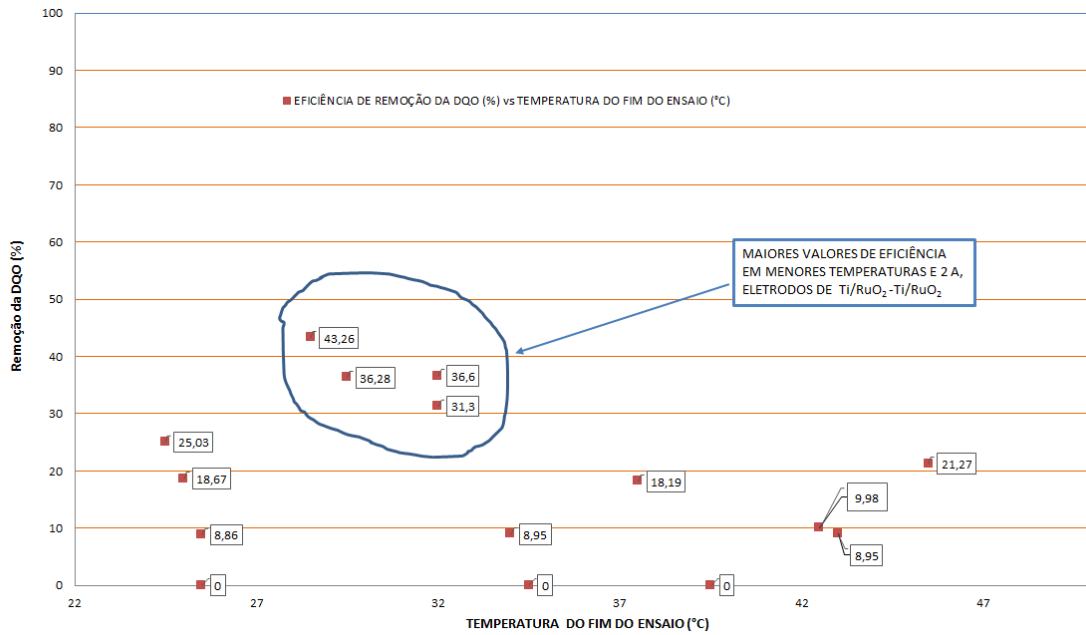
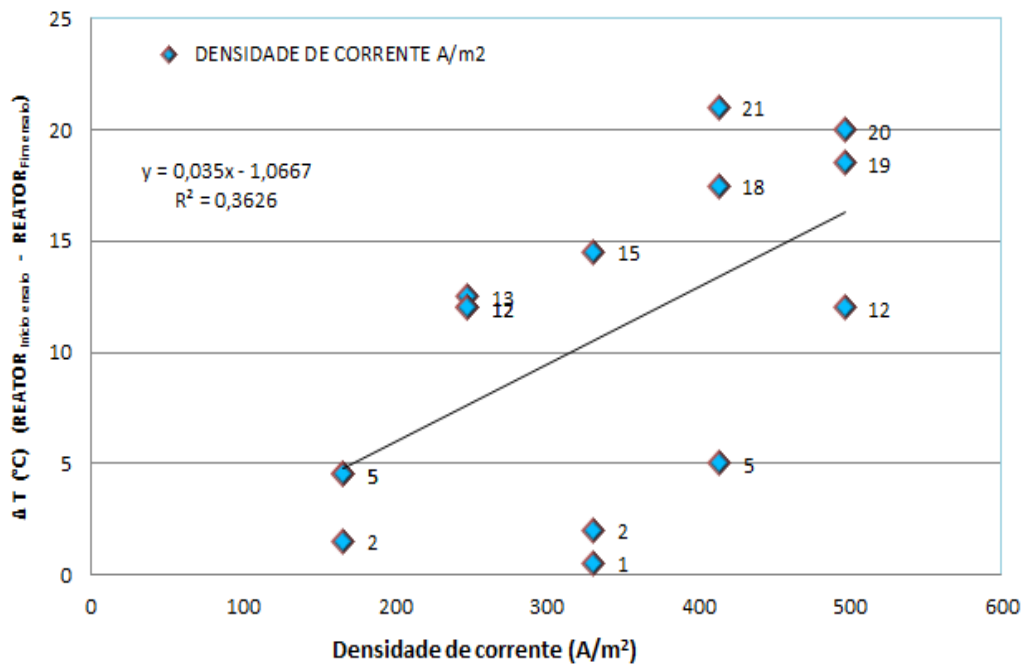


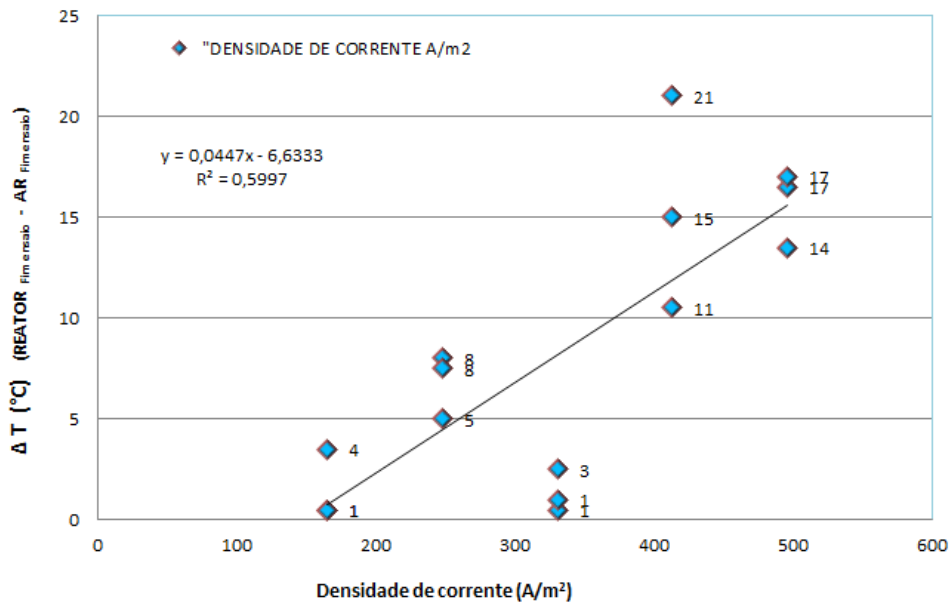
Figura 5.129 – Eficiência de remoção da DQO em função da temperatura do meio reacional (ENSAIOS 13 a 27).



Figuras 5.130 – Diferença da temperatura do reator no início e fim dos ensaios eletro-oxidação (ENSAIOS 13 a 27).



Figuras 5.131 – Diferença da temperatura do reator e do ar no fim dos ensaios eletro-oxidação (ENSAIOS 13 a 27).



As variações de temperatura nos ensaios de eletro-oxidação também são importantes e devem ser consideradas, pois influenciam nas eficiências do processo, em caso de ampliação da escala com pode ser verificado nos gráficos anteriores. As Figuras 5.132 a 5.146 ilustram os gráficos relativos à remoção da DQO nos principais ensaios.

Figura 5.132 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 13).

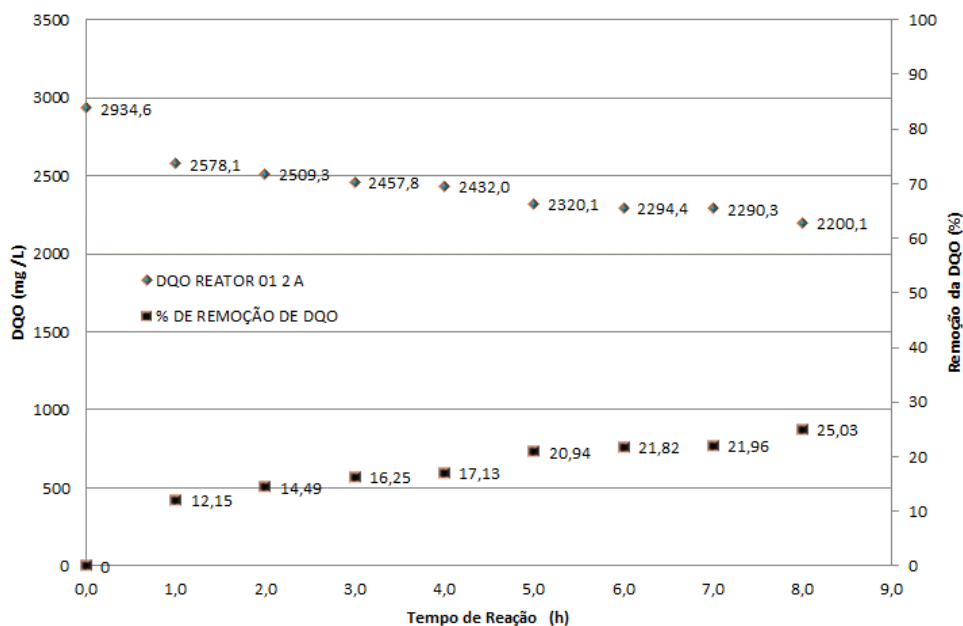


Figura 5.133 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 14).

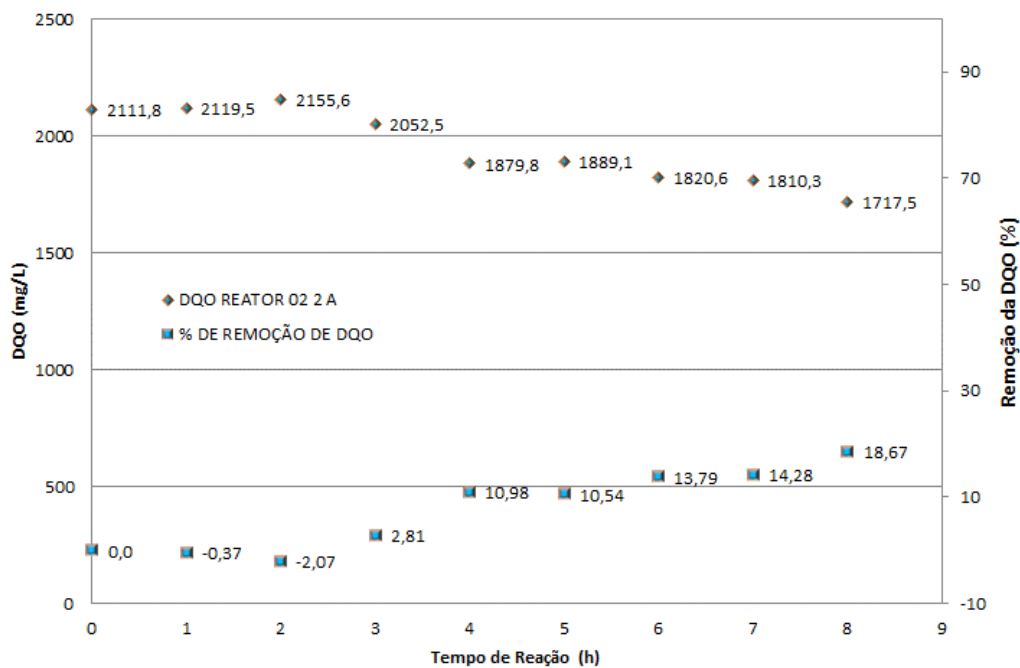


Figura 5.134 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 16).

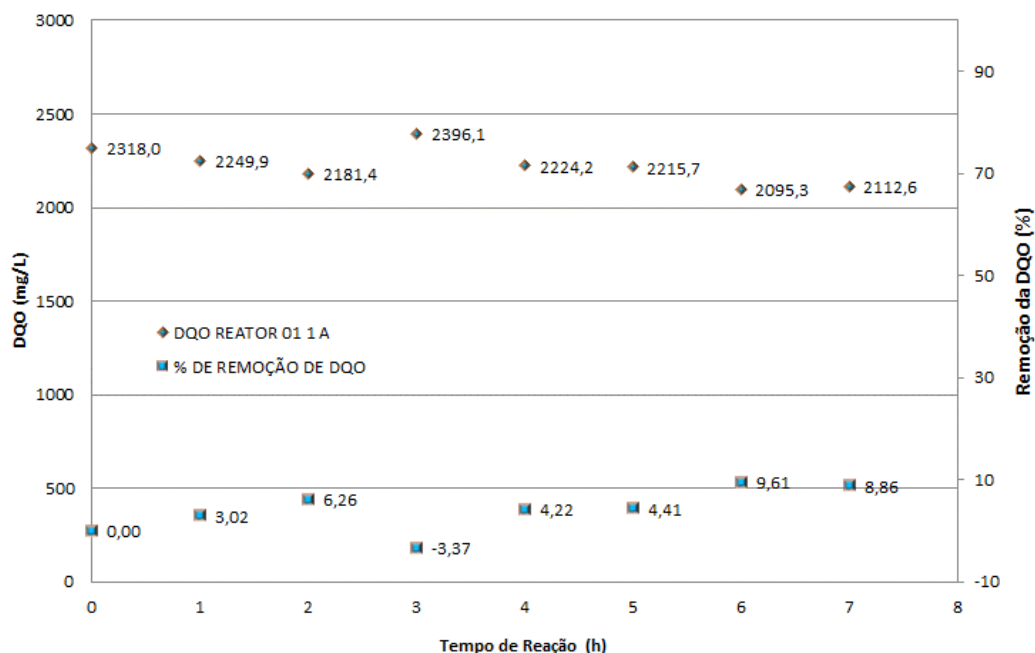


Figura 5.135 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 17).

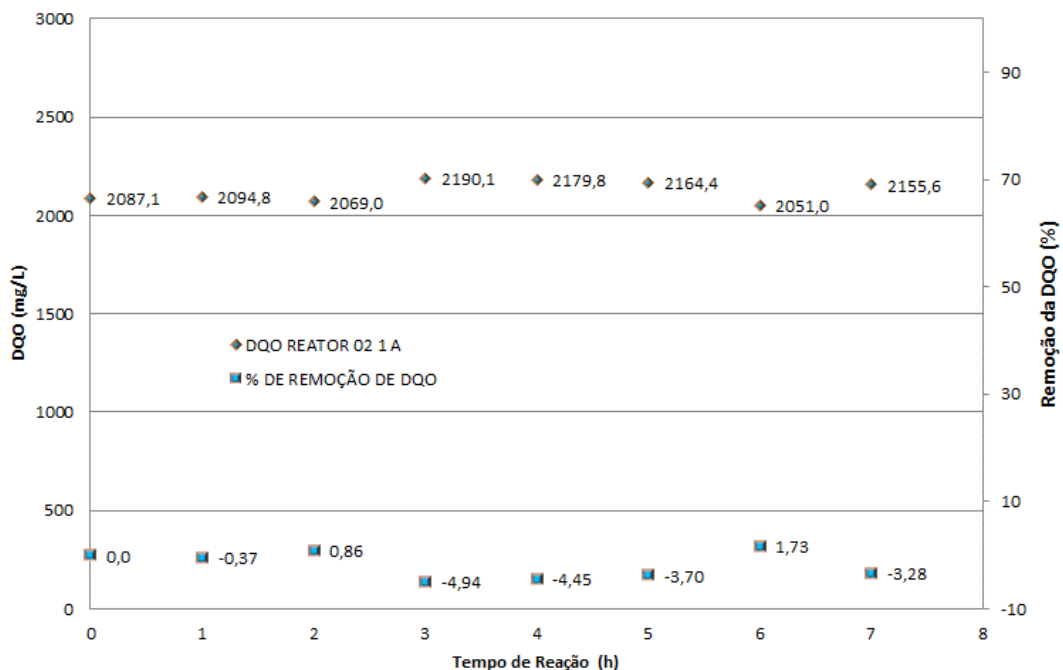


Figura 5.136 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 19).

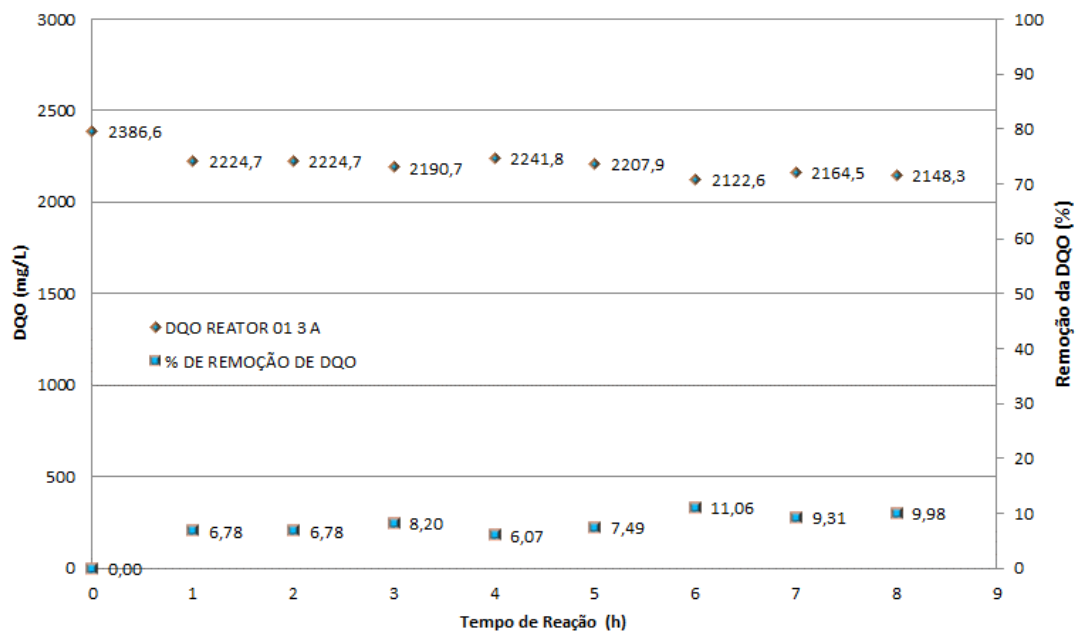


Figura 5.137 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 20).

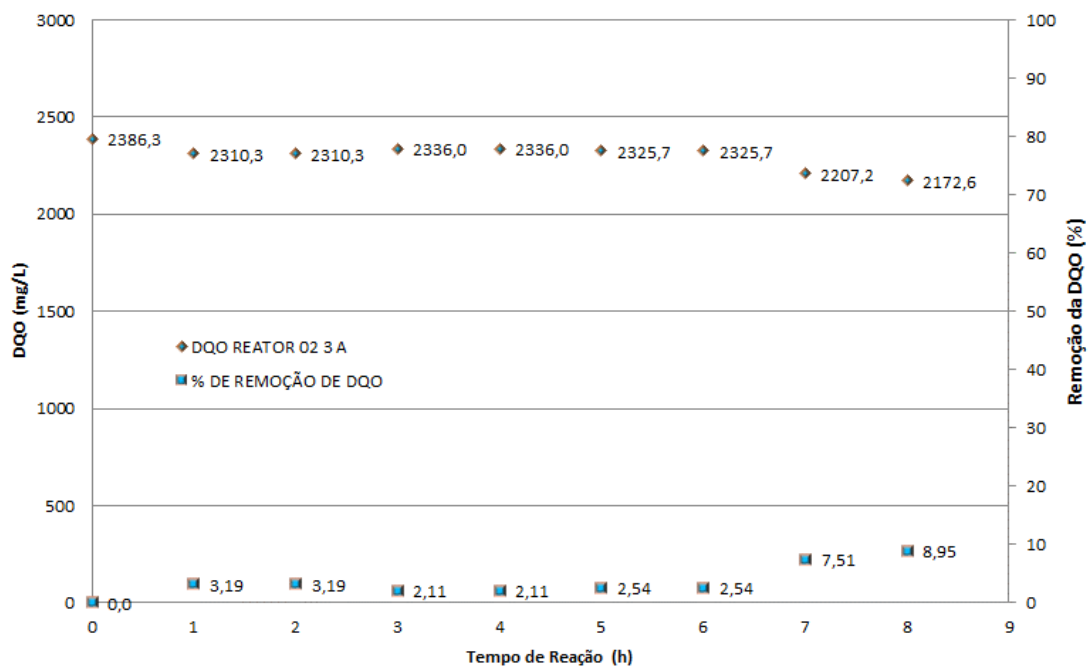


Figura 5.138 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 26).

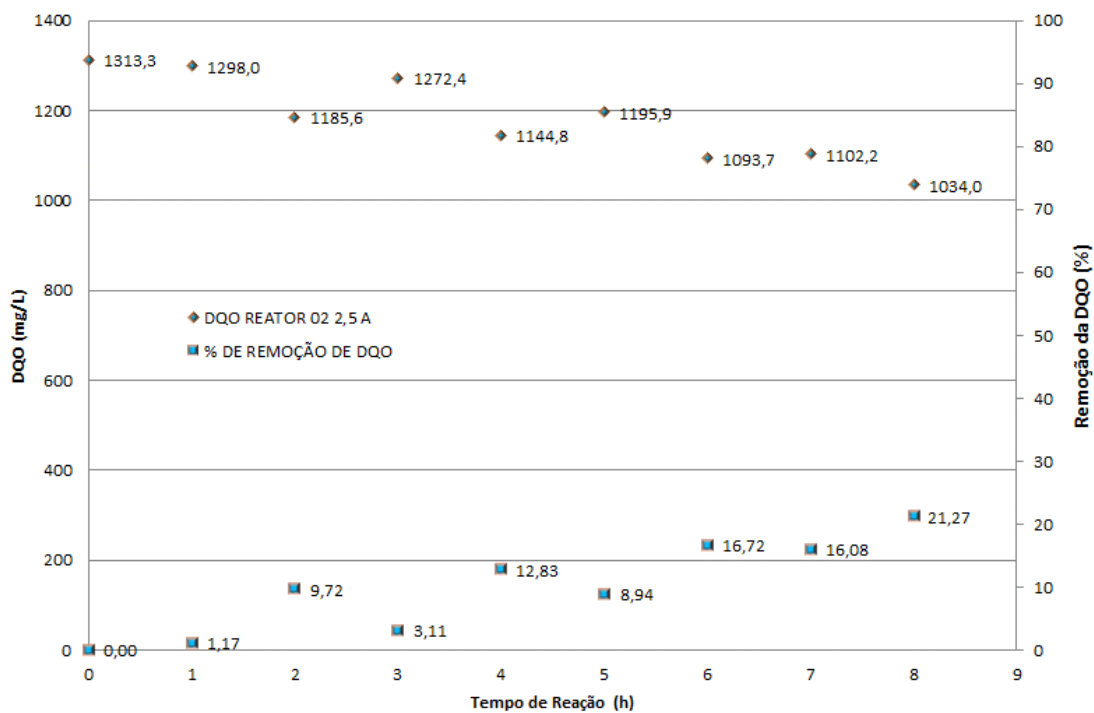


Figura 5.139 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 25).

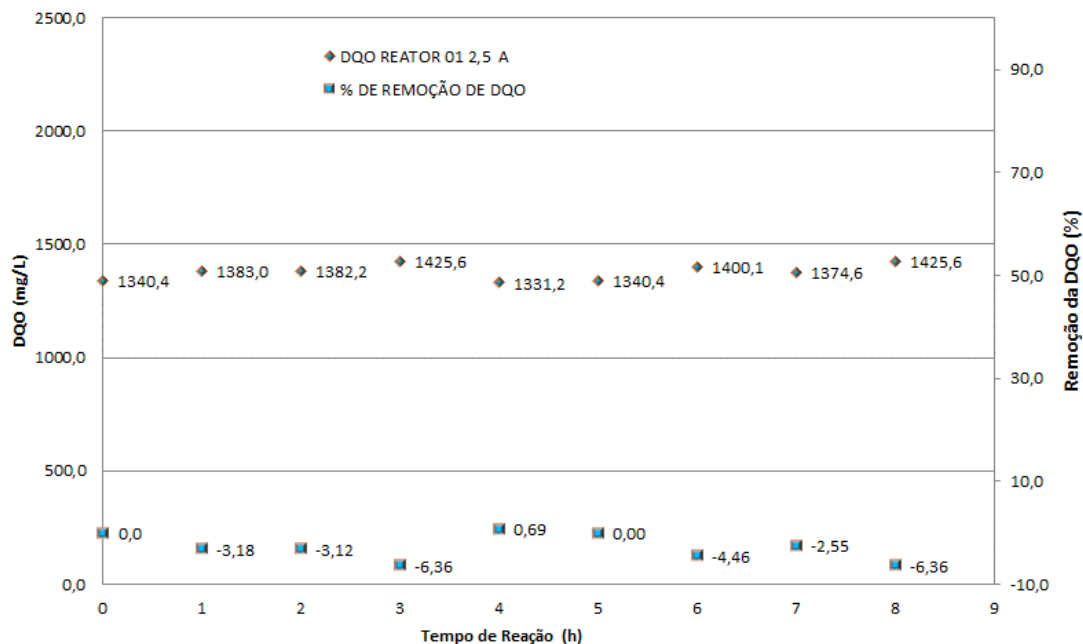


Figura 5.140 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 27).

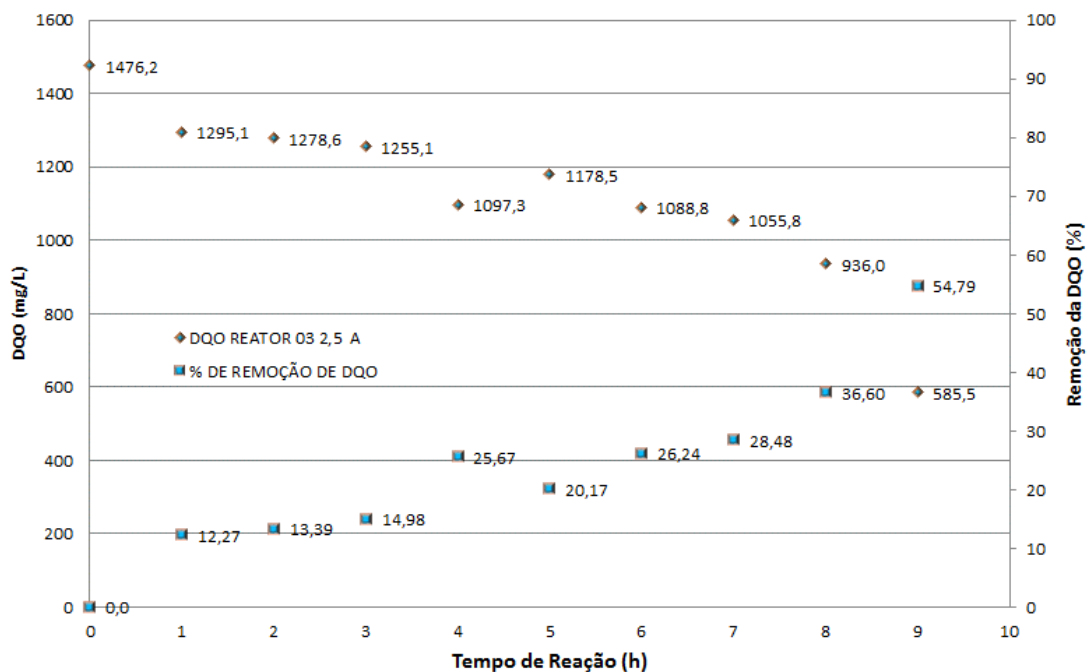


Figura 5.141 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 24).

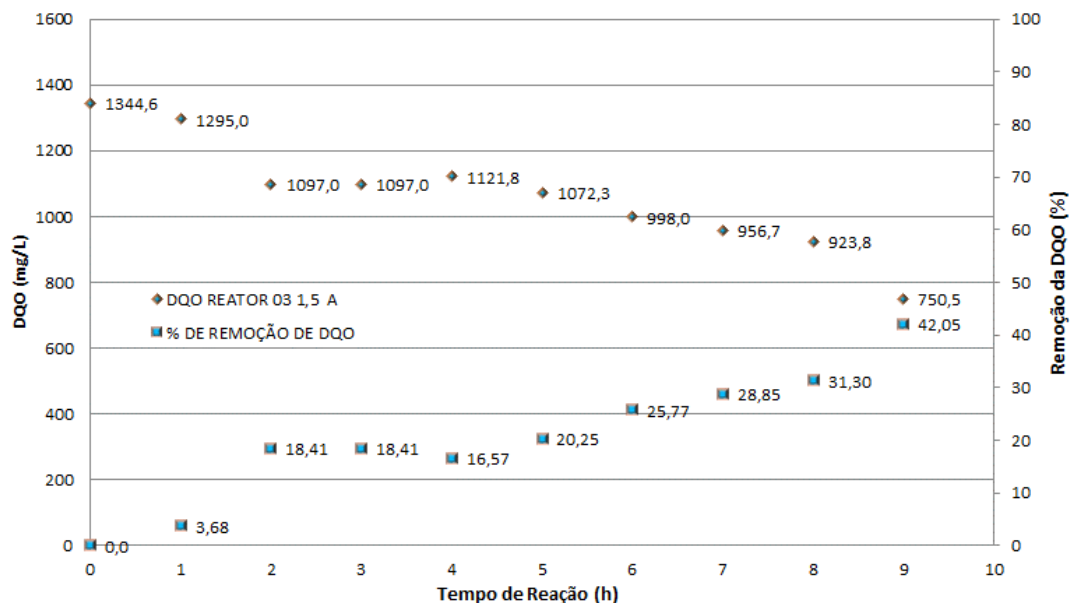


Figura 5.142 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 18).

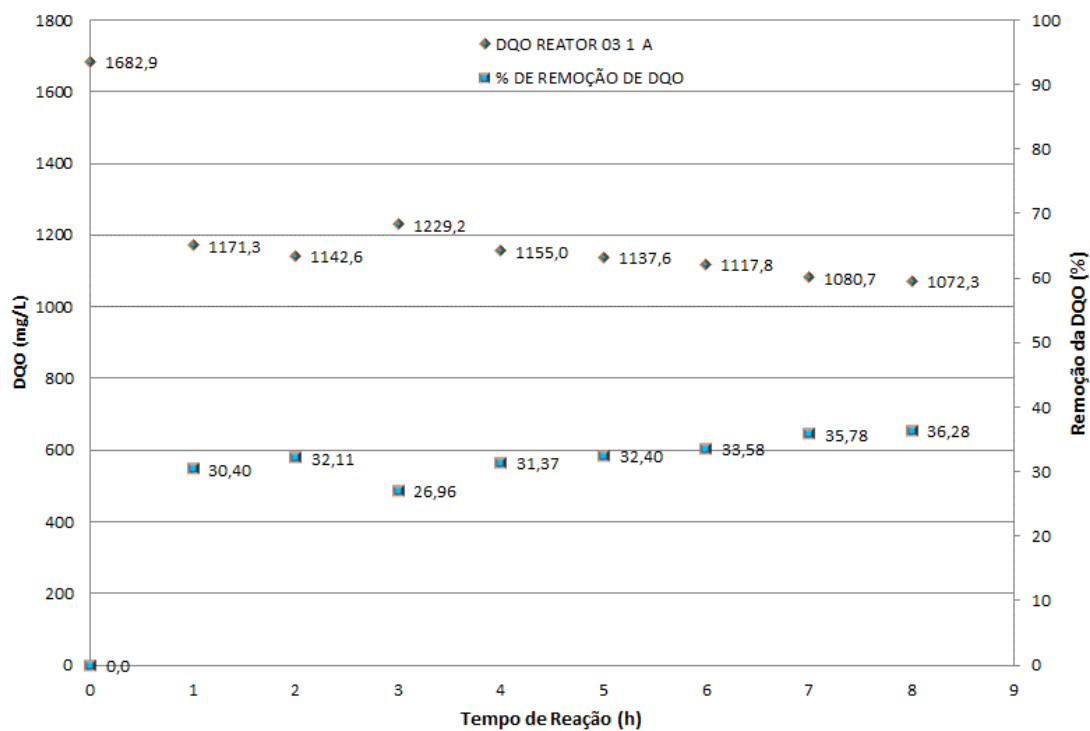


Figura 5.143 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 15).

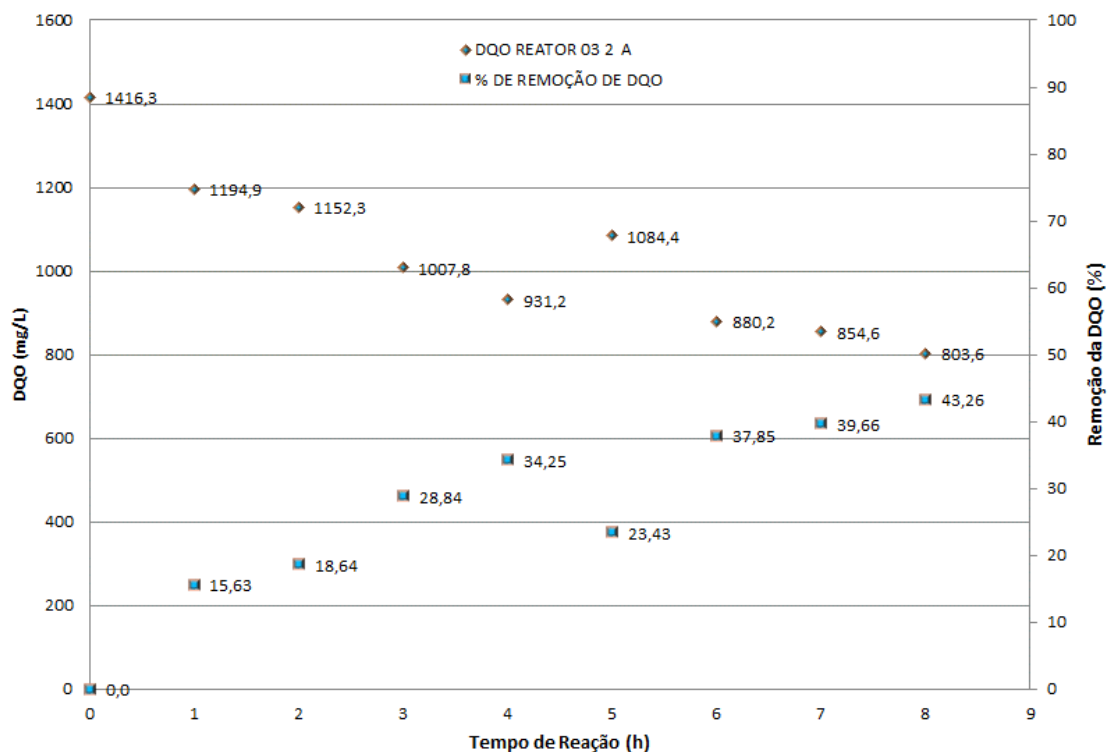


Figura 5.144 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 3 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 21).

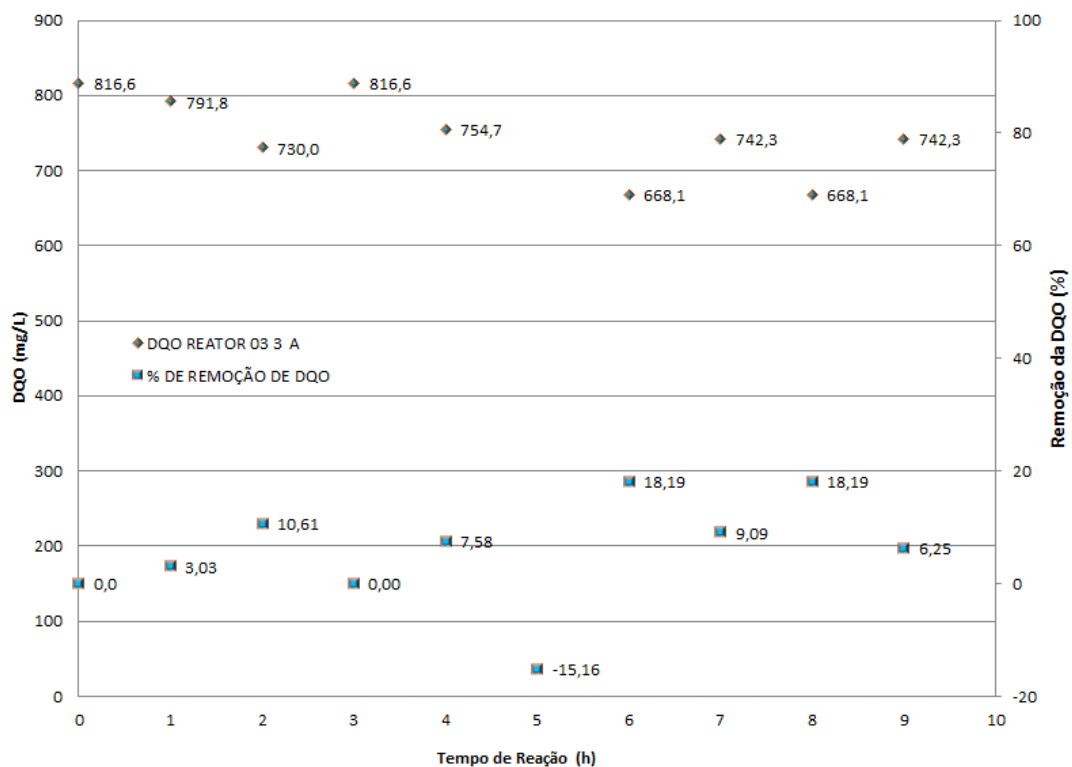


Figura 5.145 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 2 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 23).

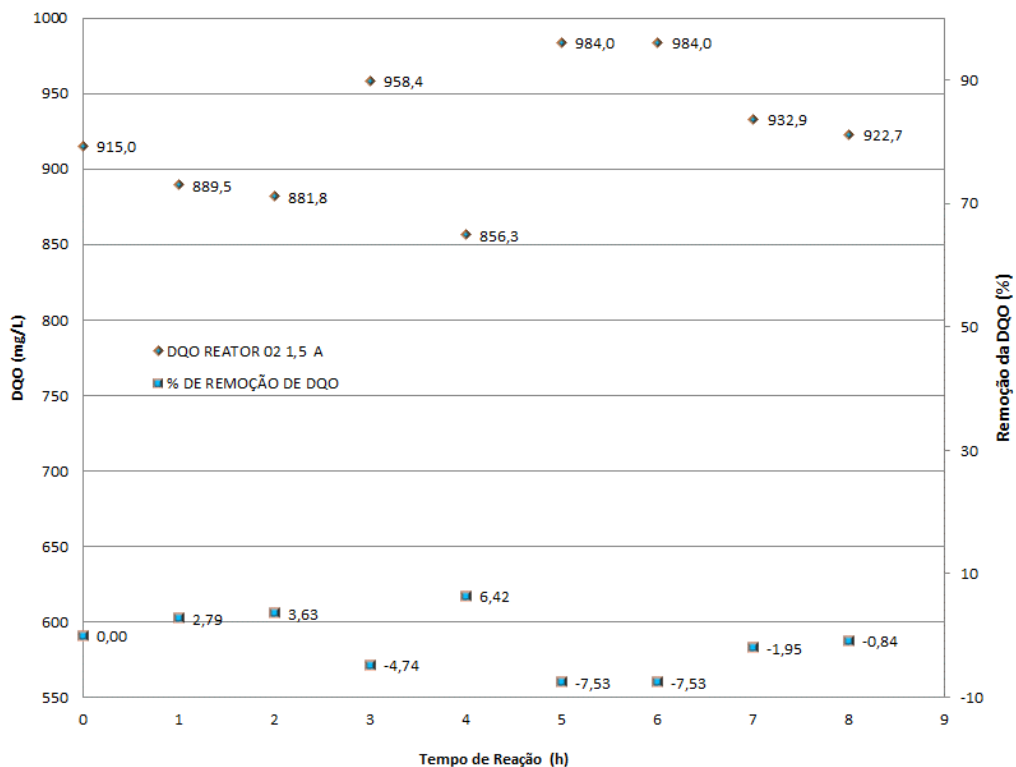
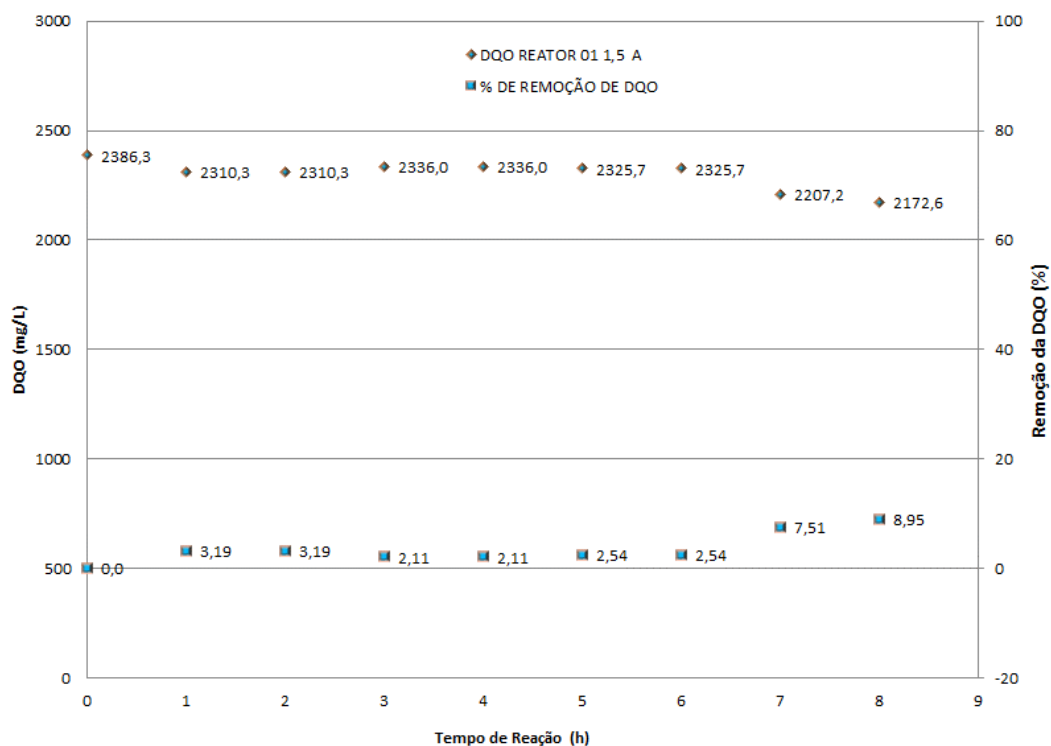


Figura 5.146 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação para o reator 1 com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 22).



5.4 Ensaios dos Processos eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos com os valores de densidade de corrente considerados ótimos

5.4.1 Ensaios dos Processos eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjuntos em reator único, com lixiviado do aterro BR/RJ 01, com eletrodo de Al, densidade de corrente de 30 A/m² na eletrocoagulação-eletroflotação, 2 A e 331 A/m² na eletro-oxidação.

Nos eletrodos de eletro-oxidação, aplicou-se uma corrente elétrica de 2,0 A e equivalente a uma densidade de corrente ótima de **331 A/m²**, para cada tipo de reator combinado com sua placa (eletrodo), a saber:

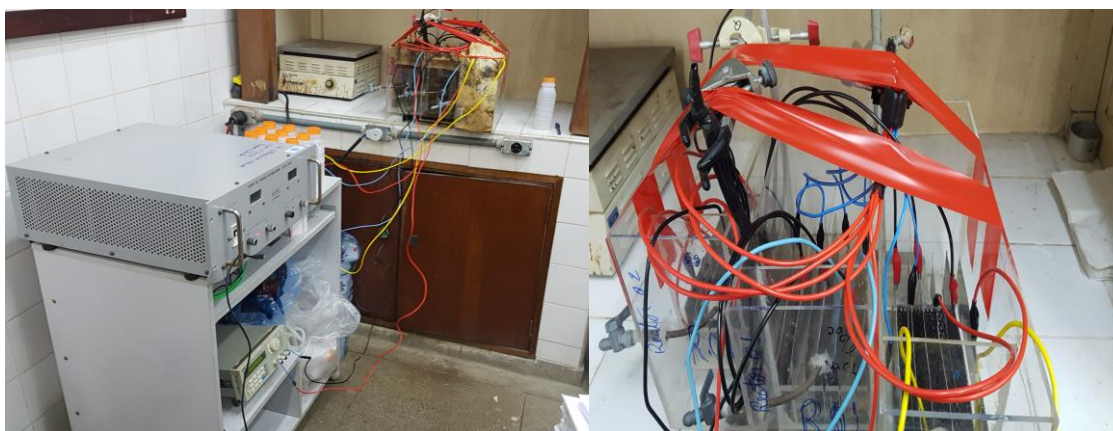
- ✚ Reator 1, com uso de placa de Ti/RuO₂ -Inox (ânodo – cátodo);
- ✚ Reator 2, com uso de placa de Ti/RuO₂ - Ti (ânodo – cátodo);
- ✚ Reator 3, com uso de placa de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo).

A utilização dos três tipos de eletrodos, mesmo sabendo da maior eficiência dos conjuntos de eletrodos Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo), teve objetivo de confirmar a melhor eficiência desses eletrodos em conjunto com os eletrodos consumíveis de Al. A seguir tem-se os dados dos estudos com um reator único no tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01 dos processos conjugados e simultâneos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.

O sistema aplicado aos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados em reator único nos vários ensaios está ilustrado na Figura 5.147 a seguir.

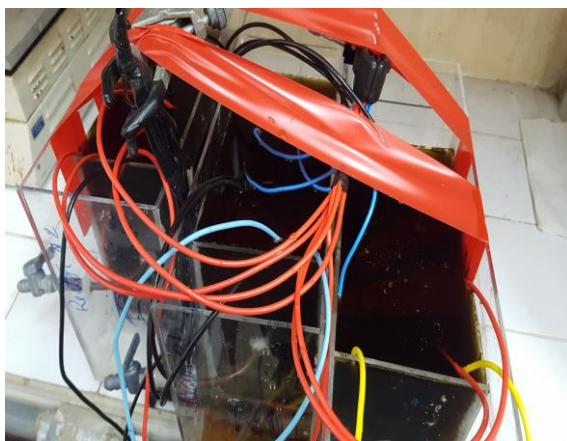
As Tabelas 5.41 a 5.43 mostram os dados obtidos nos ensaios dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados e simultâneos em reator único.

Figura 5.147 – Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIOS 28 a 30).



(a) Aparato do ensaio.

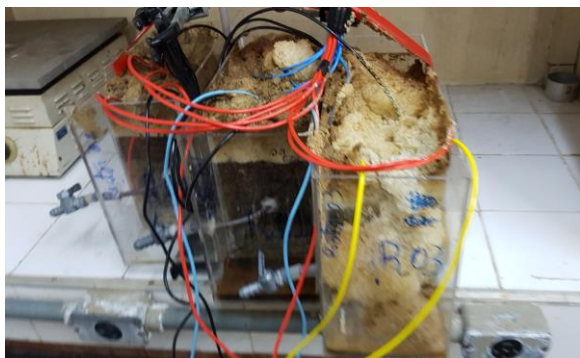
(b) Reatores antes início do ensaio.



(c) Reatores no início do ensaio.



(d) Reatores no meio do ensaio.



(e) Reatores no fim do ensaio.



(e) Amostras do reator 3 (o melhor).

Tabela 5.41 - Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 28).

TEMPO (Horas)	FONTA 1	FONTA 2	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
	CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	CORRENTE (A)/TENSÃO (V)						Úmido	Seco
0,0	2,073/1,73	2/7,7	24,0	13,5	936,1	0,0	7,60		
1,0	2,073/1,41	2/7,8	23,0	15,5	835,3	10,77	8,16		
2,0	2,073/1,31	2/7,8	24,5	17,5	784,9	16,15	8,35		
3,0	2,073/1,26	2/7,8	25,0	19,5	759,7	18,84	8,45		
4,0	2,073/1,25	2/7,8	25,0	20,5	696,7	25,57	8,46		
5,0	2,073/1,22	2/7,8	25,0	22,0	415,3	55,64	8,59		
6,0	2,073/1,21	2/7,8	25,0	24,0	407,0	56,52	8,69		
7,0	2,073/1,21	2/7,8	25,5	25,0	394,4	57,87	8,73		
8,0	2,073/1,21	2/7,8	25,5	25,5	356,6	61,91	8,65	17,6092	16,4714

Tabela 5.42 - Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 29).

TEMPO (Horas)	FONTA 1	FONTA 2	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
	CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	CORRENTE (A)/TENSÃO (V)						Úmido	Seco
0,0	2,073/1,73	2/7,7	24,0	13,0	1077,1	0,0	7,60		
1,0	2,073/1,41	2/7,8	23,0	15,5	1065,7	1,07	8,17		
2,0	2,073/1,31	2/7,8	24,5	18,0	854,5	20,67	8,35		
3,0	2,073/1,26	2/7,8	25,0	19,0	756,7	29,75	8,45		
4,0	2,073/1,25	2/7,8	25,0	20,0	692,9	35,67	8,44		
5,0	2,073/1,22	2/7,8	25,0	22,0	675,0	37,33	8,57		
6,0	2,073/1,21	2/7,8	25,0	23,5	578,0	46,34	8,68		
7,0	2,073/1,21	2/7,8	25,5	24,5	475,9	55,82	8,74		
8,0	2,073/1,21	2/7,8	25,5	25,0	488,7	54,63	8,71	18,2026	16,495

Tabela 5.43 - Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 30).

TEMPO (Horas)	FONTES 1	FONTES 2	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g)	
	CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	CORRENTE (A)/TENSÃO (V)						Úmido	Seco
0,0	2,073/1,73	2/7,7	24,0	14,0	1156,0	0,0	7,61		
1,0	2,073/1,41	2/7,8	23,0	16,5	1038,3	10,18	7,99		
2,0	2,073/1,31	2/7,8	24,5	20,0	920,9	20,33	8,16		
3,0	2,073/1,26	2/7,8	25,0	22,5	832,8	27,96	8,13		
4,0	2,073/1,25	2/7,8	25,0	24,5	694,2	39,95	8,07		
5,0	2,073/1,22	2/7,8	25,0	26,5	492,6	57,39	8,06		
6,0	2,073/1,21	2/7,8	25,0	29,0	391,8	66,10	8,17		
7,0	2,073/1,21	2/7,8	25,5	30,0	316,3	72,64	8,24		
8,0	2,073/1,21	2/7,8	25,5	31,0	240,7	79,18	8,17	17,6092	16,471

Foram avaliados todos os dados dos ensaios com um único reator, sendo que foram testados os três tipos de eletrodos de eletro-oxidação confeccionados, como antes comentado. Os reatores testados foram acoplados em conjunto, com ensaios em paralelo. O sistema com o reator com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo) com 2 A e densidade de corrente de 331 A/m² na eletro-oxidação e eletrodos de Al, com densidade de corrente de 30 A/m² na eletrocoagulação-eletroflotação se mostrou como a melhor combinação de sistemas e ainda sem maiores aumentos da temperatura do meio reacional, como pode ser verificado nas tabelas anteriores. Os valores obtidos para as eficiências de remoção da DQO são mostrados a seguir.

- ✚ O sistema reator com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo) de eletro-oxidação e eletrodos de Al na eletrocoagulação-eletroflotação, apresentou eficiência na remoção da DQO de 79,18 %;
- ✚ O sistema reator com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti (ânodo – cátodo) de eletro-oxidação e eletrodos de Al na eletrocoagulação-eletroflotação, apresentou eficiência na remoção da DQO de 54,63 %;
- ✚ O sistema reator com eletrodos de Ti/RuO₂ - Inox (ânodo – cátodo) de eletro-oxidação e eletrodos de Al na eletrocoagulação-eletroflotação, apresentou eficiência na remoção da DQO de 61,91 %.

Uma preocupação desse tipo de processo conjunto, ainda não aplicado em um mesmo reator com os dois processos simultâneos, era a precipitação de sólidos gerados na eletrocoagulação-eletroflotação nos eletrodos de eletro-oxidação, porém o que se verificou foi que a eletro-oxidação gerou muitas bolhas de gás em conjunto com a eletrocoagulação-eletroflotação, o que manteve o sistema como um todo em suspensão não gerando qualquer problema para os eletrodos da eletro-oxidação. A grande geração de bolhas de gás dos dois processos em conjunto, aumentou em muito a agitação do meio reacional causando maior turbulência. Vislumbrou-se dessa forma novos ensaios com reatores em separado em circulação contínua, sendo um reator de eletrocoagulação-eletroflotação e o outro de eletro-oxidação, de forma a se evitar a maior turbulência que a princípio concorreria para a quebra de flocos e redução a eficiência do processo global. A temperatura não foi problema em nenhum dos processos em função das variáveis definidas anteriormente. Esses ensaios combinados simultâneos não têm comparação na literatura.

As Figuras 5.148 a 5.150 ilustram os dados levantados relativos à eficiência dos processos em cada reator.

Figura 5.148 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 28).

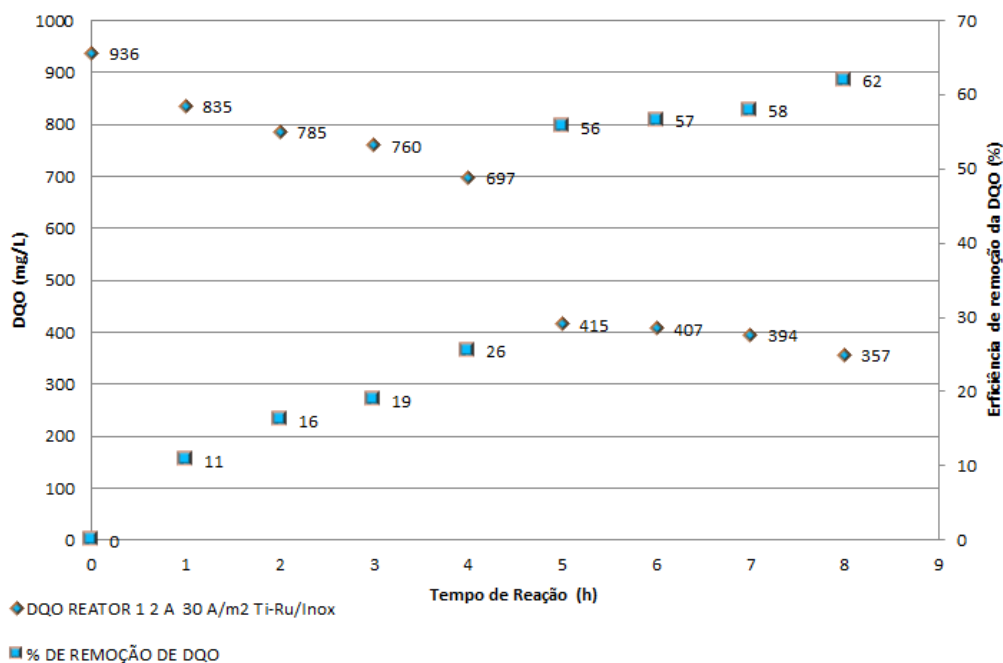


Figura 5.149 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 29).

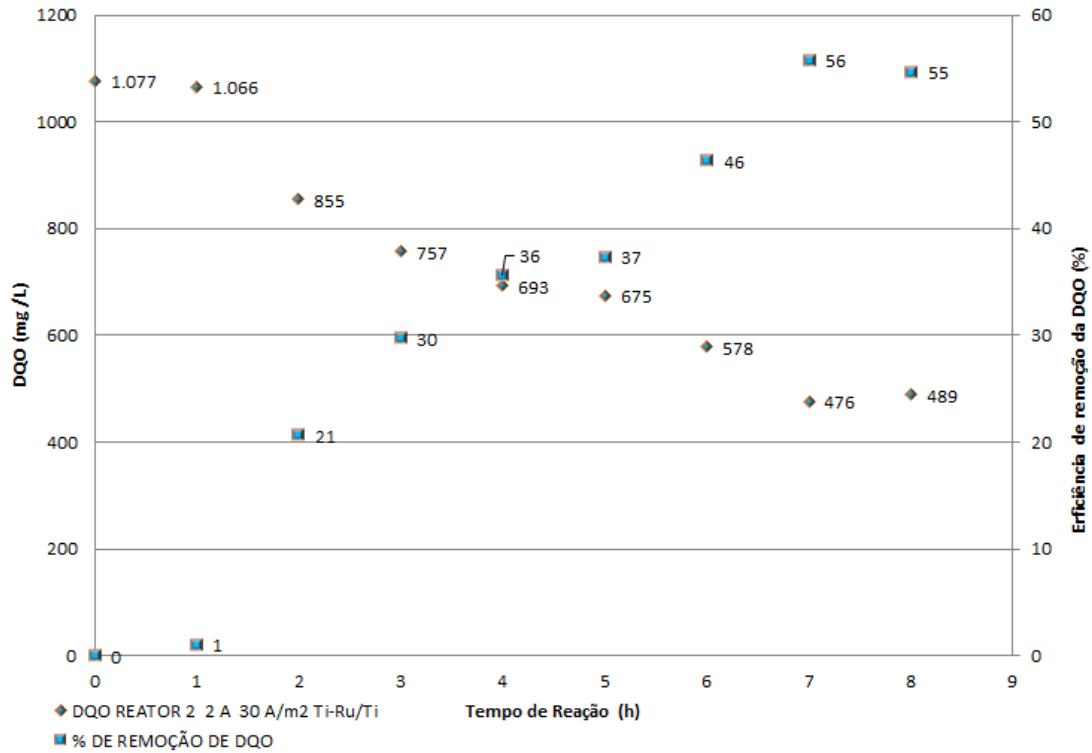
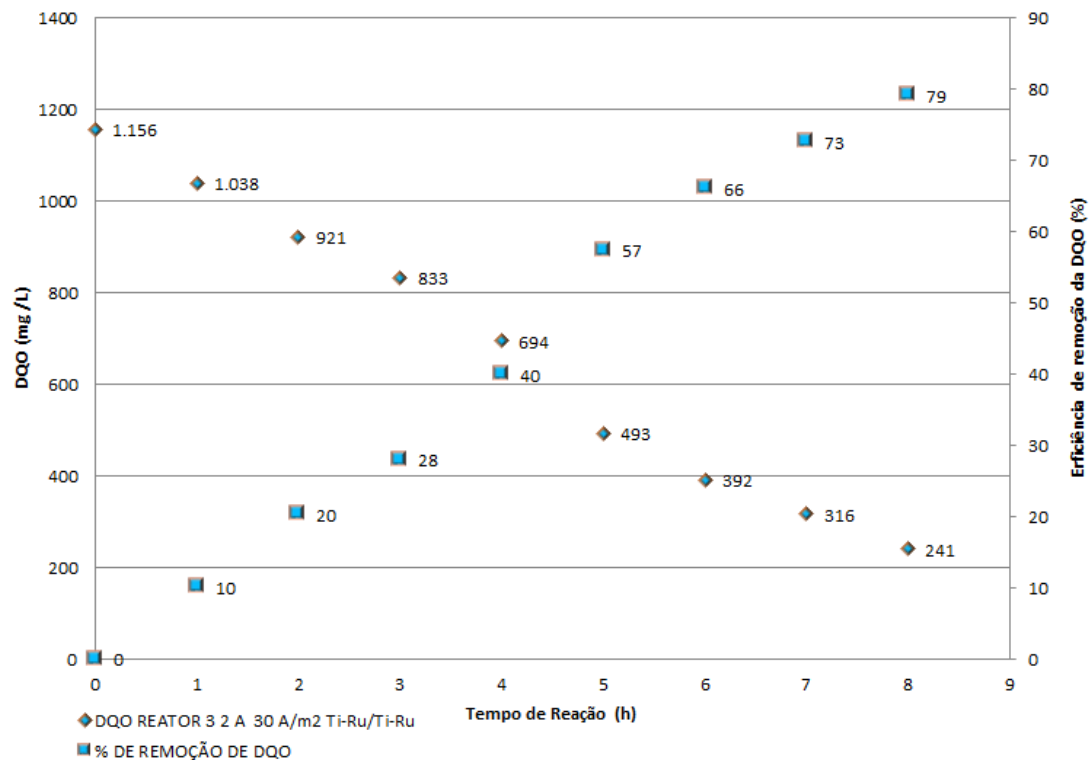


Figura 5.150 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados em reator único com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 30).



5.4.2 Ensaio dos processos eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjuntos e simultâneos em reatores separados com o lixiviado do aterro BR/RJ 01, lixiviado do aterro BR/RJ 02 (concentrado bruto) e lixiviado do aterro BR/RJ 03 (concentrado da osmose inversa), com densidade de corrente de 30 A/m² na eletrocoagulação-eletroflotação e eletrodos de Al. Na eletro-oxidação corrente de 2 A, densidade de corrente de 331 A/m² com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂.

A seguir tem-se os dados dos ensaios com reatores separados aplicados ao lixiviado do aterro BR/RJ 01, lixiviado do aterro BR/RJ 02 (concentrado bruto) e lixiviado do aterro BR/RJ 03 (concentrado da osmose inversa), com densidade de corrente de 30 A/m² na eletrocoagulação-eletroflotação e 2 A, densidade de corrente de 331 A/m² na eletro-oxidação com placa Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂.

Esses ensaios tiveram como objetivo avaliar a aplicação dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjugados e simultâneos, porém em reatores separados aplicados ao lixiviado do aterro BR/RJ 01, porém também avaliar a aplicabilidade dos processos conjugados e simultâneos no tratamento de lixiviados com alta concentração de compostos recalcitrantes como é o caso do lixiviado do aterro BR/RJ 02 (concentrado bruto) e lixiviado do aterro BR/RJ 03 (concentrado da osmose inversa). Nesse caso a geração de gases não gera maior turbulência e os processos podem ocorrer sem a possibilidade de quebra de flocos, sendo assim verificado se era possível um aumento da eficiência de remoção da DQO no tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01 e avaliar a tratabilidade dos lixiviados recalcitrantes. Cada reator teve a implantação dos eletrodos, sendo o reator de eletro-oxidação com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂, com corrente elétrica de 2 A e densidade de corrente de 331 A/m² e o reator de eletrocoagulação-eletroflotação com eletrodos de Al e densidade de corrente 30 A/m², sendo a circulação entre os reatores executada por uma bomba com vazão de 6,7 litros/hora.

O sistema aplicado aos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjuntos ou conjugados e simultâneos em reatores separados nos vários ensaios está ilustrado na Figura 5.151. As Tabelas 5.44 a 5.46 mostram os obtidos nos ensaios dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação conjuntos e simultâneos em reatores separados aplicados ao lixiviado do aterro BR/RJ 01, lixiviado do aterro BR/RJ 02 (concentrado bruto) e lixiviado do aterro BR/RJ 03 (concentrado da osmose inversa).

As Figuras 5.152 a 5.154 ilustram os dados levantados relativos à eficiência dos processos em cada reator.

Figura 5.151 – Ilustração dos ensaios de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação conjugados e simultâneos em reatores separados com lixiviados dos aterros BR/RJ 01, BR/RJ 02 e BR/RJ 03 (ENSAIOS 31 a 33).



(a) Aparato do ensaio.



(b) Reatores no início do ensaio.



(c) Reatores no fim do ensaio.



(d) Amostras do sistema com lixiviado BR/RJ 01.

Tabela 5.44 - Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 31).

TEMPO (Horas)	FONTE 1 CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	FONTE 2 CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (ELETROCOAGULAÇÃO/E LETRO-OXIDAÇÃO) (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g) (ELECOAG/ELEOX)	
								Úmido	Seco
0,0	2,073/2,2	2/5,65	26,5	25,5/26,0	989,8	0,0	8,25		
1,0	2,073/1,90	2/6,30	27,0	26,5/27,0	692,7	30,01	8,42		
2,0	2,073/1,90	2/6,46	26,5	28,5/28,5	445,2	55,02	8,53		
3,0	2,073/1,80	2/6,84	27,0	28,5/29,0	371,0	62,52	8,63		
4,0	2,073/1,90	2/6,50	27,0	30,5/31,0	247,2	75,02	8,74		
5,0	2,073/1,90	2/7,29	26,5	30,5/31,0	172,9	82,53	8,84		
6,0	2,073/1,80	2/6,58	26,5	31,5/31,0	148,2	85,03	8,94		
7,0	2,073/1,9	2/6,81	26,5	31,5/31,0	123,4	87,53	9,05		
8,0	2,073/1,90	2/7,17	26,5	32,0/31,0	130,9	86,78	9,23	22,2879/16,2963	15,7526/15,3385

Tabela 5.45 - Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 03 (ENSAIO 32).

TEMPO (Horas)	FONTE 1 CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	FONTE 2 CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (ELECOAGULAÇÃO/ELETRO-OXIDAÇÃO) (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g) (ELECOAG/ELEOX)	
								Úmido	Seco
0,0	2,073/1,50	2/3,30	25,0	25,5/26,0	6187,8	0,0	8,19		
1,0	2,073/1,40	2/3,45	24,5	26,5/27,0	5767,0	6,80	8,22		
2,0	2,073/1,20	2/3,48	22,5	28,5/28,5	5222,5	15,60	8,26		
3,0	2,073/1,10	2/3,50	22,5	28,5/29,0	5090,3	17,74	8,33		
4,0	2,073/0,90	2/3,47	24,5	30,5/31,0	4925,4	20,40	8,39		
5,0	2,073/0,90	2/3,52	23,0	30,5/31,0	4826,4	22,00	8,39		
6,0	2,073/0,90	2/3,58	24,0	31,5/31,0	4727,4	23,60	8,43		
7,0	2,073/1,00	2/3,52	23,0	31,5/31,0	4677,9	24,40	8,46		
8,0	2,073/1,20	2/3,43	21,0	32,0/31,0	4727,4	23,60	8,48		
9,0	2,073/1,20	2/3,53	21,5	30,5/31,0	4628,4	25,20	8,50		
10,0	2,073/1,37	2/3,57	22,0	31,5/31,0	4628,4	25,20	8,52		
11,0	2,073/1,40	2/3,51	23,0	31,5/31,0	4653,1	24,80	8,54		
12,0	2,073/1,40	2/3,54	22,0	32,0/31,0	4603,6	25,60	8,56	21,7855/16,5211	37,1125/35,1338

Tabela 5.46 - Dados do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 33).

TEMPO (Horas)	FONTE 1 CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	FONTE 2 CORRENTE (A)/TENSÃO (V)	TEMPERATURA DO AR (°C)	TEMPERATURA DO REATOR (ELECOAGULAÇÃO/ELETRO-OXIDAÇÃO) (°C)	DQO (mg/L)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA DQO (%)	pH (-)	Massa Lodo (g) (ELECOAG/ELEOX)	
								Úmido	Seco
0,0	2,073/1,70	2/3,13	23,0	20,0/20,0	3691,9	0,0	8,23		
1,0	2,073/1,20	2/3,52	20,0	16,0/16,0	3308,3	10,39	8,35		
2,0	2,073/1,20	2/3,51	19,0	17,0/17,0	3135,0	15,09	8,43		
3,0	2,073/1,10	2/3,51	18,0	18,0/18,0	3097,9	16,09	8,49		
4,0	2,073/1,10	2/3,52	18,0	18,0/18,0	3135,0	15,09	8,54		
5,0	2,073/1,10	2/3,52	17,0	18,0/18,0	3036,0	17,77	8,59		
6,0	2,073/1,10	2/3,51	17,0	18,0/18,0	2862,7	22,46	8,66		
7,0	2,073/1,10	2/3,51	16,0	18,0/18,0	2887,5	21,79	8,69		
8,0	2,073/1,10	2/3,52	16,5	18,0/18,0	2689,5	27,15	8,71		
9,0	2,073/1,10	2/3,53	16,5	18,0/18,0	2640,0	28,49	8,74		
10,0	2,073/1,10	2/3,56	16,0	18,0/18,0	2664,7	27,82	8,79		
11,0	2,073/1,20	2/3,56	16,0	18,0/18,0	2664,7	27,82	8,78		
12,0	2,073/1,10	2/3,58	16,0	18,0/18,0	2640,0	28,49	8,8		
13,0	2,073/1,20	2/3,61	16,0	18,0/18,0	2637,5	28,56	8,83		
14,0	2,073/1,20	2/3,61	16,0	18,0/18,0	2640,0	28,49	8,83		
15,0	2,073/1,20	2/3,63	16,0	18,0/18,0	2640,0	28,49	8,85	21,7855/16,5211	37,1125/35,1338

Figura 5.152 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 01 (ENSAIO 31).

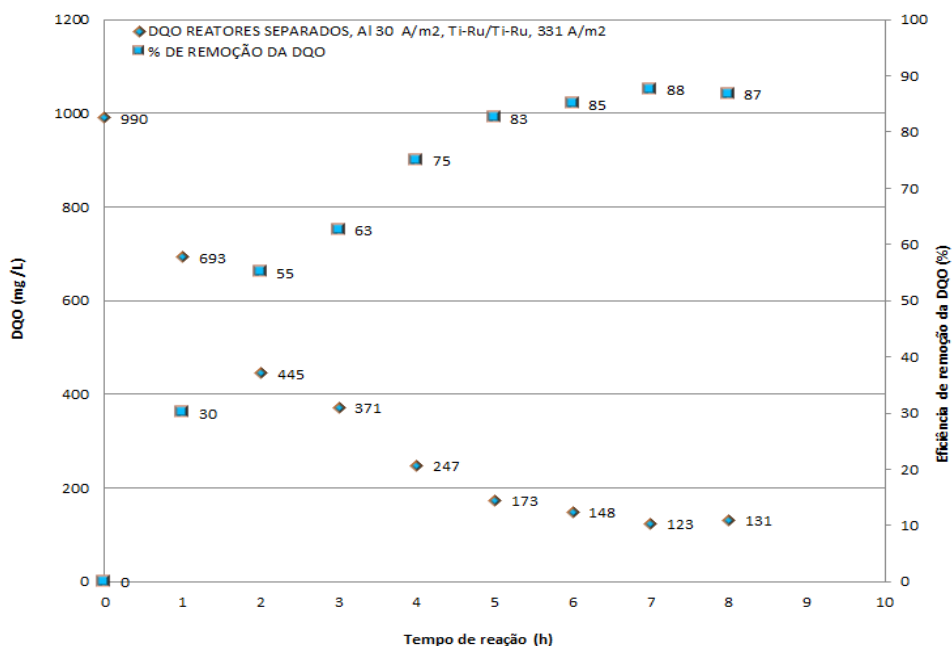


Figura 5.153 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 03 (ENSAIO 32).

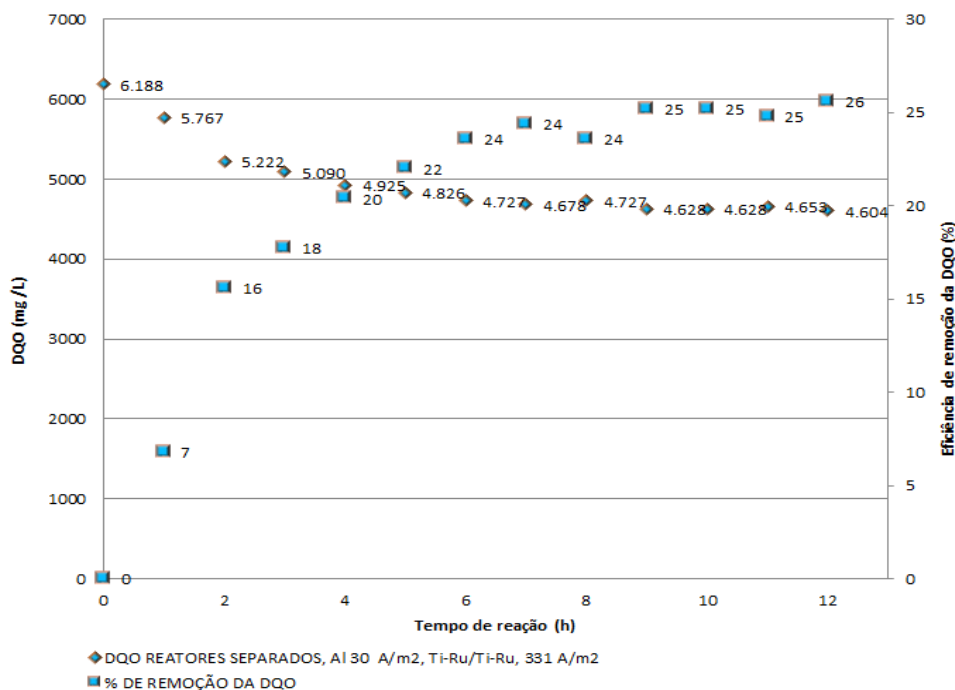
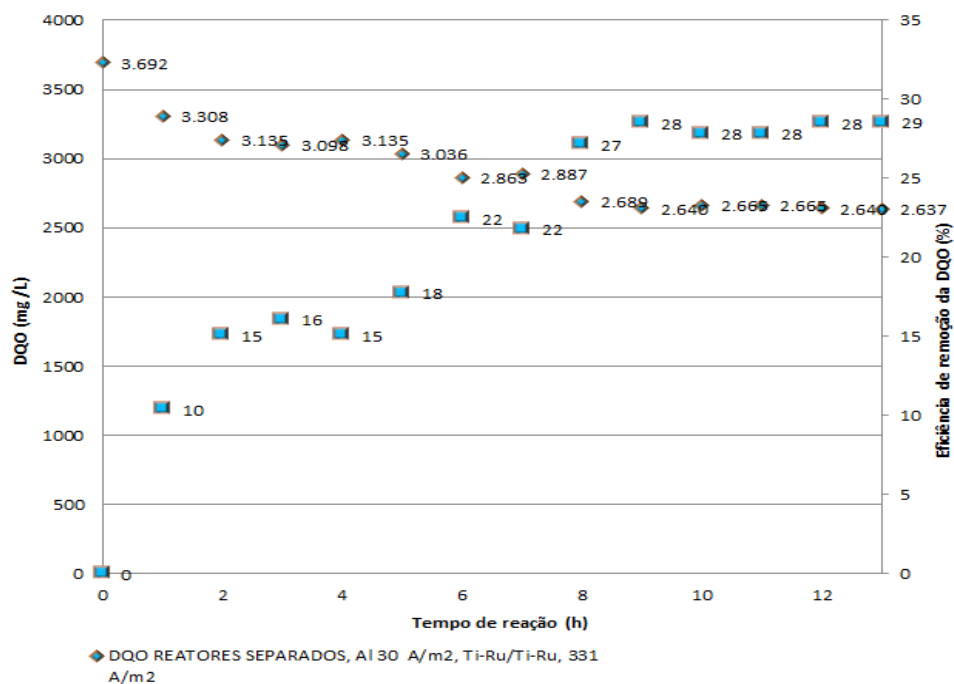


Figura 5.154 – Eficiência de remoção da DQO do ensaio de eletro-oxidação e eletrocoagulação-eletroflotação combinados e simultâneos em reatores separados com lixiviado do aterro BR/RJ 02 (ENSAIO 33).



Foram avaliados todos os dados dos ensaios com reatores separados com os três lixiviados escolhidos para os estudos. Nesses ensaios foi avaliado o tratamento pelos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados e simultâneos em reatores separados do lixiviado do aterro BR/RJ 01, lixiviado do aterro BR/RJ 02 e lixiviado do aterro BR/RJ 03. As eficiências de remoção da DQO são as mostradas a seguir.

- ✚ Eficiência do processo de tratamento do sistema de reação com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo) na eletro-oxidação e eletrodos de Al na eletrocoagulação-eletroflotação, com o lixiviado do aterro BR/RJ 01: **Eficiência na remoção da DQO de 86,78 %;**
- ✚ Eficiência do processo de tratamento do sistema de reação com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo) na eletro-oxidação e eletrodos de Al na eletrocoagulação-eletroflotação, com o lixiviado do aterro BR/RJ 02: **Eficiência na remoção da DQO de 28,49%**

- ✚ Eficiência do processo de tratamento do sistema de reação com eletrodos de Ti/RuO₂ - Ti/RuO₂ (ânodo – cátodo) na eletro-oxidação e eletrodos de Al na eletrocoagulação-eletroflotação, com o lixiviado do aterro BR/RJ 03: **Eficiência na remoção da DQO de 25,60 %;**

Em estudos com outros tipos de efluentes, na literatura tem-se algumas pesquisas com uso da combinação dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação/processos oxidativos em conjuntos como descrito a seguir: YADAV, R., em 2010, aplicou a eletrocoagulação-eletroflotação em conjunto com a adição de peróxido de hidrogênio, fazendo as vezes do processo de eletro-oxidação. Foram utilizados eletrodos de alumínio com aplicação de densidade de corrente ótima de 145,3 A/m², obtendo remoção de 87% da DQO em 90 minutos. FAROOQUI, M. S., em 2004 estudou os processos combinados no tratamento de esgoto sanitário. No estudo foram usados eletrodos de aço inox, na eletrocoagulação/eletroflotação, porém a tese não descreve o processo de aplicado eletro-oxidação e sim uso de teste de jarros para coagulação convencional. Na eletrocoagulação-eletroflotação foi usada uma amperagem de 0,2 A e se obteve uma remoção de 60,31% da DBO₅. MAHVI, A. H. et al, 2011 em estudos para no tratamento de efluentes com fostato e amônia, utilizou os processos separados, sendo aplicado cada um em uma etapa separada. Em primeiro lugar ocorrendo a eletrocoagulação/eletro-oxidação, com eletrodos de Al e corrente de 3,0 A, com tempo de residência de 60 minutos e uma concentração bruta de fosfato de 50 mg/L. No reator de eletro-oxidação, foram usados eletrodos de RuO₂/Ti e aço inox. No final do processo de eletro-oxidação realizado em uma segunda etapa, foi obtida uma remoção de fosfato de 99%. CHAKCHOUK I. et al, 2017 em seus estudos para tratamento de efluentes de laticínios avaliaram o tratamento de efluentes de laticínios pelos processos em separado, um em cada etapa, de eletrocoagulação–eletroflotação e eletrooxidação. Os eletrodos de eletrocoagulação–eletroflotação eram de Al e os da eletro-oxidação de titânio platinizado. No processo completo obteve-se uma remoção da DQO de 60% em 21 minutos de tempo de residência. THAKUR & CHAUHAN em 2016, fazem uma revisão da eletrocoagulação/eletroflotação e sua integração com processos oxidativos avançados tais como reagente de Fenton, ozônio, peróxido-ozônio, peróxido-ultravioleta e ozônio-peróxido-ultravioleta. Nessa revisão fala da integração dos processos oxidativos avançados com o processo eletrolítico, não sendo discutido o uso de eletro-oxidação em conjunto com a eletrocoagulação/eletroflotação. NAJE, A.S. em 2013 estudou os processos conjuntos para tratamento de efluentes têxteis, avaliando a remoção dos principais poluentes. Foram usando eletrodos de alumínio

ou ferro fundidos em uma estrutura bipolar e eletrodos de titânio revestido com óxido irídico de $Ti-IrO_2$ dispostos em uma estrutura monopolar na mesma célula eletrolítica. O melhor desempenho no tratamento dos efluentes foi alcançado usando alumínio e titânio revestidos com óxido de irídio alternados na distribuição dos eletrodos e operando a uma corrente de 0,6 A durante 90 minutos de tratamento com pH ajustado para aproximadamente 6,0. Nos estudos foi obtida uma remoção da DQO de 90%. GILPAVAS et al, 2017 estudaram o sistema eletrocoagulação/eletroflotação e oxidação eletroquímica em conjunto no tratamento de efluentes têxteis. Os melhores resultados foram obtidos com remoção da DQO de 70%, em pH de 4 e densidade de corrente de 41 A/m². Mesmo sendo o lixiviado muito mais difícil de tratamento o processo aplicado nesse trabalho chegou a valores melhores que aqueles obtidos pelos autores. Como conclusão que se pode chegar sobre esses últimos ensaios é que os lixiviados concentrados, contém altas concentrações de substâncias húmicas recalcitrantes o que dificulta o seu tratamento. Quanto ao efluente do aterro BR/RJ 01, ocorreu um incremento na remoção da DQO de 7,6% em relação ao reator único, ou seja, a aplicação de reatores separados pode levar a eficiência de remoção da DQO próxima de 87%, sendo melhor que os processos com reator único, mesmo sendo mais dispendiosos na implantação. Os ensaios mostram que existe a possibilidade que processo combinado, seja em reator único ou reatores separados simultâneos, possa ser aplicado em lixiviados de aterros encerrados nos diversos municípios que possuem esse problema.

5.5 Estudo geral sobre a secagem e conteúdo de metais da espuma nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.

5.5.1 Estudo geral sobre a secagem da espuma nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.

Na maioria dos ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação foram levantadas as informações relativas à secagem da espuma gerada e em ensaios escolhidos a concentração dos metais contido nas espumas geradas.

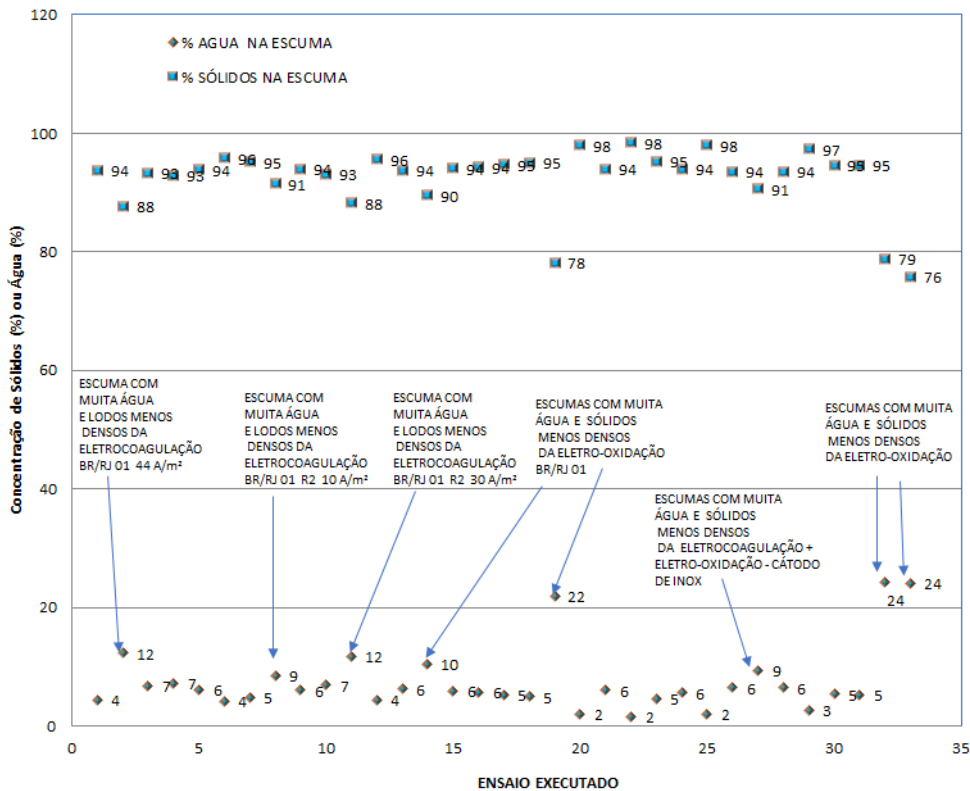
A Tabela 5.47 ilustra os dados obtidos sobre teor de sólidos e água na espuma gerada nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação de todos os principais ensaios. Na literatura não existem dados comparativos.

Tabela 5.47 – Dados sobre secagem da espuma dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação de todos os ensaios.

DADOS DO ENSAIO	TEOR DE SÓLIDOS NA ESCUMA	TEOR DE ÁGUA NA ESCUMA	NÚMERO DO ENSAIO
PRIMEIRO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01	4,38	93,75	ENSAIO 01
TERCEIRO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01	12,27	87,73	ENSAIO 03
QUARTO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01	6,73	93,27	ENSAIO 04
QUINTO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01	7,17	92,83	ENSAIO 05
SEXTO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 02	6,11	93,89	ENSAIO 06
SÉTIMO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 02	4,21	95,79	ENSAIO 07
OITAVO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01 R1 10 A/m ²	4,85	95,15	ENSAIO 08
NONO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01 R2 10 A/m ²	8,51	91,49	ENSAIO 09
DECIMO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01 R3 10 A/m ²	6,00	94,00	ENSAIO 10
DECIMO PRIMEIRO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01 R1 30 A/m ²	6,88	93,12	ENSAIO 11
DECIMO SEGUNDO ENSAIO ECF LIXIVIADO BR/RJ 01 R2 30 A/m ²	11,79	88,21	ENSAIO 12
DECIMO TERCEIRO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – INOX (2 A, 331 A/m ²) R1	4,38	95,62	ENSAIO 13
DECIMO QUARTO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti (2 A, 331 A/m ²) R2	6,21	93,79	ENSAIO 14
DECIMO QUINTO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2 A, 331 A/m ²) R3	10,49	89,51	ENSAIO 15
DECIMO SEXTO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – INOX (1 A, 165,5 A/m ²) R1	5,91	94,09	ENSAIO 16
DECIMO SÉTIMO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti (1 A, 165,5 A/m ²) R2	5,71	94,29	ENSAIO 17
DECIMO OITAVO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (1 A, 165,5 A/m ²) R3	5,31	94,69	ENSAIO 18
DECIMO NONO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 R1 Ti/RuO ₂ – INOX (3 A, 496,5 A/m ²) 3 A	4,93	95,07	ENSAIO 19
VIGÉSIMO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti (3 A, 496,5 A/m ²) R2	21,87	78,13	ENSAIO 20
VIGÉSIMO PRIMEIRO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (3 A, 496,5 A/m ²) R3	2,00	98,00	ENSAIO 21
VIGÉSIMO TERCEIRO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti (1,5 A, 248,25 A/m ²) R2	6,05	93,95	ENSAIO 23
VIGÉSIMO QUARTO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (1,5 A, 248,25 A/m ²) R3	1,61	98,38	ENSAIO 24
VIGÉSIMO QUINTO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – INOX (2,5 A, 413,75 A/m ²) R1	4,68	95,32	ENSAIO 25
VIGÉSIMO SEXTO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti (2,5 A, 413,75 A/m ²) R2	5,60	94,00	ENSAIO 26
VIGÉSIMO SÉTIMO ENSAIO EO LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2,5 A, 413,75 A/m ²) R3	2,00	98,00	ENSAIO 27
VIGÉSIMO OITAVO ENSAIO COMBINADO 1 REATOR LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – INOX (2 A, 331 A/m ²) ECF Al (30 A/m ²)	6,46	93,54	ENSAIO 28
VIGÉSIMO NONO ENSAIO COMBINADO 1 REATOR LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti (2 A, 331 A/m ²) ECF Al (30 A/m ²)	9,38	90,62	ENSAIO 29
TRIGÉSIMO ENSAIO COMBINADO 1 REATOR LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2 A, 331 A/m ²) ECF Al (30 A/m ²)	6,43	93,57	ENSAIO 30
TRIGÉSIMO PRIMEIRO ENSAIO COMBINADO 2 REATORES LIXIVIADO BR/RJ 01 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2 A, 331 A/m ²) ECF Al (30 A/m ²)	2,69	97,31	ENSAIO 31
TRIGÉSIMO SEGUNDO ENSAIO COMBINADO 2 REATORES LIXIVIADO BR/RJ 03 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2 A, 331 A/m ²) ECF Al (30 A/m ²)	5,36	94,67	ENSAIO 32
TRIGÉSIMO TERCEIRO ENSAIO COMBINADO 2 REATORES LIXIVIADO BR/RJ 02 Ti/RuO ₂ – Ti/RuO ₂ (2 A, 331 A/m ²) ECF Al (30 A/m ²)	5,33	94,67	ENSAIO 33

A Figura 5.155 mostra os valores de secagem da espuma em todos os ensaios, mostrando o percentual de água e de sólidos obtido nos ensaios principais. Os ensaios de eletrocoagulação-eletroflotação mostraram, em geral, uma secagem melhor que os ensaios de eletro-oxidação. Considerando os dados do percentual de água e de sólidos dos ensaios, fica claro portanto a possibilidade de envio da espuma espessada do processo de eletrocoagulação-eletroflotação diretamente para disposição no próprio aterro, o que reduz os custos do tratamento da espuma flotada.

Figura 5.155 – Variação do percentual de água e de sólidos em todos os ensaios eletrolíticos.



5.5.2 Estudo geral sobre os metais contidos na espuma nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação.

Foram coletadas amostras para avaliação do conteúdo de metais na espuma flotada em todos os principais ensaios eletrolíticos, sendo nas Tabela 5.48 e 5.49 mostrados

os resultados desses estudos. Os estudos em questão apontam, como esperado, uma alta concentração de Al nos lodos do processo de eletrocoagulação-eletroflotação. Nos ensaios com reatores conjugados a concentração de Al aumentou devido ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação envolvido e o tempo de reação maior aplicado. Avaliando os lodos resultantes dos ensaios, pode-se verificar qual o processo foi aplicado, pois aqueles com eletrocoagulação mostram resultados maiores na concentração de Al no lodo (escuma) flotado, exceto nos sistemas combinados. O processo de eletro-oxidação remove os metais dos lixiviados e tem boa eficiência na remoção desses metais, em função das concentrações encontradas na escuma.

Os dados de metais na escuma dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação mostram que os processos removem além da DQO outros metais que contaminam os lixiviados. Na literatura não existem dados comparativos.

Tabela 5.48 – Dados sobre metais na escuma dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação nos principais ensaios.

Identificação das amostras	Conc. Al (mg/l)	Conc. Mn (mg/l)	Conc. Fe (mg/l)	Conc. Cu (mg/l)	Conc. Ni (mg/l)	Conc. Cd (mg/l)	Conc. Pb (mg/l)	Conc. Cr (mg/l)	Conc. Sn (mg/l)	Conc. Zn (mg/l)
LODO 2,5A ELEOX	< 0,1	0,007	0,234	0,211	< 0,010	0,024	< 0,010	0,039	0,22	0,307
LODO R2 ELEOX 1,5A	0,35	0,041	0,873	0,159	0,054	0,03	0,018	0,032	0,43	0,137
LODO R1 ELEOX 1,5A	< 0,1	0,044	0,906	0,164	0,023	0,03	0,101	0,029	1,24	0,173
LODO R3 ELEOX 2A 01 + ELEFL 30A/M2	42,8	0,071	1,096	0,036	0,031	0,035	0,061	0,045	0,7	0,132
LODO R2 ELEOX 2A + ELECOA 30A/M2	47,1	0,058	0,99	0,049	0,063	0,038	0,1	0,036	0,95	0,148
LODO ELEOX 2A + ELEFL 30A/M2	92,9	0,056	0,777	0,295	0,039	0,037	0,109	0,041	1,23	0,2
LODO ELEOX 2A + ELEFL 30A/M2 SG (elecoag)	77,6	0,029	0,452	0,198	0,028	0,047	0,071	0,05	0,8	0,116
LODO ELEOX 2A + ELEFL 30A/M2 R1	68,4	0,084	1,48	0,046	0,036	0,055	0,137	0,044	0,88	0,299
LODO 1,5A TI/RU TI/RU 1,5A	5,61	0,313	3,79	0,20	0,0365	0,056	0,121	0,111	1,36	0,464
LODO 2,0 A TI/RU TI/RU 2,0 A	80,3	0,106	2,281	0,096	0,16	0,059	0,13	0,232	1,05	0,222
LODO ELEOX 1,0 A TI/RU TI/RU	2,4	0,082	2,182	0,093	0,23	0,093	0,18	0,383	1,33	0,108
LODO R1 ELEOX 2A + ELECOA 30A/M2	19,07	0,029	1,056	0,032	0,149	0,066	0,125	0,206	1,48	0,04
LODO ELEOX 2,5 A TI/RU TI/RU	2,73	0,042	1,115	0,344	0,19	0,066	0,107	0,26	1,9	0,051
LODO ELEOX 2A ELEFL 30A/M2 R2	19,1	0,036	1,075	0,045	0,155	0,066	0,167	0,226	1,74	0,091
LODO ELEFL 30A/M2 ELEOX 2A	61,9	0,063	1,442	0,43	0,153	0,063	0,193	0,195	2,28	0,142
LODO R3 ELEOX 2A + ELECOA 30A/M2	45,4	0,072	1,416	0,055	0,171	0,066	0,157	0,236	2,63	0,12
LODO R2 ELEOX 3A	20	0,364	9,33	0,116	0,359	0,055	0,203	0,622	2,6	0,37
LODO ELEOX TIRU/TIRU 3,0A	2,52	0,045	1,2	0,142	0,193	0,05	0,187	0,302	1,66	0,087
LODO ELEOX ELEFL 10/01/18	35,2	0,018	0,688	0,261	0,192	0,044	0,189	0,208	2,29	0,145
LODO ELEOX 2A + ELEFL 30A/M2 SG (eleox)	17,15	0,053	1,096	0,19	0,291	0,065	0,167	0,511	1,76	0,123
LODO ELEOX 2A + ELEFL 30A/M2 SG (eleox)	84,9	0,039	0,719	0,45	0,215	0,052	0,189	0,28	1,6	0,145
LODO ELEOX 2A + ELEFL 30A/M2 SG (elecoag)	469,98	0,116	1,976	0,727	0,413	0,055	0,207	0,609	2,13	0,383

Tabela 5.49 – Número do ensaio e dados de concentração de metais na espuma flotada.

NÚMERO DO ENSAIO	Conc. Al (mg/L)	Conc Mn (mg/L)	Con Fe (mg/L)	Conc Cu (mg/L)	Conc Ni (mg/L)	Conc Cd (mg/L)	Conc Pb (mg/L)	Conc Cr (mg/L)	Conc Sn (mg/L)	Conc Zn (mg/L)
ENSAIO 25	< 0,1	0,007	0,234	0,211	< 0,010	0,024	< 0,010	0,039	0,22	0,307
ENSAIO 23	0,35	0,041	0,873	0,159	0,054	0,03	0,018	0,032	0,43	0,137
ENSAIO 22	< 0,1	0,044	0,906	0,164	0,023	0,03	0,101	0,029	1,24	0,173
ENSAIO 28	42,8	0,071	1,096	0,036	0,031	0,035	0,061	0,045	0,7	0,132
ENSAIO 29	47,1	0,058	0,99	0,049	0,063	0,038	0,1	0,036	0,95	0,148
ENSAIO 31 ECF	92,9	0,056	0,777	0,295	0,039	0,037	0,109	0,041	1,23	0,2
ENSAIO 32 ECF	77,6	0,029	0,452	0,198	0,028	0,047	0,071	0,05	0,8	0,116
ENSAIO 30	68,4	0,084	1,48	0,046	0,036	0,055	0,137	0,044	0,88	0,299
ENSAIO 24	5,61	0,313	3,79	0,2	0,0365	0,056	0,121	0,111	1,36	0,464
ENSAIO 15	80,3	0,106	2,281	0,096	0,16	0,059	0,13	0,232	1,05	0,222
ENSAIO 18	2,4	0,082	2,182	0,093	0,23	0,093	0,18	0,383	1,33	0,108
ENSAIO 28	19,07	0,029	1,056	0,032	0,149	0,066	0,125	0,206	1,48	0,04
ENSAIO 27	2,73	0,042	1,115	0,344	0,19	0,066	0,107	0,26	1,9	0,051
ENSAIO 29	19,1	0,036	1,075	0,045	0,155	0,066	0,167	0,226	1,74	0,091
ENSAIO 31 ECF	61,9	0,063	1,442	0,43	0,153	0,063	0,193	0,195	2,28	0,142
ENSAIO 30	45,4	0,072	1,416	0,055	0,171	0,066	0,157	0,236	2,63	0,12
ENSAIO 20	20	0,364	9,33	0,116	0,359	0,055	0,203	0,622	2,6	0,37
ENSAIO 21	2,52	0,045	1,2	0,142	0,193	0,05	0,187	0,302	1,66	0,087
ENSAIO 31 EO	35,2	0,018	0,688	0,261	0,192	0,044	0,189	0,208	2,29	0,145
ENSAIO 32 EO	17,15	0,053	1,096	0,19	0,291	0,065	0,167	0,511	1,76	0,123
ENSAIO 33 EO	84,9	0,039	0,719	0,45	0,215	0,052	0,189	0,28	1,6	0,145
ENSAIO 33 ECF	469,98	0,116	1,976	0,727	0,413	0,055	0,207	0,609	2,13	0,383

A Figura 5.156 e 5.157 ilustram os valores obtidos para o alumínio e estanho na espuma flotada.

Figura 5.156 – Variação da concentração de Al na espuma flotada.

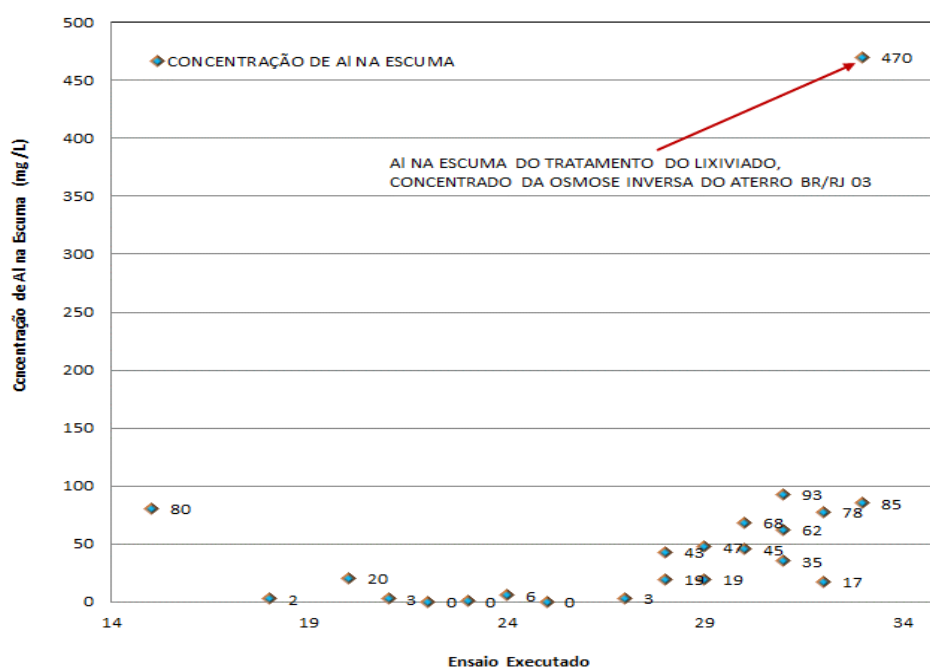
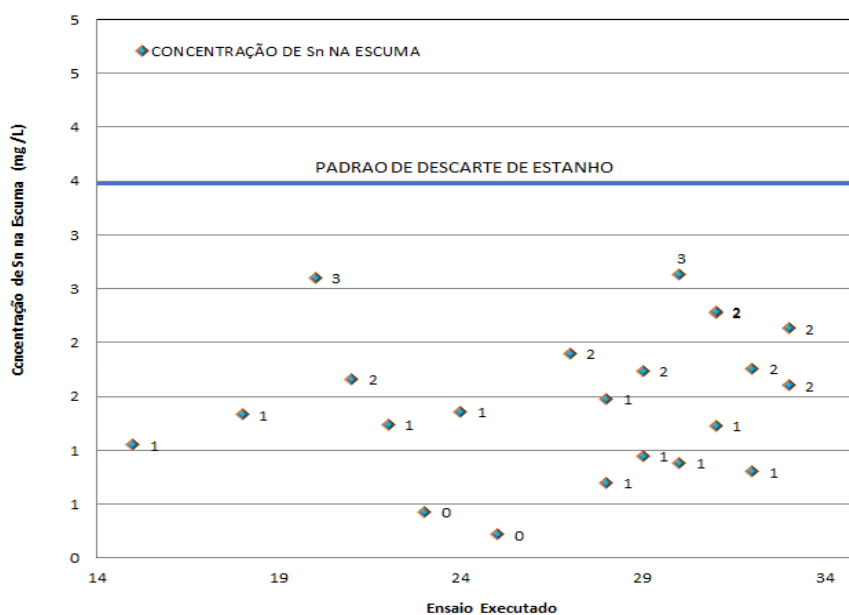


Figura 5.157 – Variação da concentração de estanho (Sn) na espuma flotada.



5.6 Comentários gerais sobre o estado atual das pesquisas e informações sobre os processos eletroquímicos e os ensaios realizados

Existem diversos trabalhos versando sobre a aplicação dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação aos mais variados tipos de efluentes, ficando claro que os efluentes que possuem maior condutividade elétrica são os melhores candidatos a aplicação imediata dos processos em questão, devido ao menor gasto energético e maior eficiência de corrente. Considerando somente o processo de eletro-oxidação, efluentes que contêm os íons cloreto (que é caso típico dos lixiviados, pois é inerente aos usos e disposição de resíduos urbanos), durante o processo reacional da eletro-oxidação são transformados no elemento cloro e seus derivados, têm também grande importância, pois o Cl_2 é uma molécula extremamente oxidante e de grande auxílio aos íons OH^- na oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos. A aplicação no tratamento de água (QIU, *et al.*, 1998; CHEN, 2004; HOLT *et al.*, 2005; PULKKA *et al.*, 2014) é também antiga, porém não mostrou ainda boa atratividade em relação aos processos convencionais com adição de produtos químicos, principalmente devido aos gastos energéticos. Dentre os efluentes para os quais os processos eletrolíticos são mais empregados estão aqueles relacionados com alta concentração de sólidos dissolvidos, pois os mesmos apresentam uma alta condutividade e em alguns casos, alta concentração de cloretos, sendo que se enquadram a esses critérios os efluentes de coqueria em siderurgia, efluentes de

mineração, efluentes da indústria alimentícia, efluentes com metais pesados, efluentes oleosos e emulsões, esgoto sanitário, efluentes de recuperação de metais nobres, efluentes orgânicos, águas do aquífero contaminadas e lixiviados de sistemas de disposição de resíduo urbano (PAZENKO *et al.*, 1985; KOBYA, *et al.*, 2003; GAO *et al.*, 2004; LAI & LIN, 2004; CHEN, 2004; HOLT *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2011; ILHAN *et al.*, 2008; TOP *et al.*, 2011; BOUHEZILA *et al.*, 2011; ORKUN & KULEYIN, 2012; RICORDEL & DJELAL, 2014; JEPSON & LAW, 2016; MOREIRA *et al.*, 2017; DENG *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2019;).

Existem diversos trabalhos relacionados aos vários efluentes antes descritos, porém com uma característica importante: são experimentos em escala muito pequena (principalmente quanto ao volume do reator, pois em geral são usados volumes menores que um litro com pequenas áreas dos eletrodos), sem qualquer possibilidade de avaliação de parâmetros de grande importância para um “*scale up*”, tais como: a qualidade dos lodos flotados e espessados nos processos eletroquímicos, as características dos metais concentrados nesses lodos flotados, as temperaturas alcançadas no meio reacional quando empregadas altas densidades de corrente com gasto energético desnecessário, a relação entre densidade de corrente e temperatura do meio reacional, gerando impossibilidade ou inoperabilidade de sistemas quando aplicados em escala industrial. Realizaram-se alguns levantamentos que demonstram a fragilidade de alguns dos experimentos da literatura que foram ilustrados no trabalho em questão.

Os diversos artigos focam seus estudos na qualidade dos efluentes bruto e tratado, sem qualquer menção aos lodos flotados (também chamado de espuma). Alguns poucos trabalhos avaliam a sedimentabilidade dos lodos (LAI *et al.*, 2004; MEUNIER *et al.*, 2006; CHOU *et al.*, 2011; RICORDEL & DJELAL, 2014), porém de forma superficial. Como os lodos flotados nos processos químicos necessitam de tratamento (desaguamento parcial) para que sejam dispostos em aterro, a concentração desses lodos flotados nos processos eletroquímicos, em termos de percentual de sólidos e água é de fundamental importância para se avaliar a necessidade ou não de seu espessamento antes da disposição final no aterro. Ou seja, a concentração de sólidos nos lodos gerados nos processos eletrolíticos é de fundamental importância para a economia do processo de disposição final.

Nos estudos aqui apresentados, foi avaliada a qualidade dos lodos flotados nos processos eletroquímicos de tratamento dos lixiviados, mostrando que a concentração

dos sólidos nos lodos fica acima daquela encontrada em processos de coagulação/sedimentação por processos químicos (em geral 2 a 3% de sólidos), e que os esses lodos flotados podem ser removidos do sistema de tratamento e retornados aos aterros. Essa é uma vantagem dos processos eletrolíticos ainda não explorada. Os lodos gerados nos processos de eletrocoagulação-eletroflotação têm um espessamento natural o que auxilia a sua disposição, enquanto os lodos gerados na eletro-oxidação são muito tênues e pouco espessos, necessitando de tratamento complementar.

A grande maioria artigos científicos avaliados utilizam ensaios com dimensões (volumes reacionais e áreas dos eletrodos) dos sistemas muito longe da realidade de sistemas industriais, o que os impedem de estudarem os acréscimos das temperaturas com o aumento da densidade de corrente aplicada aos processos. O aumento da densidade de corrente nesse caso tem por objetivo de atender a degradação vislumbrada, porém com desperdício energético e desconhecimento dos fenômenos que esse excesso de energia pode causar. Os estudos que usaram reatores maiores utilizaram sistema de resfriamento para o controle da temperatura do meio reacional. Dessa forma, a não avaliação da temperatura como variável importante ao processo leva os projetistas a fazerem o “*scale up*” para sistemas industriais, com a implantação de reatores inoperantes. Isso feito em função do uso de altas densidades de corrente aplicadas sem qualquer avaliação do acréscimo da temperatura no meio reacional, como o verificado no aterro de BR/RJ 02. No caso da eletro-oxidação, esse aumento de temperatura é menor do que aquele relacionado com a eletrocoagulação-eletroflotação, porém existe um acréscimo que pode ser prejudicial ao processo de oxidação, principalmente nos processos em que o efluente tem cloretos, como é o caso dos lixiviados, devido à molécula do cloro ser um gás e sua solubilidade diminuir fortemente com o aumento da temperatura, como antes já comentado.

Outro item relevante se refere ao fato de que todos os trabalhos realizados com aplicação de processos eletroquímicos ao tratamento de lixiviados, não terem explorado o processo conjunto de tratamento com o uso da eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação simultaneamente em um mesmo sistema reacional, o que foi avaliado nos últimos ensaios do trabalho aqui apresentado, mostrando grande aplicação futura. Estudos anteriores acerca dos processos antes mencionados foram geralmente realizados em duas etapas separadas: a primeira relativa à eletrocoagulação-eletroflotação e a segunda etapa, relativa à eletro-oxidação. Isso possivelmente se deve à maior precaução com a formação de lodos flotados e

decantados oriundos do processo de eletrocoagulação-eletroflotação prejudicar o desempenho do processo de eletro-oxidação. No entanto os processos conjugados e simultâneos em um mesmo meio reacional se mostram viáveis e de alta eficiência, mesmo em sistemas em batelada, podendo aumentar o potencial do tratamento dos lixiviados, e permitir melhor espessamento dos lodos pela maior geração de gás e ainda redução das dimensões do reator (redução de custos) ou tempo necessário para o tratamento, sem necessidade de altas densidades de corrente e gastos energéticos.

Nos estudos foi verificado que a eletrocoagulação-eletroflotação, com utilização de eletrodos de alumínio, gera hidróxidos que têm uma tendência a aumentar o pH, podendo chegar a valores acima de 9,0 (DROUCHE *et al.*, 2007; SAYINER *et al.*, 2008; ILHAN *et al.*, 2008; ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2009; PHALAKORNKULE *et al.*, 2010; LI, X. *et al.*, 2011; EMAMJOMEH *et al.* 2011; AHMED *et al.*, 2012; SHIVAYOGIMAT & WATAWATI, 2013; MAJLESI *et al.*, 2015). Já a eletro-oxidação mostra uma tendência de reduzir o pH do meio reacional em função da oxidação de compostos alcalinos, tal como o nitrogênio amoniacal, devido principalmente ao poder oxidante do cloro e seus subprodutos (HClO/ClO^-) gerados no processo (CHIANG *et al.*, 1995; TSAI *et al.*, 1997; COSSU *et al.*, 1998; GE *et al.*, 2004; SHAO *et al.*, 2006). Alguns autores (CHEN, 2004; YANG, 2007; HANAFI *et al.*, 2010) associam a oxidação da matéria orgânica de forma mais eficiente no processo de eletrocoagulação-eletroflotação em função da geração de cloro e seus subprodutos, porém nesse processo o íon alumínio ou o íon ferro que se solubiliza. Nesse caso o cloreto não se transforma em cloro gás, por ser termodinamicamente impossível (KREYSA, 1986) ocorrer essa reação antes da solubilização do Al ou Fe, assim como a emissão de todo o gás H_2 , devido aos potenciais de oxidação desses compostos serem menores em relação ao potencial de oxidação do íon cloreto. A colocação dos artigos comentando que ocorre a geração de cloro gás no meio reacional no processo de eletrocoagulação-eletroflotação é totalmente sem aprofundamento. Nos estudos em questão não se observou qualquer emissão de cloro gás no processo de eletrocoagulação-eletroflotação e sim uma emissão de amônia, devido ao seu “*stripping*” em função da agitação e pH acima de 8,0. Estudos anteriores (CRESPILHO, & REZENDE, 2004; SINOTI, 2004; SINOTI & SOUZA, 2005) já corroboraram essa impossibilidade com uso de eletrodos de Al e Fe, sendo verificada a emissão com uso de eletrodos inertes de grafite. Em casos de passivação dos eletrodos, ou considerando o processo eletroquímico de eletro-oxidação (eletrodos estáveis) em que concorre para oxidação direta e indireta, os subprodutos da oxidação do íon cloreto são gerados no processo de oxidação direta e/ou indireta com a reação

desse íon com os produtos de oxidação gerados no meio reacional (BASHAA *et al.*, 2009).

O desenvolvimento nesse trabalho de ensaios em escala de laboratório, em batelada, de processos de tratamento dos lixiviados, avaliando em separado e em conjunto, simultaneamente os dois processos eletroquímicos, com levantamentos da densidade de corrente, tempo de reação, temperatura do meio reacional, qualidade dos lodos flotados, DQO, condutividade, pH e turbidez, tiveram como direcionamento de estudos os processos aplicados a lixiviados e sua otimização, evitando excesso de temperatura no meio reacional e gasto de energia desnecessário. A intenção do presente trabalho foi justamente estudar o desempenho do tratamento complementar dos lixiviados brutos, normalmente gerados nos aterros, e de lixiviados concentrados, para avaliar a aplicabilidade dos processos eletroquímicos empregados de forma individual e em conjunto. Dentre os métodos eletroquímicos, acredita-se que o processo de eletro-oxidação é o mais atrativo, devido à formação do íon hidroxila e gás cloro, sendo esse processo vantajoso no tratamento de efluentes recalcitrantes, caso dos lixiviados de aterros antigos, por não gerar muitos lodos flotados nem precipitados em grande volume, tornando desnecessária a disposição dos lodos. Já no processo de eletrocoagulação-eletroflotação ocorre a geração de lodos flotados e precipitados, sendo que com excesso de densidade de corrente, ao longo do processo em batelada, além do acréscimo de temperatura, satura-se o meio reacional com hidróxidos, gera-se maior gasto de eletrodos e de energia. O processo de eletro-oxidação também é afetado pelo aumento da temperatura no meio reacional como já comentado.

Além da geração de organoclorados, com o uso típico da adição do íon cloreto, outra dificuldade da eletro-oxidação, no tratamento do lixiviado, é a grande quantidade de material coloidal e em suspensão de fácil coagulação, que faz com que boa parte dos compostos oxidantes gerados no meio reacional não sejam muito eficientes na destruição dos compostos orgânicos refratários e na remoção da DQO dos lixiviados. Esses lixiviados de difícil degradação contêm principalmente as substâncias húmicas, ou seja: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina (que em um aterro estabilizado representam 50 a 57% da concentração de carbono orgânico total) que mostram maior dificuldade de degradação (KANG *et al.*, 2002; BERTHE *et al.*, 2008; LABANOWSKIA, *et al.*, 2010). Dessa forma a combinação dos processos já comentados é de grande utilidade no tratamento dos lixiviados recalcitrantes. Os estudos realizados com os processos eletrocoagulação-eletroflotação e processo de eletro-oxidação conjuntos e

simultâneos, mostram características interessantes, pois nas primeiras horas do processo de tratamento, o material coloidal e a matéria suspensa são removidos, assim fazendo com que a eletro-oxidação possa ser aplicada no tratamento de lixiviados, utilizando um só meio reacional, com boa eficiência e de forma mais econômica.

A literatura relacionada ao processo de eletrocoagulação-eletroflotação aplicado ao tratamento de lixiviado e outros efluentes menciona principalmente o uso de eletrodos metálicos de alumínio e ferro (CRESPILHO, & REZENDE, 2004; ILHAN *et al.*, 2008; BASHIR, 2009; LI *et al.*, 2011; KASHANI *et al.*, 2012; PULKKA *et al.*, 2014; PORTO, 2013; RICORDEL & DJELAL, 2014; PIOVESAN, *et al.*, 2017). Alguns autores consideram o alumínio como melhor eletrodo para eletrocoagulação. No entanto, outros consideram que o ferro ocupa esse posto, o que se acredita estar relacionado com o nível de estabilidade do lixiviado ou tipo de efluente em que o processo foi aplicado. Escolheu-se a aplicação de eletrodos de alumínio metálico, em função da menor geração de lodos em relação ao ferro (VELI, *et al.*, 2008; LABANOWSKIA *et al.*, 2010; HUDA *et al.*, 2017) e para evitar etapas posteriores como a aeração dos compostos de Fe^{2+} gerados no meio reacional, maior sedimentação do lodo flotado e lodo menos compacto, assim como outros inconvenientes (CRESPILHO & REZENDE, 2004). Estudos com uso de eletrodos de ferro são aplicados ainda no processo Eletro-Fenton (JEREMI & KUCHARSKA, 2011), que devido à geração de Fe^{2+} , favorece a geração de íons hidroxila de alto poder oxidativo, porém com geração de precipitados e outros problemas já comentados. Existem ainda os processos de eletro-oxidação que também potencializam a geração de íons hidroxila de alto poder oxidativo (CHIANGI *et al.*, 1995; COSSU *et al.*, 1998; BASHAA *et al.*, 2009). As distâncias entre os eletrodos nesse processo ficam entre 10 e 20 mm, sendo utilizado 10 mm, como o mais recomendado, pois um maior espaçamento entre os eletrodos (“gap”) consome mais energia (RICORDEL & DJELAL, 2014; MANSOORIAN, *et al.*, 2014). Eletrodos mais próximos podem gerar entupimentos e inviabilizar o processo de tratamento (LIMA, 2010) e eletrodos mais distantes podem ser pouco eficientes (MANSOORIAN *et al.*, 2014). Os valores de densidade de corrente são os mais variados, porém, em ensaios preliminares, no processo de eletrocoagulação-eletroflotação verificou-se que aplicação de densidade de corrente acima de $300 A/m^2$ pode levar uma grande massa de compostos contidos no lixiviado para os eletrodos, isolando os mesmos. Outro problema relativo à maior densidade de corrente fica por conta do maior gasto energético e maior temperatura reacional sem um aparente aumento da eficiência de remoção dos poluentes com visto no presente estudo e de outros autores

(CRESPILHO & REZENDE, 2004; ILHAN *et al.*, 2008; BASHIR *et al.*, 2009; LI *et al.*, 2011; KASHANI *et al.*, 2012; PULKKA *et al.*, 2014; PORTO, 2013; RICORDEL & DJELAL, 2014). No estudo em questão, foram aplicadas variações da densidade de corrente para avaliar a melhor a ser usada e ainda os efeitos da mesma e do tempo de reação nas variáveis em análise, principalmente quanto à variação do pH, temperatura e remoção da DQO do meio reacional.

Quanto ao processo de eletro-oxidação, a literatura recomenda o uso de eletrodos de diamante dopados com Boro (DDB), porém devido à indisponibilidade desse tipo de eletrodo, utilizaram-se eletrodos de titânio com filme de óxido de rutênio (Ti-RuO₂) para os ânodos e para os catodos três diferentes materiais, com o objetivo de avaliar o mais adequado, a saber: titânio metal, aço inox e Ti-RuO₂, sendo esses eletrodos de baixo custo, alta vida útil e largamente aplicados aos diversos estudos (NOBRE, 2016). Nos estudos objetivos desse trabalho verificou-se que certos autores comentam que o aumento da densidade de corrente aumenta o tamanho das bolhas de gás H₂ (FARHADI *et al.*, 2012). No entanto, estudos mais recentes mostram que as bolhas diminuem com o aumento dessa variável (NOBRE, 2016; LIMA, 2016). O eletrodo de Ti-RuO₂ tem grande aplicação no caso de lixiviados, devido a sua habilidade em gerar gás cloro a partir do cloreto contido nos lixiviados.

Os eletrodos de alumínio mostraram desempenho dentro do esperado no tratamento de lixiviados (AMOR *et al.*, 2015; ILHAN *et al.*, 2008; BOUHEZILA, *et al.*, 2011; RODRIGUES *et al.*, 2014; FERNANDES *et al.*, 2015; HUDA *et al.*, 2017; RUSDIANASARI *et al.*, 2017), considerando que mais de 50% do lixiviado estabilizado está relacionado aos ácidos húmicos e fúlvicos de difícil degradação, típicos dos lixiviados estabilizados. Porém, deve-se pensar nessa tecnologia como parte integrante do tratamento de lixiviados em aterros, tendo como ponto interessante uma remoção acima de 50% da DQO e ainda a disposição direta dos lodos gerados no processo, pois já estão espessados. A combinação dos dois processos eletrolíticos gera maior eficiência de remoção da DQO, por exemplo, como foi verificado no estudo do trabalho em questão e pode chegar a uma remoção de até 90% da DQO de lixiviados recalcitrantes. Devido ao estudo em questão utilizar eletrodos com dimensões maiores, com grande geração de gases, como em alguns estudos com uso de maior área reacional (KHOULFI *et al.*, 2007; GHAFFORB *et al.*, 2007), não houve necessidade de agitação mecânica adicional, a qual poderia, em conjunto com as bolhas de hidrogênio, levar à quebra dos flocos e à perda de eficiência do processo. Em alguns casos, é necessário deixar o efluente em sedimentação por no mínimo 20 a

30 minutos para análise posterior devido à maior quantidade de hidróxidos no lixiviado (LAI & LIN, 2003; PARSA *et al.*, 2011). Nos testes com os processos em conjunto, verificou-se que a agitação adicional da eletro-oxidação pode quebrar flocos e gerar baixa eficiência no tratamento. Portanto, em uma segunda etapa, o meio reacional foi dividido em dois reatores diferentes (um para cada processo eletrolítico) com recirculação entre os mesmos, de forma a evitar a quebra de flocos gerados na eletrocoagulação-eletroflotação. Nesse caso ocorreu um aumento na remoção da DQO como ficou demonstrado nos estudos anteriores.

Nos ensaios das etapas finais, foi definida e mantida invariável uma densidade de corrente que não aumentasse a temperatura do meio reacional, sendo considerada como a densidade de corrente ótima, evitando perdas desnecessárias de energia e ainda evitando o uso de sistema de resfriamento (possivelmente necessário em “*scale up*”), com eletrodos de Al, como sendo a densidade de corrente considerada de 30 A/m², valor esse definido como o mais adequado para eletrocoagulação-eletroflotação de lixiviados e que está respaldado por estudos de outros autores (LI *et al.*, 2011; RUSDIANASARI *et al.*, 2017). Valores maiores de densidade de corrente na maioria das vezes (para lixiviado estabilizado) reduz o tempo de tratamento, porém sem significar uma maior remoção da DQO (ILHAN *et al.*, 2008; LI *et al.*, 2011; ALVER & ALTAS, 2013; FERNANDES *et al.*, 2015; RICORDEL & DJELAL, 2014; TEZCAN UN & ODUNCU, 2014; OUSMAR *et al.*, 2016; YADAV & DIKSHIT, 2017; HUDA *et al.*, 2017), ficando isso comprovado no estudo em questão. Na etapa de avaliação da eletro-oxidação, principalmente em função do prejuízo da redução da dissolução do Cl₂ no meio reacional com o aumento da temperatura e a consequente diminuição de sua ação oxidante, o mesmo critério foi adotado, sendo usada a corrente elétrica de 2,0 A e densidade de corrente de 331 A/m² como os melhores valores, de forma a evitar excesso de temperatura e menor poder oxidante.

Em resumo dos resultados expostos, o melhor desenvolvimento das tecnologias eletroquímicas em suas várias etapas seria:

- ✚ Ensaios iniciais de bancada em batelada, com pequenos volumes (1 a 2 litros), como realizado nas várias pesquisas comentadas nesse estudo, com uso do potenciostato, sendo essa etapa importante e fundamental para verificação da viabilidade dos processos;

- ✚ Ensaios de bancada em batelada com reatores maiores (7 a 10 litros), como realizado nesse estudo e em outros trabalhos, para avaliar outros parâmetros tais como geração e espessamento do lodo, aumento da temperatura do meio reacional etc.;
- ✚ Ensaios de bancada com fluxo contínuo com reatores maiores (7 a 10 litros), como alguns autores realizaram, para consolidação das tecnologias aplicadas;
- ✚ Ensaios em planta piloto com fluxo contínuo com reatores maiores (500 a 1000 litros), para avaliação geral do processo e levantamento para viabilidade técnico-econômica.

Dessa forma, todos os riscos tecnológicos seriam reduzidos e a tecnologia mais bem desenvolvida.

6 Conclusões e Recomendações

Diversas conclusões foram listadas durante a discussão dos ensaios, sendo que nesse item do trabalho serão resumidas as principais conclusões sobre o trabalho e as recomendações para trabalhos futuros.

6.1 Conclusões de todos os estudos realizados

- 1) O desafio de testar eletrocoagulação-eletroflotação para o concentrado do aterro BR/RJ 02, foi finalizado, mostrando que o tempo de 10 minutos para tratamento do lixiviado concentrado da nano filtração não seria suficiente e sim 120 minutos, com uma eficiência de remoção da DQO próxima a 50% e ainda a necessidade de resfriamento do meio reacional. No estudo em questão com o lixiviado do aterro BR/RJ 02, obteve-se remoção da DQO de 44% em 120 minutos e 48% em 180 minutos;
- 2) Nos estudos eletrocoagulação-eletroflotação para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, os melhores resultados ocorreram entre 4 e 5 horas com 50 a 64 % de remoção da DQO, porém em densidades de corrente acima de 30 A/m², ocorre perda de energia, e aquecimento do reator, com desperdício energético e maior gasto dos eletrodos;
- 3) Os estudos de eletrocoagulação-eletroflotação para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 10 A/m², mostraram que o tempo de reação

inviabiliza o uso dessa densidade de corrente, necessitando de 24 horas para que a eficiência de remoção da DQO fique próxima daquelas obtidas nos ensaios com densidade de 22,5 a 30 A/m²;

- 4) Os estudos de eletrocoagulação-eletroflotação para tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, com 30 A/m², mostraram que essa é a ótima densidade de corrente, com eficiência de remoção da DQO chegando até 65% em um tempo de reação de 8 horas e sem incremento da temperatura;
- 5) Nos estudos de eletro-oxidação para o tratamento lixiviado do aterro BR/RJ 01, os melhores resultados ocorreram com corrente elétrica de 2 A e densidade de corrente de 331 A/m² com os eletrodos TiRuO₂ - TiRuO₂ com 44% de remoção da DQO em 8 horas;
- 6) Nos estudos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados em reator único, para o tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, os melhores resultados ocorreram com o uso de eletrodo de Al, com densidade de corrente de 30 A/m² na eletrocoagulação-eletroflotação, sendo que na eletro-oxidação, corrente elétrica de 2 A e densidade de corrente de 331 A/m² com os eletrodos TiRuO₂ - TiRuO₂, obteve-se 79 % de remoção da DQO em 8 horas;
- 7) Nos estudos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação combinados em reatores separados, para o tratamento do lixiviado do aterro BR/RJ 01, lixiviado do aterro BR/RJ 03 e lixiviado do aterro BR/RJ 02, com uso de eletrodo de Al, com densidade de corrente de 30 A/m² na eletrocoagulação-eletroflotação, corrente de 2 A e densidade de corrente de 331 A/m² com os eletrodos TiRuO₂ - TiRuO₂ na eletro-oxidação, obteve-se eficiência de remoção da DQO para o lixiviado do aterro BR/RJ 01 no valor de 87 %, para o lixiviado concentrado do aterro BR/RJ 03 no valor de 25% e para o lixiviado concentrado do aterro BR/RJ 02 no valor de 28%;
- 8) Quanto à espuma flotada, no processo de eletrocoagulação-eletroflotação a espuma gerada nos ensaios mostrou um espessamento suficiente para ser enviada diretamente para o aterro com teor de água menor que 10%, porém a espuma gerada nos ensaios de eletro-oxidação não mostraram bom espessamento;

- 9) Na eletrocoagulação-eletroflotação os valores dos consumos energéticos médios calculados nos ensaios otimizados com 30 A/m² foram de 3,41 Wh/g DQO e 6,35 KWh/m³ de efluente;
- 10) Na eletrocoagulação-eletroflotação o pH mostrou um incremento sempre ficando em geral acima de 9,0, sendo um outro ponto positivo do processo, pois em lixiviados existe sempre a necessidade de remoção da amônia, o que é possível com o aumento do pH em um processo de “*stripping*”. Na eletro-oxidação o pH mostrou leve tendência a ser reduzido em função da oxidação da amônia;
- 11) O aumento da temperatura com o aumento da densidade de corrente, tanto no processo de eletrocoagulação-eletroflotação, quanto na eletro-oxidação é bastante relevante, sendo o problema mais intenso na eletrocoagulação-eletroflotação, com temperaturas do meio reacional no final do processo em alguns casos ficando acima de 50°C, o que leva a perda de eficiência do processo com a solubilização dos flocos flotados, assim como significa uma perda de energia e maior consumo dos eletrodos. No processo de eletro-oxidação a temperatura do meio reacional ao final dos ensaios mais críticos ficou acima de 42°C o que levou um prejuízo grande na eficiência do processo devido a menor solubilização do gás cloro com o aumento da temperatura;
- 12) Os estudos em questão apontam, como esperado, uma alta concentração de Al nos lodos do processo de eletrocoagulação-eletroflotação. O processo de eletro-oxidação remove os metais dos lixiviados e tem boa eficiência na remoção desses elementos, em função das concentrações encontradas na espuma. Os dados de metais na espuma dos processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação mostram que os processos removem além da DQO outros metais que contaminam os lixiviados. Existem além do elemento alumínio (Al), uma predominância grande do elemento estanho (Sn). O alumínio está relacionado ao eletrodo usado e acredita-se que o estanho esteja relacionado com o envio de latas estanhadas para os aterros, o que é comum no Brasil;
- 13) O ataque ao cátodo também ficou demonstrado nos estudos com o microscópio eletrônico (MEV + EDS), sendo atribuído ao conteúdo de cloretos típico de

lixiviados. Possivelmente ocorre precipitação de carbonatos em conjunto com os flocos de alumínio;

- 14) A viabilidade do tratamento conjunto e simultâneo de lixiviados aplicando os processos de eletrocoagulação-eletroflotação e eletro-oxidação também foi comprovada, sendo nesse caso obtidas as melhores performances quanto a eficiência de remoção da DQO;
- 15) Na eletro-oxidação o par de eletrodos de melhor performance foi aquela com titânio dopado com óxido de rutênio (Ti/RuO_2 - Ti/RuO_2), sendo usado como ânodo e cátodo. Nesse caso acredita-se que o material tanto do ânodo quanto do cátodo, que tem grande facilidade na geração de cloro gás no meio reacional, e a maior área do conjunto cátodo-ânodo podem ter influenciado na melhor performance.

6.2 Recomendações para trabalhos futuros

As recomendações para trabalhos futuros, são listadas a seguir.

- 1) Montagem de planta piloto para avaliação dos processos combinados no tratamento de lixiviados e outros efluentes, com avaliação completa dos poluentes e todas as variáveis dos processos;
- 2) Desenvolvimento de patente para os processos combinados com reator único e com reatores separados, devido a não haver pesquisas sobre a aplicação dos processos combinados;
- 3) Desenvolvimento de estudos da eletro-oxidação, com uso de eletrodos de diamante dopados com boro aplicados aos processos combinados para melhoria da performance de remoção de compostos recalcitrantes de lixiviados, além da combinação desse eletrodo com o de Ti/RuO_2 ;
- 4) Desenvolvimento de parceria com as pequenas cidades brasileiras que tenham vazadouros ou aterros encerrados para montagem de piloto e definição do tratamento mais adequado em cada caso, aplicando os processos combinados;

- 5) Sugere-se para os próximos estudos aplicando os processos eletrolíticos, que sejam utilizados aparatos com um volume suficiente para que as variáveis do processo sejam mais bem avaliadas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Informação e documentação: artigo em publicação periódica científica impressa: apresentação. NBR 10004, Resíduos Sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABBAS, A. A.; GUO, J.; LIU, Z.P., *et al.* **Review on Landfill Leachate Treatments.** American Journal of Applied Sciences, v. 6, p. 672-684, 2009.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública de Resíduos Especiais (2016). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.** 2016, Disponível em: <http://www.abrelpe.com.br>. Acesso em: 01 de julho de 2018.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública de Resíduos Especiais. (2015). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.** 2015. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 18 de dezembro de 2016.

ABRELPE. ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública de Resíduos Especiais. (2012). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.** 2012, Disponível em: <http://www.abrelpe.com.br>. Acesso em: 15 de Agosto de 2013.

ABDULHUSSAIN, A. A.; GUO, J.; LIU, Z.P.; PAN, Y.Y. & WISAAM S.A. **Review on landfill leachate treatments.** Journal of Applied Sciences Research, v. 5 (5), p. 534-545, 2009.

ABDUL AZIZ, H.; ADLAN, M. N.; ZAHARI, M. S. M. & ALIAS, S. **Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone.** Waste Management and Research, v. 22(5), p. 371-375, 2004.

ABU AMR, S. & ABDUL AZIZ, H. **New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidation process.** Waste Management, v. 32, p. 1693-1698, 2012.

ABUZAID, N. S.; HAMOUZ, Z.; BUKHARI, A.A. & MOHAMMED, E. **Electrochemical treatment of nitrite using stainless steel electrodes.** Water Air Soil Pollut. [S.l.], v. 109, p. 429-442, 1999.

ABRAMOVAY, R.; SPERANZA, J. S. & PETITGAND, C. **Lixo zero: gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera.** São Paulo: Planeta sustentável: Instituto Ethos, 2013.

ADLAN, M.N.; PALANIANDY, P. & AZIZ, H.A. **Optimization of coagulation and dissolved air flotation (DAF) treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology (RSM).** Desalination, v. 277, p. 74–82, 2011.

AGOSTINHO, L.C.L.; NASCIMENTO, L. & CAVALCANTI, B. F. **Water Hardness Removal for Industrial Use: Application of the Electrolysis Process**. v. 01, n. 09, 1: 46. doi: 1.4172/scientific report. 460), p. 1-5, 2012.

AGDAG, O.N. & SPONZA, D.T. **Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems**. Process Biochemistry, v. 40, p. 895–902, 2004.

AGHAMOHAMMADI, N.; AZIZ, H.A.; ISA, M.H. & ZINATIZADEH, A.A. **Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology**. Bioresource Technology, v. 98, p. 3570–3578, 2007.

AHN, D.H.; YUN-CHUL, C. & WON-SEOK, C. **Use of coagulant and zeolite to enhance the biological treatment efficiency of high ammonia leachate**. Journal of Environmental Sciences, v. 37, p. 163–173, 2002.

AHN, W.Y.; KANG, M.S.; YIM, S.K. & CHOI, K.H. **Advanced landfill leachate treatment using integrated membrane process**. Desalination, v. 149, p. 109–114, 2002.

AHMED, F.N. & LAN, C. Q., **Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review**. Desalination, v. 287, p. 41-54, 2012.

AHMED, M. T. CHAABANEA, T.; MAACHIA, R. & DARCHENB, A. **Efficiency of a pretreatment by electrocoagulation with aluminum electrodes in a nanofiltration treatment of polluted water**. Procedia Engineering, v. 33, p. 465-474, 2012.

AKERMAN, A. **Feasibility of nitrate-shunt (nitritation) on landfill leachate**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Tecnologia, Universidade de Lund. Suécia, 2005.

ALTINBAS, M.; OZTURK, I. & AYDIN, A.F. **Ammonia recovery from high strength agro industry effluents**. Wat. Sci. Tech. , v. 45(12), p. 189–196, 2002.

ALTIN, A. **An alternative type of Photoelectro - Fenton process for the treatment of landfill leachate**. Separation and Purification Technology. v. 61, p. 391–397, 2008.

ALVER, A. & ALTAS, L. **Characterization and electrocoagulative treatment of landfill leachates: A statistical approach**. Process safety and environmental protection, v. 111, p. 102-111, 2017.

ALVER, A. & ALTAS, L. **Landfill Leachate characterization of Aksaray province and electrochemical treatability**, in Digital Proceeding of the ICOEST' Cappadocia, Nevsehir, Turkey, June 18 – 21, 2013.

ALVES, J. F. **Aplicação do Reagente de Fenton no Tratamento de Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários**. Belo Horizonte: UFMG, Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2004.

AL-HAMADANI, Y.A.; YUSOFF, M.S.; UMAR, M.; BASHIR, M.J. & ADLAN, M.N. **Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachates treated with membrane bioreactor**. *Journal of hazardous materials* v. 190(1-3), p. 582-7, 2011.

AMOR, C.; SOCIAS, E. DE T.; PERES, J. A.; MALDONADO, M. I.; OLLER, I.; MALATO, S. & LUCAS, M. S. **Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar Photo-Fenton processes**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 286, p. 261-268, 2015.

AMARAL, M.S. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2009.

AMARAL, M.C.S.; FERREIRA, C.F.D.; LANGE, L.C.; AQUINO, S.F. & GONÇALVES, F.M. **Avaliação da DQO solúvel inerte a processos aeróbio e anaeróbio presente em lixiviados de aterro sanitário**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG, 2007.

AMOKRANE, A.; COMEL, C. & VERON, J. **Landfill leachates pretreatment by coagulation- flocculation**. *Water Research*, v. 31, p. 2775-2782, 1997.

ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S. & SRINATH, E.G. **Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid**. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 48, p. 835-852, 1976.

ANDRADE, L.S.; TASSO, T.T.; DA SILVA, D.L.; ROCHA-FILHO, R.C.; BOCCHI, N. & BIAGGIO, S.R. **On the performances of lead dioxide and boron-doped diamond electrodes in the anodic oxidation of simulated wastewater containing the reactive orange 16 dye**. *Electrochimica Acta*, v. 54, n.7, p. 2024-2030, 2009.

ANGLADA, A. URTIAGA, A. & ORTIZ, I., **Contributions of electrochemical oxidation to waste-water treatment: fundamentals and review of applications**. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 84, p. 1747-1755, 2009.

ANGLADA, A.; URTIAGA, A. & ORTIZ, I. **Pilot scale performance of the electro-oxidation of landfill leachate at boron-doped diamond anodes.** Environmental Science and Technology, v. 43, p. 2035-2040, 2009a.

ANGLADA, A.; ORTIZ, D.; URTIAGA, A. & ORTIZ, I. **Electrochemical oxidation of landfill leachates at pilot scale: evaluation of energy needs.** Water Science & Technology p. 2211-2217, 2010.

ANGLADA, A.; ORTIZ, D.; URTIAGA, A. & ORTIZ, I. **Laboratory and pilot plant scale study on the electrochemical oxidation of landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials, v. 181, p. 729-735, 2010a.

ANGLADA, A.; URTIAGA, A.; ORTIZ, I.; MANTZAVINOS, D. & DIAMADOPOULOS, E. **Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: Evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products.** Water Research, v. 45, p. 828-838, 2011.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater.** 22th, 2012.

ATMACA, E. **Treatment of landfill leachate by using Electro-Fenton method.** Journal of Hazardous Materials, v. 163, p. 109–114, 2009.

ATTOUR, A.; TOUATI, M.; TLILI, M.; AMOR, B.; LAPICQUE, F. & LECLERC, J. P. **Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes.** Separation and Purification Technology, v. 123, p.124-129, 2014.

AWAD, Y.M. & ABUZAID, N.S. **Electrochemical treatment of phenolic wastewater: Efficiency, design considerations and economic evaluation.** J. Environ. Sci. Health, v. A32, p. 1393-1414, 1997.

AZIZ, H.A.; OTHMAN, O.M. & ABU AMR, S.S. **The performance of Electro-Fenton oxidation in the removal of coliform bacteria from landfill leachate.** Waste Management, v. 33, p. 396-400, 2013.

AZIZ, A.R.A.; ASAITHAMBI, P. & DAUD, W.M.A.B.W. **Combination of electrocoagulation with advanced oxidation processes for the treatment of distillery industrial effluent.** Process Saf. Environ. Prot., v. 99, 227-235, 2016.

AZIZ, H. A.; AHMED, A.F.; ISA, M. H. & HUNG, Y.T. **Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: Batch and column studies.** Int. J. Environment and Waste Management Int. J. Environment and Waste Management. v. 44, p.282-298, 2009.

AZIZ, H.A.; ALIAS, S.; ADLAN, M.N.; ASAARI, F.A.H. & ZAHARI, M.S. **Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes.** Bioresour. Technol. v. 98, p. 218–220, 2007.

AZZAM, M. O.; TAHBOUB, Y. & AL-TARAZI, M. **Effect of counter electrode material on the anodic destruction of 4-Cl Phenol solution.** Process Safety and Environmental Protection: Transactions of the Institution of Chemical Engineers, Part B v. 77 (4), p. 219-226, 1999.

BACELAR, H.A. da M. **Tratamento de lixiviados produzidos em aterro de resíduos sólidos urbanos por meio de evaporação forçada** – Rio de Janeiro: 76p. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2010.

BAE, W.; BAEK, S.; CHUNG, J. & LEE, Y. **Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors.** Biodegradation. v. 12, p. 359-366, 2002.

BAE, J.H.; CHO, K.W.; BUM, B.S.; LEE, S.J. & YOON, B.H. **Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid waste.** Water Science and Technology, v. 38, p. 159–168, 1998.

BAE, B.; JUNG, E.; KIM, Y. & SHIN, H. **Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation.** Water Research. v. 33, p. 2669-2673, 1999.

BAE, J.H.; KIM, S. & CHANG, H. **Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge.** Water Science and Technology, v. 36, p. 341–348, 1997.

BAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P. & LIECHTI, P.A. **Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies.** Ozone Science and Engineering, v. 21, p. 1–22, 1999.

BAIG, S. & LIECHTI, P.A. **Ozone treatment for biorefractory COD removal.** Water Science and Technology, v. 43, p. 197–204, 2001.

BASHIR, M.J.K.; AZIZ, H. A.; AZIZ, S.Q. & ABU AMR, S.S. **An overview of electrooxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment.** Desalin. Water Treat., v. 51, p. 2170-2184, 2013.

BASHIR, M.; ISA, M.; KUTTY, S.; AWANG, Z.; AZIZ, H.; MOHAJERI, S. & FAROOQI, I. **Landfill leachate treatment by electrochemical oxidation.** Waste Management, v. 29, p. 2534-2541, 2009.

BASHAA, C. A.; CHITHRA, E. & SRIPRIYALAKSHMI, N.K. **Electro-degradation and biological oxidation of non-biodegradable organic contaminants**. Chemical Engineering Journal, v. 149 p. 25–34, 2009.

BASHAA, C.A.; SOLOMAN,, P.A.; VELAN,, M.; BALASUBRAMANIAN, N.; MIRANDA, L.R. & SIVA, R. **Electrochemical degradation of specialty chemical industry effluent**. Journal of Hazardous Material, v. 176(1-3), p. 154–164, 2009.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2010.

BAHÉ, J.M.C.F. **Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários com alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 110p., 2008.

BAHÉ, J.M.C.F. **Recuperação do íon amônio gerado durante a evaporação de lixiviados de aterros utilizando resinas poliméricas de troca iônica**. Tese de doutorado – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, 184p., 2014.

BARBUSIŃSKI, K. & PIECZYKOLAN, B. **COD removal from landfill leachate using Fenton oxidation and coagulation**. Architecture Civil Engineering Environment – The Silesian University of Technology: No. 4/2010, p. 93–100, 2010.

BARALDI, R. de C.O. **Efeitos da recirculação de lixiviado na biodegradação de resíduos sólidos em uma célula do aterro de Muribeca/PE**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 98 p., 2003.

BARKER, D.J.; MANNUCCHI, G.A.; SALVI, S.M.L. & STUCKEY, D.C. **Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents**. Wat. Res., v. 33(11), p. 2499–2510, 1999.

BASTOS, G.F. **Eletrocoagulação de efluentes de uma indústria de laticínios em reator contínuo**. Dissertação de mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Outubro, 2000.

BATSTONE, D.J. **The IWA anaerobic digestion models no 1 (ADM)**. Water Science and Technology, v. 45, p. 65-73, 2002.

BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L.A.; BJERG, P. L. & CHRISTENSEN, T.H. **Natural attenuation of xenobiotic organics compounds in a landfill leachate plume (Vejen Denmark)**. Journal of Contaminant Hydrology, v. 65 p. 269-291, 2003.

BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L. A.; BJERG, P. L. & CHRISTENSEN, T.H. **Xenobiotics organics compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests.** Water Research, v. 38, p. 3845-3858, 2004.

BAUMGARTEN, G. & SEYFRIED, C.F. **Experiences and new developments in biological pretreatment and physical post-treatment of landfill leachate.** Water Science and Technology, v. 34, p. 445–453, 1996.

BAZAN, M.M.C.L. & OLIVEIRA, F.J.P. **Projeto básico de remediação e encerramento do “lixão” de Volta Redonda.** 144p., julho de 2010.

BARKER D. J.; MANNUCCHI G. A.; SALVI S. M. L. & STUCKEY D. C. **Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents.** Water Research, v. 33, n.11, p. 2499-2510, 1999.

BECK, F.; KAISER, B. & KROHN, H. **Boron-doped Diamond (DDB)-layers on titanium substrates as electrodes in applied electrochemistry.** Electrochim. Acta, v. 45, p. 4691–4695, 2000.

BERNARD, C.; GUIDO, P.; COLIN, J. & ANNE, L.D. **Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates - I. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests.** Chemosphere, v. 33, p. 2303-2320, 1996.

BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENES, J.P. & MOLETTA, R. **Nitrification of low oxygen concentration in biofilm reactor.** Journal of Environmental Engineering, v. 127, p. 266-272, 2001.

BENSADOK, K.; EL HANAFI, N. & LAPICQUE, F. **Electrochemical Treatment of Dairy Effluent Using Combined Al and Ti/Pt electrodes System.** Desalination, v. 280, p. 244–251, 2011.

BENSADOK, K.; BENAMMAR S.; LAPICQUE, F. & NEZZAL, G. **Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminum plate electrodes.** Journal of Hazardous Materials, v. 152, n. 1, p. 423-430, 2008.

BERNAL-MARTÍNEZ, L.A.; BARRERA-DÍAZ, C.; NATIVIDAD, R. & RODRIGO, M.A. **Effect of the Continuous and pulse “in situ” iron addition onto the Performance of an integrated Electrochemical-Ozone Reactor for Wastewater Treatment.** fuel, v. 110, p. 133–140, 2013.

BERTAZZOLI, R. & PELEGRINI, R. **Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo foto eletroquímico.** Química Nova, v. 35, p. 477-482, 2002.

BERTHE, C.; REDON, E. & FEUILLADE, G. **Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling: an indicator of waste degradation**, J. Hazard. Mater. v.154, p. 262–271, 2008.

BIDONE, F.A. (Coord.). **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização**. [S.I.]: PROSAB. 2001.

BIDONE, F.R.A. & POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP - Projeto REENGE. 120p, 1999.

BIDONE, R. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso-central de resíduos do recreio, em Minas de Leão/RS**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Brasil. 2007.

BIGOT, V.; LUCK, F.; PAILLARD, H. & WAGNER, A. **Landfill leachate treatment: comparison of three oxidation processes using ozone**. In Proceedings of the International Ozone Association Regional Conference. Zürich. Switzerland, 1994.

BICALHO, M.L. & PEREIRA, J.R. **Participação social e a gestão dos resíduos sólidos urbanos: um estudo de caso de lavras (MG)**, Gestão & Regionalidade - v. 34 - Nº100 - jan-abr, 2018.

BILGILI, M.S.; DEMIR, A.; AKKAYA, E. & OZKAYA, B. **COD fractions of leachate from aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors**. Journal of Hazardous Materials, corrected proof, 2008.

BILA, D.; MONTALVAO, F.; SILVA, A. & DEZOTTI, M. **Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement**. Journal of Hazardous Materials, v. 117, p. 235–42, 2005.

BOUHEZILA, F.; HARITI, M.; LOUNICI, H. & MAMERI, N. **Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor**. Desalination v. 280, p. 347–353, 2011.

BORZACCONI, L.; OTTONELLO, G.; CASTELLO, E.; PELAEZ, H.; GAZZOLA, A. & VINAS, M. **Denitrification in a carbon and nitrogen removal system for leachate treatment: performance of a upflow sludge blanket (USB) reactor**. Water Science and Technology, v. 40, p. 145–151, 1999.

BOHDZIEWICZ, J.; BODZEK, M. & GORSKA, J. **Application of pressure-dripen membrane techniques to biological treatment of landfill leachate**. Process Biochemistry, v. 36, p. 641– 646, 2001.

BOHDZIEWICZ, J.; NECZAJ, E. & KWARCIAK, A. **Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor**. Desalination, v. 221, p. 559-565, 2008.

BOHDZIEWICZ, J. & KWARCIAK, A. **The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment.** *Desalination*, v. 222, p. 128–134, 2008.

BOCCHIGLIERI, M.M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos.** Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, USP, 2010.

BULK, T.G. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** *Ecological Engineering*, v. 26, p. 365-374, 2006.

BURNS, S.E.; YIACOUMI, S. & TSOURIS, C. **Microbubble Generation for Environmental and Industrial Separations.** *Separation and Purification Technology*, v. 11, p. 221-232, 1997.

BUTLER, E.; HUNG, Y.; YEH R.Y. & AL AHMAD M.S. **Electrocoagulation in Wastewater Treatment.** *Water*. v. 3, p. 495-525, 2011.

BOTTERO, J.Y.; TCHOUBAR, D.; CAW, J.M. & FIESSINGER, F. **Investigation of the hydrolysis of aqueous solutions of aluminum chloride. 2. Nature and structure by small-angle x-ray scattering.** *J. Phys. Chem.*, v. 86 (18), p. 3667–3673, 1982.

BOTTERO, J.Y.; CASES, J.M.; FIESSINGER, F. & POIRIER, **Studies of hydrolyzed aluminum chloride solutions. 1. Nature of aluminum species and composition of aqueous solutions.** *J.E. J. Phys. Chem.*, v. 84 (22), p. 2933–2939, 1980.

BOUDENNE, J.L.; CERCLIER, O.; GALEA, J. & VLIST, E.V. **Electrochemical oxidation of aqueous phenol at a carbon black slurry electrode,** *Appl. Catal. A: Gen.*, v. 143, p. 185–202, 1996.

BOUDENNE, J.L. & CERCLIER, O. **Performance of carbon black slurry electrodes for 4-chlorophenol oxidation.** *Water Res.*, v. 33, 494–504, 1999.

BRASIL, **Resolução CONAMA nº 430 de 13/05/2011.** “Dispõe sobre as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, Complementa e Altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005”, 16 de maio 2011.

BRASIL, **Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305** de 2 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm. Acesso em: 11 de jan. de 2016.

BRASIL. NBR 8419. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimento.** Rio de Janeiro: 1992.

BRASIL. NBR 8849. **Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro: 1985.

BRASIL. NBR 10157. **Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação**, Rio de Janeiro, 1987.

BRASIL. NBR 13896. **Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357** de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430** de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

BRÁS, I.; FERREIRA, B. S. & SILVA, M.E. **Avaliação do efeito da recirculação de lixiviados num aterro sanitário**. *Millenium*, v. 2 (ed. espec nº 2), p.107-11, 2017.

BRITZ, C.A. & VENTER, R.P. **Anaerobic treatment of municipal landfill leachate using an anaerobic hybrid digester**. *Biological Wastes*, v. 32, p. 181-191, 1990.

BRILLAS, E.; SEGURA, S.G.; SKOUMAL, M. & ARIAS, C. **Electrochemical incineration of diclofenac in neutral aqueous medium by anodic oxidation using Pt and boron-doped diamond anodes**. *Chemosphere*, v. 79, p. 605–612, 2010.

BRILLAS, E.; SIRES, I. & OTURAN, M.A. **Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry**. *Chem. Rev.*, v. 109, p. 6570-6631, 2009.

BRILLAS, E.; BOYE, B.; SIRES, I.; GARRIDO, J.A.; RODRÍGUEZ, R.M. & ARIAS, C. **Electrochemical destruction of chlorophenoxy herbicides by anodic oxidation and Electro-Fenton using a boron-doped diamond electrode**. *Electrochimica Acta*, v. 49, No. 25, p. 4487-4496, 2004.

BRINGMANN, F.; EBERT, K.; GALLA, U. & SCHMIEDER, H. **Electrochemical mediators for total oxidation of chlorinated hydrocarbons: formation kinetics of Ag(II), Co(III), and Ce(IV)**. *J. Appl. Electrochem.*, v. 25, p. 846–851, 1995.

BRINGAS, E.; SAIZ, J. & ORTIZ, I. **Kinetics of ultrasound-enhanced electrochemical oxidation of diuron on boron-doped diamond electrodes**. *Chemical Engineering Journal*, v. 172, p. 1016–1022, 2011.

BOYE, B.; BRILLAS, E.; MARSELLI, B.; MICHAUD, P.A.; COMNINELLIS, C.H.; FARNIA, G. & SANDONÀ, G. **Electrochemical incineration of**

chloromethylphenoxy herbicides in acid medium by anodic oxidation with boron-doped diamond electrode. *Electrochimica Acta*, v. 51, p. 2872–2880, 2006.

BULL, P.S.; EVANS, J.V.; WECHSLER, R.M. & CLELAND, K.J. **Biological technology of the treatment of leachate from sanitary landfills.** *Water Research*, v. 17, p. 1473–1481, 1983.

BURNLEY, S. **The impact of the european landfill directive on waste management in the United Kingdom. Resources.** *Conservation and Recycling*, v. 32, p. 349-358, 2001.

CALACE, N.; MASSIMIANI, A.; PETRONIO, B.M. & PIETROLETTI, M. **Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach.** *Chemosphere*, v. 44, p. 1025-1035, 2001.

CABEZA, A.; URTIAGA, A. & ORTIZ, I. **Electrochemical treatment of landfill leachates using a boron-doped diamond anode.** *Industrial and Engineering Chemistry Research*, v. 46, p. 1439-1446, 2007.

CABEZA, A.; URTIAGA, A.; RIVERO, M. & Ortiz, I. **Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 144, p. 715-719, 2007a.

CABEZA, A.; PRIMO, O.; URTIAGA, A.M. & ORTIZ, I. **Definition of a clean process for the treatment of landfill leachates integration of electro-oxidation and ion Exchange.** *Technologies Sep. Sci. Technol.*, v. 42, p. 1585-1596, 2007b.

CALLI, B.; MERTOGLU, B. & INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives.** *Chemosphere*, v. 59, p. 819-829, 2005.

CALACE, N.; LIBERATORI, A.; PETRONIO, B.M. & PIETROLETTI, M., **Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and their role in soil sorption of heavy metals.** *Environmental Pollution*, v. 113, p. 331-339, 2001.

CAMMAROTA, M.C.; RUSSO, C. & SANT'ANNA Jr., G.L. **Tratabilidade do Chorume Gerado no Aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro.** *Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais*, v. II, p. 453–473, 1994.

CAMPOS, J. R. **Descarte de Lixiviado de Aterros Sanitários em Estações de Tratamento de Esgoto: Uma Análise Crítica.** *Revista DAE*, São Paulo, v. 62, n. 197, p. 6-17, set./dez. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/DAE.2014.129>

CAMPOS, F. **Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre tratamento de esgoto em processo de lodos ativados e reator integrado de lodos**

ativados com biofilme em leito móvel. Tese (doutorado) Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 222p, 2012.

CAMPOS, S. X.; BERNARDO, L. D. & VIEIRA, E. M. **Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n.3, p. 194-199, 2005.

CAN, O. T.; KOBAYASHI, M.; DEMIRBAS, E. & BAYRAMOGLU, M. **Treatment of the Textile Wastewater by Combined Electrocoagulation.** Chemosphere, v. 62. p. 181-187, 2006.

CANEPA, J.R.L.; ARÉVOLO, A.G. & ADAMS, R.H. **Mezclas con potencial coagulante para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario.** Scielo, v. 33. Nº 1. Caracas, 2008.

CAÑIZARES, P.; CARMONA, M.; LOBATO, J.; MARTINEZ, F. & RODRIGO, M.A. **Electrodissolution of aluminum electrodes in electrocoagulation processes.** Ind. Eng. Chem. Res., v. 44, 4178 - 4185, 2005.

CAÑIZARES, P.; MARTINEZ, F.; JIMENEZ, C.; LOBATO, J. & RODRIGO, M. A. **Comparison of the aluminum speciation in chemical and electrochemical dosing processes.** Ind. Eng. Chem. Res., v. 45, p. 8749 –8756, 2006.

CAÑIZARES, P.; SÁEZ, C.; SÁNCHEZ-CARRETERO, A. & RODRIGO, M. **Synthesis of novel oxidants by electrochemical technology.** J. Appl. Electrochem., v. 39, p. 2143-2149, 2009.

CANIZARES, P.; MARTINEZ, F.; DIAZ, M.; GARCIA-GOMEZ, J. & RODRIGO, M.A. **Electrochemical oxidation of aqueous phenol wastes using active and nonactive electrodes.** J. Electrochem. Soc., v. 149(8), p. D118-D124, 2002.

CANIZARES, P.; MARTINEZ, F.; DIAZ, M.; GARCIA-GOMEZ, J. & RODRIGO, M.A. **Combined electrooxidation and assisted electrochemical coagulation of aqueous phenol wastes.** J. Appl. Electrochem. v. 32, p. 1241–1246, 2002a.

CARDILLO, L. **Chorume – Vazão e características.** Disponível em: web-resol.org/textos/cardillo-conceitos_basicos_volume_chorume_-_sept_18.pdf. Acesso em: 03, agosto, 2013.

CARVALHO, A. R., **Desenvolvimento de um equipamento para a determinação de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos.** Tese de Doutorado, UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2006.

CARVALHO, E.M.A. & SILVA, I.A.F. **Análise Diagnóstica sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos: um Estudo de Caso no Aterro Sanitário de Cuiabá – Mt. 2008.**

Disponível em: <http://www.aedb.br/seget/arquivos/artigos11/26114223.pdf>. Acesso em: 09 de abr. 2015

CASQUEIRA, R.G. **Remoção de zinco e Cádmio por eletroflotação e eletrocoagulação**. Tese de doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Agosto, 2004.

CASTILLA, M.C. **Eliminación de Contaminantes Orgânicos de las águas mediante adsorción em materiales de carbón**. Departamento de Química Inorgánica. Facultad de Ciencias. Espanha, 2004.

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

CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 294p, 2003.

CASTILHOS JR, A.B.; PRIM, E.C.C.; MAIA, I.S.; SANTOS, H.A.P.S. & MACHADO, C.Z. **Biodegradabilidade de lixiviado de aterro sanitário baseada em parâmetros coletivos não específicos**. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. In.: Projeto PROSAB. Armando Borges Castilhos (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 494p., 2006.

CASTILLO, E.; VERGARA, M. & MORENO, Y. **Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor**. Waste Management v. 27, p. 720–726, 2007.

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

CATAPRETA, C.A.A. & SIMÕES, G.F. **Avaliação da relação chuva – vazão de lixiviados no aterro sanitário de Belo Horizonte**. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009.

CATAPRETA, C.A.A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte, 2008.

CAVALCANTE, S. de S.S. **Geração de lixiviados de aterros sanitários na Região Metropolitana de São Paulo: Histórico e perspectivas.** Dissertação do Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, USP, 170p, 2014,

CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual De Tratamento de efluentes Industriais.** Editora: Engenho Editora Técnica, 454p., 2012.

CAVALCANTI, J. V. F. L.; ABREU, C. A. M.; SOBRINHO, M. A. M.; BARAÚNA, O. S. & PORTELA, L. A. P. **Preparação e utilização de uma argila esmectítica organofílica como adsorvente de fenol.** Química Nova, v. 32, No. 8, p. 2051-2057, 2009.

CETESB. **Guia Nacional de Coleta de e Preservação de Amostras,** Publicação da Agência Nacional de Águas, 326p., 2011.

CELERE, M.S. **Metais pesados no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para a saúde pública.** Cadernos de Saúde Pública, v. 23, nº 4, Rio de Janeiro, abril, 2007.

CENDOFANTI, A. C. **Minimização de resíduos de uma fábrica de carvão ativado e de goma resina.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Paraná, 2005.

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

CECEN, F. & AKTAS, O. **Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater.** Environmental Engineering Science, v. 21, p. 303–312, 2004.

ÇEÇEN, F. & ÇAKIROĞLU, D. **Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater.** Biotechnology Letters, v. 23, p. 821-826, 2001.

CECEN, F. & GURSOY, G. **Characterization of landfill leachates and studies on heavy metal removal.** Journal of Environmental Monitoring, v. 2, p. 436-442, 2000.

CHAN, G.Y.S.; CHU, L.M. & WONG, M.H. **Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment.** Environmental Pollution, v. 118, p. 393-399, 2002.

CHAN, G.Y.S.; CHANG, J.; KURNIAWAN, T.A. *et al.* **Removal of non-biodegradable compounds from stabilized leachate using VSEPRO membrane filtration.** Desalination, v. 202, p. 310-317. 2007.

CHEIBUB, D.M. **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento do Chorume.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**, V.S. 2ª edição. 245p., 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. V.S. 2ª edição. Ed. UFMG, 379p., 2007.

CHEN, G. **Electrochemical Technology in Wastewater Treatment**. Separation and Purification Technology, v. 38, p. 11 – 41, 2004.

CHEN, G.; CHEN, X. & YUE, P.L **Electrochemical behavior of stable Ti/IrOx–Sb₂O₅–SnO₂ anodes for oxygen evolution**. J. Phys. Chem. v. B 106 (17), p. 4364–4369, 2002.

CHEN, X. & DENG, H. **Removal of humic acids from water by hybrid titanium-based electrocoagulation with ultrafiltration membrane process**. Desalination, v. 300, p. 51-57, 2012.

CHEN, X.; CHEN, G. H. & YUE, P. L. **Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation**. Separation and Purification Technology, v. 19, p. 65-76, 2000.

CHEN, X.; CHEN, G. H. & YUE, P.L. **Modeling the electrolysis voltage of electrocoagulation process using aluminum electrodes**. Chem. Eng. Sci., v. 19, p. 65 – 76, 2000a.

CHEN, X.; CHEN, G. & YUE, P.L. **Novel electrode system for electroflotation of wastewater**. Environmental Science Technology, v. 36, p. 778 – 783, 2002.

CHEN, X.; CHEN, G.H. & YUE, P.L. **Stable Ti/IrOx–Sb₂O₅–SnO₂ anode for O₂ evolution with low Ir content**. J. Phys. Chem., v. B 105, p. 4623–4628, 2001.

CHEN, X.; CHEN, G.; GAO, F. & YUE, P.L. **High performance Ti/DDB electrodes for pollutant oxidation**. J. Environ. Sci. Technol., v. 37, p. S021–S026, 2003.

CHEN, X.; GAO, F. & CHEN, G. **Comparison of DDB and with SnO₂ electrodes**. J. Appl. Electrochem., v. 35 (2), p. 185-191, 2005.

CHEN, G.; BETTERTON, E.A. & ARNOLD, R.G. **Electrolytic oxidation of trichloroethylene using a ceramic anode**, J. Appl. Electrochem., v. 29, p. 961–970, 1999.

CHEIBUB, A.F. **Utilização da coagulação/Floculação e processos oxidativos avançado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário estabilizado**. Projeto de curso (Graduação em Química), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2009.

CHEUNG, K.C.; CHU, L.M. & WONG, M.H. **Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate**. *Water, air and soil pollution*, v. 94, p. 209-221, 1997.

CHIANG, L.C.; CHANG, J.E. & WEN, T.C. **Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate**. *Water Res.*, v. 29 (2), p. 671-678, 1995a.

CHIANG, L.C.; CHANG, J.E. & WEN, T.C. **Electrochemical Treatability of Refractory Pollutants in Landfill Leachate**. *Hazard. Waste Hazard. Mater.*, v. 12(1), p. 71-82, 1995.

CHIANG, L.C.; CHANG, J.E. & WEN, T.C. **Indirect destruction of refractory humic acid by electromechanical oxidation process**. *Water Science and Technology*, v. 42(3), p. 225-232, 2000.

CHIANG, L.C.; CHANG, J.E. & CHUNG, C.T. **Electrochemical oxidation combined with physical-chemical pretreatment processes for the treatment of refractory landfill leachate**. *Environmental Engineering Science*, v. 18(6), p. 369-379, 2001.

CHIANESSE, A.; RANAURO, R. & VERDONE, N. **Treatment of landfill leachate by reverse osmosis**. *Water Research*, v. 33, p. 647-652, 1999.

CHOU, W.L.; WANG, C.T.; HUANG, K. Y. & LIU, T.C. **Electrochemical removal of salicylic acid from aqueous solutions using aluminum electrodes**. *Desalination*, v. 271, p. 55 – 61, 2011.

CHRISTENSEN, T.; COSSU, R. & STEGMANN, R. **Landfill of Waste: Leachate**. Oxon: Taylor & Francis, 540p., 1992.

CHRISTENSEN, J.B.; JENSEN, D.L.; GRON, C.; FILIP, Z. & CHRISTENSEN, T. **Characterization of dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater**. *Water Research.*, v. 32 (1), p. 125-135, 1998.

CHRISTENSEN, T.H.; BJERG, P.P.L.; JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H.J. & HERON, G. **Biochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry**. v.16, p. 659 - 718, 2001.

CHRISTENSEN, T. H. & KJELDSSEN, P. **Basic biochemical process in landfills**. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R. & STEGMANN, R. (eds.) **Sanitary Lanfilling: process. Technology and environmental impact**. London: Academic Press, 29p., 1989.

CIRÍACO, L.; ANJO, C.; CORREIA, J.; PACHECO, M.J. & LOPES, A. **Electrochemical degradation of Ibuprofen on Ti/Pt/PbO₂ and Si/DDB electrodes**. *Electrochemistry Acta*, v. 54, p. 1464, 2009.

CLEMENT, B. & MERLIN, G. **The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed.** *The Science of the Total Environment*, v. 17, p. 71-79, 1995.

COCHECI, V.; RADOVAN, C.; CIORBA, G. A. & VLAICIU, I. **Mediated electrochemical treatment.** *Rev. Roum. Chim.*, v. 40, p. 615–619, 1995,

COELHO, M.G.; ANDRADE, S.M.A. & SANTOS, C.L. **Caracterização e Tratabilidade por Coagulação-Floculação de Líquidos Percolados Provenientes de Aterro Sanitário Municipal de Uberlândia.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária Y Ambiental. México, 2002.

COELHO, E.R.C. & VAZZOLER, H. **Capacidade de adsorção frente às isothermas de langmuir e freundlich para atrazina em materiais zeolíticos e carbonosos utilizados em tratamento de água na remoção de matéria orgânica natural e sintética.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana. **Caracterização gravimétrica e microbiológica dos resíduos sólidos do município do Rio de Janeiro - 2008.** Centro de Informações Técnicas - CITE da COMLURB, Rio de Janeiro, RJ, 2008.

COMLURB. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos - PMGIRS da Cidade do Rio de Janeiro.** (Base de dados – dez/2014), dezembro, 2015.

COMNINELLIS, C.H. & PLATTNER, E. **The preparation and behavior of Ti/Au/PbO₂ anodes** *J. Appl. Electrochem.* v. 12, p. 399, 1982.

COMNINELLIS, C.H. **Electrochemical treatment of wastewater containing phenol.** *I. Chem. E. Symp. Ser.*, v. 127, p. 189, 1992.

COMNINELLIS, C.H. **Electrocatalysis in the electrochemical conversion or combustion of organic pollutants for wastewater treatment.** *Electrochimica Acta*, v. 39, n. 11-12, p. 1857-1862, 1994.

CONTRERA, R.C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbios e aeróbios operados em batelada sequencial.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 789p., 2008.

COSSU, R.; MUNTONI, A. & CAPPAL, G. **Tecniche di copertura finale delle discariche e confronto tra alternative.** Seminário Internazionale "La progettazione delle nuove discariche e la bonifica di quelle vecchie", Padova, 2000.

COSSU, R.; POLCARO, A.M.; LAVAGNOLO, M.C.; MASCIA, M.; PALMAS, S. & RENOLDI, F. **Electrochemical treatment of landfill leachate: oxidation at Ti/PbO₂ and Ti/SnO₂ anodes,** *Environ. Sci. Technol.* v. 32 (22), p. 3570–3573, 1998.

CORREA-LOZANO, B.; COMNINELLIS, C.H. & DEBATTISTI, A. **Service life of Ti/SnO₂-Sb₂O₅ anodes**. J. Appl. Electrochem., v. 28 (8), p. 970–974, 1997.

COSTA, B.M.P. **Estudo da influência da recirculação de chorume cru na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 147p., 2002.

COSTA, F. M.; CAMPOS, J. C.; FONSECA, F. V. & BILA, D. M. **Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando processos Fenton e Foto-Fenton Solar**. Revista Ambiente & Água, v.10, n.1, 2015.

COTRIM, S.L.S. **Filtros aeróbios percoladores aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários antigos**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 98p., 1997.

COTMAN, M. & ZGAJNAR, G. **Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, v. 178, p. 298- 305, 2010.

COUTO, M.C.L. & BRAGA, F.S. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por associação de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e reator anaeróbio por infiltração rápida**. In: Anais do vigésimo segundo congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, v. 22, 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

CRISPIM, S.C. **Remoção de Cálcio (II) em solução aquosa por meio de carvões ativados submetidos a tratamentos superficiais**, Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 127p., 2009,

CRESPILHO, F.N. & REZENDE, M.O.O. **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**, 1º ed., São Carlos: Editora Rima, 96p., 2004.

CRUZ, S.G.; DUTRA, A.J.B. & MONTEB, M.B.M. **The influence of some parameters on bubble average diameter in an electroflotation cell by laser diffraction method**. Journal of Environmental Chemical Engineering, v.4, p. 3681–3687, 2016.

DANESHVAR, N.; KHATAEE, A.R.; AMANI GHADIM, A.R. & RASOULIFARD. M.H. **Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC)**. Journal of hazardous Materials, v. 148. 566 – 572, 2007.

DANESHVAR, N.; ABER, S.; VATANPOUR, V.; & RASOULIFARD, M.H. **Electro-Fenton treatment of dye solution containing Orange II: influence of operational parameters**. Journal of Electroanalytical Chemistry, v. 615, p. 165–174, 2008.

DAVARNEJAD, R.; MORAVEJI, M.K.; PIRHADI, M. & MOHAMMADI, M. **Simulation of landfill leachate treatment using Electro-Fenton technique**. Water Science and Technology, v. 69 (2), p. 343-349, 2014.

D'ALMEIDA, M.L.O. & VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento**. IPT/CEMPRE - Instituto de Pesquisas Tecnológicas - Compromisso Empresarial para Reciclagem, 4ª ed., 316p., São Paulo, 2018.

DAI J.G.; SONG, Q.W. & DAI J.K. **Effect of pH value on electrochemical oxidation of landfill leachate**. Environ. Eng., v. 30, p. 55–58, 2012.

DEGRÉMONT. **Water treatment handbook**. 6ª edição, Ed. Lavoisier, Paris Cedex: Degrémont, v. 1 & 2, 1459p., 1991.

DENG, Y. & ENGLEHARDT, J.D. **Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment**. Waste Management, v. 27, p. 380-388, 2007.

DENG, Y. **Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials. v. 146, p. 334–340, 2007a.

DENG, Y. & ENGLEHARDT, J. D. **Treatment of landfill leachate by the Fenton process**. Water Research, v. 40, p. 3683-3694, 2006.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA G.L. & BASSIN, J.P. (Org). **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, v. 1. 357p., 2011.

DE OLIVEIRA, G.R.; DE ARAÚJO, C.K.C.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; DA SILVA, D.R.; FERREIRA, M.B.; DO NASCIMETO, B.C. & GROENES-SERRANO, K. **Anodic oxidation of tartaric acid at different electrode materials**. Curr. Org. Chem, v.16, n.17, p. 1957 - 1959, 2012.

DEL MORO, G.; PRIETO-RODRIGUEZ, L.; DE SANCTIS, M.; DI IACONI, C.; MALATO, S. & MASCOLO, G. **Landfill leachate treatment: Comparison of standalone electrochemical degradation and combined with a novel biofilter**. Chemical Engineering Journal, v. 288, p. 87–98, 2016.

DOLAR, D.; KOŠUTIC, K., & STRMECKY, T. **Hybrid processes for treatment of landfill leachate: Coagulation/UF/NF-RO and adsorption/UF/NF-RO**. Separation and Purification Technology, v. 168, p. 46- 39, 2016.

DONNEYS-VICTORIA, D.; MARRIAGA-CABRALES, N.; CAMARGO-AMADO R.J. & MACHUCA-MARTÍNEZ, F. **Electrocoagulation for landfill leachate treatment: A review of patents and research articles**. Evaluation of electrochemical reactors as a new way to environmental protection, ISBN: 978-81-308-0549-8 Editors: Juan M. Peralta-Hernández, Manuel A. Rodrigo-Rodrigo and Carlos A. Martínez-Huitle p. 17-39, 2014.

DROUICHE, N.; GHAF FOUR, N.; LOUNICI, H. & MAMERI, M. **Electrocoagulation of chemical mechanical polishing wastewater**. Desalination, v. 214, p. 31-37, 2007.

DUTRA, A.J.B., **Fundamentos de Eletroquímica, notas de aula Eng. Metalúrgica e de Materiais**, COPPE, UFRJ, 2004.

DUTTA K.; MUKHOPADHYAY B. & HATTACHARJEE S. **Chemical oxidation of methylene blue using a Fenton-like reaction**. Journal of Hazardous Material. v. 84, p. 57-71, 2001.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Volume 1**. Rio de Janeiro, ABES, 469p., 1993.

DIAMADOPOULOS, E. **Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate**. Water Research, v. 28, p. 2439-2445, 1994.

DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS, P.; DABOU, X. & SAKELLAROPOULOS, G.P. **Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor**. Water Science and Technology, v. 36, p. 61-68, 1997.

DIAMADOPOULOS, E. **Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: evaluation of operating variables and formation of oxidation by products**. Water Res., v. 45, p. 828-838, 2011.

DI BERNARDO, L. **Emprego da flotação por ar dissolvido para tratamento de despejos líquidos industriais provenientes de laticínios**. XVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Panama, Ago, 1982.

DI BERNARDO, L. (coord). **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Projeto PROSAB. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 282p., RiMa, 2003.

DI BERNARDO, L. & DANTAS, A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ªed. ABES, RiMa, 681p., Rio de Janeiro. Brasil. 2005.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, v.1. 109p., 1993.

DI BERNARDO, L. & DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, v. 1, 236p., 2002.

DI BERNARDO, L. & SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. 2^{ed}, São Carlos: ABES, RiMa, v.1 e 2, 1560p., 2009.

DIMOGLO, A.; AKBULUT, M.Y.; CIHAM, F. & KARPUZCU, M. **Petrochemical wastewater treatment by means of clean electrochemical technologies**. Clean Technology Environmental Policy, v. 6, p. 288-295, 2004.

DI LACONI, C.; PAGANO, M.; RAMADORI, R. & LOPEZ, A. **Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate**. Bioresource Technology, v. 101, p. 1732–1736, 2010.

DI LACONI, C.; RAMADORI, R. & LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate, Biochemical Engineering Journal. v. 31, p. 118-124, 2006.

DINESH, M.E. & PITTMAN, C.U. **Activated carbons and low-cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water: A review**. Journal of Hazardous Material, v. 137, p. 762-811, 2006.

DING, A.; ZHANG, Z.; FU, J. & CHENG, L. **Biological control of leachate from municipal landfills**. Chemosphere, v. 44, p. 1-8, 2001.

DI PALMA, L.; FERRANTELLI, P.; MERLI, C. & PETRUCCI, E. **Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis**. Waste Management, v. 22, p. 951-955, 2002.

DOMÈNECH, X.; JARDIM, W.F. & LITTER, M.I. **Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. In: Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogênea**. Proyecto CNEA-CAC-UAQ #00-Q-03-08. M.I.L. Red CYTED VIII-G, al CONICET y a la ANPCYT (Argentina), La Plata. Argentina. 2001.

DOSTA, J.; GALI, A.; BENABDALLAH EL HADJ, T.; MACE, S. & MATA-ALVAREZ, J. **Operation and model description of a sequencing batch reactor treating reject water for biological nitrogen removal via nitrite**. Bioresource Technology, v. 98; p. 2065-2075, 2007.

DUBPERNEL, G. **Selected Topics in the History of Electrochemistry**. The Electrochemical Society, Princeton, Edit. By Lawrence K. Wang, Yung-Tse Hung, Nazih K. Shamma, 709p., 1978,

DROUICHEA, N.; GHAF FOUR, N.; LOUNICIC, H. & MAMERIC, M. **Electrocoagulation of chemical mechanical polishing wastewater**. *Desalination* v. 214, p. 31–37, 2007.

DROPPELMANN, C. & OETTINGER, M. **Tratamiento en lodo activado del lixiviado de un relleno sanitario**. *Información Tecnológica*, v. 20, p. 11-19, 2009.

ECKENFELDER, J.W.W. **Principles of Water Quality Management**. 1 ed. Boston, USA, CBI Publishing Company Inc., 717p., 1980.

ECKENFELDER, J.W.W. **Industrial Water Pollution Control**. 2ed. McGraw-Hill Book Company, New York, 400p., 1989.

ECKENFELDER, J.W.W. **Industrial Water Pollution Control**. 3 ed. Mc Graw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering. New York, USA. 600p., 1999.

ECKENFELDER, J.W.W. **Industrial Water Pollution Control**. 3ed. McGraw-Hill Book Company, New York, 584p., 2000.

EDELAHI, MOHAMED C.; OTURAN, N.; OTURAN, MEHMET A.; PADELLEC, Y.; BERMOND, A. & KACEMI, K. E. **Degradation of diuron by the Electro-Fenton process**. *Environment Chemical Letters*, v. 1, p. 233–236, 2004.

EDING, E.H.; KAMSTRA, A.; VERRETH, J.A.J.; HUISMAN, E.A. & KLAPWIJK, A. **Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: a review**. *Aquacultural Engineering*, v. 34, p. 234–60, 2006.

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

EL FADEL, M. & KHOURI, R. **Modeling Settlement in MSW Landfills**. *Environmental Science and Technology*. v. 30, n. 3, p. 327-361, 2000.

EL-GHAOUI, E.A.; JANSSON, R.E.W. & MORELAND, C. **Application of the trickle tower to problems of pollution control. II. The direct and indirect oxidation of cyanide**. *J. Appl. Electrochem.*, v. 12, p. 69–73, 1982.

EL-SHAL, W.; KHORDAGUI, H.; EL-SEBAIE, O.; EL-SHARKAWI, F. & SEDAHMED, G.H. **Electrochemical generation of ozone for water treatment using a cell operating under natural convection**. *Desalination*, v. 99, p. 149–157, 1991.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. & VARYANI, A. S. **Analysis and the understanding of fluoride removal mechanisms by an electrocoagulation/flotation (ECF) process**. *Desalination*, v. 275, p. 102-106, 2011.

EMAMJOMEH, M.M. & SIVAKUMAR, M. **Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes.** J. Environ. Manage, v. 90, p. 1663-1679. 2009.

EGGEN, T., MOEDER, M. & ARUKWE, A. **Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants.** Science of the Total Environment, v. 408, p. 5147-5157, 2010.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; FORNARI, M.M.T.; MODENES, A.N.; PALACIO, S. M.; TRIGUEROS, D.E.G.; BORBA, F.H. & KROUMOV, A.D. **Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation.** Chemical Engineering Journal, v. 151, p. 59-65, 2009.

EUROPEAN COMMISSION. **Report from the commission to the european parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions on the thematic strategy on the prevention and recycling of waste**, Brussels, 2011, disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0013&from=EN>.

FARIA, F.S. **Índice de qualidade de aterros de resíduos urbanos.** Tese (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação de Engenharia, Rio de Janeiro, 312f., 2002.

FARQUHAR, G.J. **Leachate: Production and Characterization**, Civil Engineering Department, Waterloo, university, Canada, 1988.

FARQUHAR, G.J. **Leachate: production and characterization.** Can. Jour. Civ Eng. v.16, p. 317–325, 1989.

FARMER, J. C.; WANG, F. T.; HAWLEY-FEDDER, R.A.; LEWIS, P. R.; SUMMERS, L. J. & FOILES, L. **Electrochemical treatment of mixed and hazardous wastes: oxidation of ethylene glycol and benzene by silver (II).** Journal of the Electrochemical Society, v. 139(3), p. 654-662, 1992.

FARMER, J.C. & WANG, F.T. **Electrochemical treatment of mixed and hazardous wastes: oxidation of ethylene glycol by cobalt (III) and iron (III).** I ChemE Symp. Series, v. 127, p. 203–214, 1992.

FAJARDO, A.S.; RODRIGUES, R.F.; MARTINS, R.C.; CASTRO, L.M. & QUINTA-FERREIRA, R.M. **Phenolic wastewaters treatment by electrocoagulation process using Zn anode.** Chemical Engineering Journal, v. 275, p. 331-341, 2015.

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S. & REICHERT, G.A. **Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami**

(Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, dezembro de 2000.

FARHADI, S.; AMINZADEH, B.; TORABIAN, A.; KHATIBIKAMAL, V. & ALIZADEH, M.F. **Comparison of COD removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation, photo electrocoagulation, peroxi-electrocoagulation and peroxi-photo electrocoagulation processes.** Journal of Hazardous Materials v. 219–220, p. 35–42, 2012.

FELICI, E.M. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 139 p., 2010.

FENG, J. & JOHNSON, D.C. **Electrocatalysis of anodic oxygen transfer reaction: titanium substrates for pure and doped lead dioxide films.** J. Electrochem. Soc., v. 138, p. 3329–3337, 1991.

FENG, J. HOUK, L.L. & JOHNSON, D.C. **Electrocatalysis of anodic oxygen-transfer reactions: the electrochemical incineration of benzoquinone.** J. Electrochem. Soc., v. 142, p. 3626–3631, 1995.

FERNÁNDEZ-VIÑA, M.B.D. **Vertedores controlados de resíduos sólidos urbanos: una perspectiva internacional.** Universidade de Cantabria, Espanha, 4 a 9 de setembro, p. 1-39, 2000.

FERNANDES, A.; AFONSO, N.; COELHO, J.; PACHECO, M.J.; CIRÍACO, L. & LOPES, A. **Chemical and electrochemical combined processes to treat sanitary landfill leachates.** Port. Electrochim. Acta, v. 33, p. 241-248, 2015.

FERNANDES, A.; PACHECO, M.J.; CIRÍACO, L. & LOPES, A. **Anodic oxidation of a biologically treated leachate on a boron-doped diamond anode.** J. Hazard. Mater., v. 199, p. 82-87, 2012.

FERNANDES, A.; PACHECO, M. J.; CIRÍACO, L. & LOPES, A. **CIR Processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Review on the present and future.** Applied Catalysis B: Environmental, v. 176, p. 183-200, 2015.

FERREIRA, D.S. **Estudo comparativo da coagulação/floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de aterro.** Dissertação (Mestre em Tecnologia de Processos químicos e Bioquímicos) Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 126 f., 2013.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. São Paulo, 2006.

FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. & MANNARINO, C.F. **Wetland: resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai – RJ.** In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. JOINVILLE, SC, 2003.

FERREIRA, D.S. & CAMPOS, J.C. **Estudo comparativo da coagulação-floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário.** In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, p. 19-21. Anais, ABES, 2014.

FERREIRA, J.A. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário** In: **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. Brasil. 2009.

FÉRIS, L.A. **Aproveitamento de subprodutos do beneficiamento de carvão mineral na remoção de poluentes por sorção-flotação FAD.** Rio Grande do Sul, Tese (doutorado) – Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais, 176f., 2001.

FERRAZ, F. de M. **Estudo de tratabilidade dos lixiviados de aterros sanitários-ênfase no tratamento consorciado com esgoto sanitário em sistemas aeróbios.** Tese (doutorado) programa pós-graduação e área de concentração em engenharia hidráulica e saneamento), Escola Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 252f., 2014.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 323f., 2003.

FLECK, E. **Monitorização de parâmetros físico-químicos durante a formação de biofilme em leito anaeróbio de brita inoculado com chorume bruto.** Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS. 120p., Relatório de Estudo Especial. 2000.

FLEET, B. **Evolution of electrochemical reactor system for metal removal and pollution control,** Electrochemistry Past and Present, America Chemical Society, Washington, 606p.,1989.

FLOX, C.; ARIAS, C.; BRILLAS, E.; SAVALL, A. & SERRANO, K.G. **Electrochemical incineration of cresols: A comparative study between PbO₂ and boron-doped diamond anodes**. Chemosphere, v. 74, p. 1340–1347, 2009.

FLOX, C.; CABOT, P.L.; CENTELLAS, F.; GARRIDO, J.A.; RODRÍGUEZ, R.M.; ARIAS, C. & BRILLAS, E. **Electrochemical combustion of herbicide mecoprop in aqueous medium using a flow reactor with a boron-doped diamond anode**. Chemosphere, v. 64, p. 892–902, 2006.

FEKI, F.; ALOUI, F.; FEKI, M. & SAYADI, S. **Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachates treated with membrane bioreactor**. Chemosphere v. 75, p. 256-260, 2009.

FETTIG, J.; STAPEL, H.; STEINERT, C. & GEIGER, M. **Treatment of landfill leachate by pre ozonation and adsorption in activated carbon columns**. Water Science and Technology, v. 34, p. 33–40, 1996.

FERRO, S.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. & BATTISTI, A. **Electrooxidation of oxalic acid at different electrode materials**. Journal of Applied Electrochemistry, v. 40, p. 1779–1787, 2010.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDILOLO, G. & NOCENTINI, M. **Long term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: A case study in an active Italian landfill**. Chemosphere, v. 54, p. 335-343, 2004.

FIORE, F.A. **Avaliação de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume, com ênfase na fase metanogênica**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, 2004.

FIEIRA, C. **Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de Francisco Beltrão**. Projeto de Curso. Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2014.

FOO, K. Y. & HAMEED, B. H. **An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process**. Journal of Hazardous Materials, v. 171, p. 54-60, 2009.

FORGIE, D.J.L. **Selection of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods**. Water Pollution Research Journal of Canada, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.

FOCKEDEVY, E. & LIERDE, A.V. **Coupling of anodic and cathodic reactions for phenol electro-oxidation using three-dimensional electrodes**, Water Research, v. 36 (16), p. 4169–4175, 2002.

FRYDA, M.; HERRMANN, D.; SCHAFER, L.; KLAGES, C.P.; PERRET, A.; HAENNI, W. COMNINELLIS, C.H. & GANDINI, D. **Properties of diamond electrodes for wastewater treatment**. *New Diam. Front. C. Technol.*, v. 9, p. 229–240, 1999.

FUJII, F.Y. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator com biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, área de concentração: Engenharia Civil, 109p., São Paulo, 2011.

FUJIMORI, N.; NAKAHATA, H. & IMAI, T. **Properties of boron doped epitaxial diamond films**. *Jpn. J. Appl. Phys.*, v. 29, p. 824–827, 1990.

GANDINI, D.; MICHAUD, P.A.; DUO, I.; MAHE, E.; HAENNI, W.; PERRET, A. & COMNINELLIS, C. **Electrochemical behavior of synthetic boron-doped diamond thin film anodes**. *New Diam. Front. C. Tec.*, p. 303-316, 1999,

GANDINI, D.; MAHE, E.; MICHAUD, P.A.; HAENNI, W.; PERRET, A. & COMNINELLIS, C.H. **Oxidation of carboxylic acids at boron doped diamond electrodes for wastewater treatment**. *J. Appl. Electrochem.*, v. 30, p. 1345–1350, 2000.

GAO, P.; CHEN, X.; SHEN, F. & CHEN, G. **Electrochemical technologies in wastewater treatment**. *Separation and Purification Technology*, v. 38, p. 11–41, 2004.

GARAJ-VRHOVAC, V.; ORESCANIN, V.; GAJSKI, G.; GERIC, M.; RUK, D.; KOLLAR, R. et al. **Toxicological characterization of the landfill leachate prior/after chemical and electrochemical treatment: a study on human and plant cells**. *Chemosphere*, v. 93, p. 939-945, 2013.

GARCIA-SEGURA, S.; EIBAND, M. M. S. G.; DE MELO, J. V. & MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. **Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies**. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, v. 801, p. 267-299, 2017.

GARCIA-SEGURA, S.; GARRIDO, J.A.; RODRIGUEZ, R.M.; CABOT, P.L.; CENTELLAS, F.; ARIAS, C. & BRILLAS, E. **Mineralization of flumequine in acidic medium by Electro-Fenton and Photoelectro-Fenton processes**. *Water Res.*, v. 46, 2067-2076, 2012

GARCIA, H.; RICO, J.L. & GARCIA, P.A. **Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35 °C**. *Bioresource Technology*, v. 58, p. 273–277, 1996.

GATTRELL, M. & KIRK, D. W. **The electrochemical oxidation of aqueous phenol at a glassy carbon electrode**. *Can. J. Chem. Eng.*, v. 68, p. 997, 1990.

GIORDANO, G.; FERREIRA, J.A.; PIRES, J.C.A.; CAMPOS, J.C. & ROSSO, T.C.A. **Tratamento do chorume do aterro metropolitano de Gramacho - Rio de Janeiro – Brasil**, In: XXVIII Congresso Internacional de Engenharia Sanitária Ambiental, 28, 2002, Rio de Janeiro: Femar, 2002.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado, Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, PUC-RJ, Rio de Janeiro, RJ, 257p. 2003.

GAU, S.H. & CHANG, F.S. **Improved Fenton method to remove recalcitrant organics in landfill leachate**. Water Science and Technology, v. 34, p. 455–462, 1996.

GE, J.; QU, J.; LEI, P. & LIU, J. **New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater**. Separation and Purification Technol. v. 36 (1), p. 33–39, 2004.

GEENENS, D.; BIXIO, B. & THOEYE, C. **Advanced oxidation treatment of landfill leachate**. In: Proceedings of the Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia. Italy. 1999.

GEENENS, D.; BIXIO, B. & THOEYE, C. **Combined ozone-activated sludge treatment of landfill leachate**. Water Science and Technology, v. 44, p. 359–365, 2001.

GEWEHR, A.G. **Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012.

GILPAVAS, E.; ARBELÁEZ-CASTAÑO, P. & ACOSTA, D.A.; **Combined electrocoagulation and electro-oxidation of industrial textile wastewater treatment in a continuous multi-stage reactor**. Water Science & Technology, p. 2515-2525, July 2017.

GHONEIM, M.M.; DESOKY, H.S.E. & ZIDAN, N.M. **Electro-Fenton oxidation of Sunset Yellow FCF azo-dye in aqueous solutions**. Desalination, v. 274, p. 22–30, 2011.

GOLDER, A.K.; SAMANTA, A.N. & RAY, S. **Removal of Cr³⁺ by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations**. Journal of Hazardous Materials, v. 141, p. 653 – 661, 2007.

GOLIN, D.M. **Carbóno ativado (carvão ativado)**. Carbomafra. Informativo técnico, 16 p., Curitiba. Brasil. 2002.

GODECKE, M. V.; CHAVES, I. R. & NAIME, R. H. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil: O caso de Canoas, RS**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (e-ISSN: 2236-1170), Universidade Federal de Santa Maria (Reget/ufsm), v. (7), nº 7, p. 1430-1439, 2012.

GODECKE, M.V.; NAIME, R.H. & FIGUEIREDO, J.A.S. **O Consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (e-ISSN: 2236-1170), Universidade Federal de Santa Maria (Reget/ufsm), v. (8), nº 8, p. 1700-1712, 2012.

GOUVEIA, N. & PRADO, R.R. **Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos**. Rev. Saúde Pública, 2010.

GOMES, L.P. (coord). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Projeto PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, Resíduos Sólidos, Rio de Janeiro: ABES 2009.

GOMES, L.P. & MARTINS, F.B. Capítulo 3. **Projeto, implantação e operação de aterros sustentáveis de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte**. In Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Castilhos Jr., A.B. (Coordenador). Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 280p., 2003.

GOMES, L. **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. São Carlos: EESC/USP, Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, 1995.

GOMES, L. P.; CAETANO, M.O.; QUADROS, A.V. *et al.* **Trincheiras em série para disposição final de resíduos sólidos urbanos**. Coletânea de Trabalhos Técnicos. São Carlos: RiMa Editora, ABES. 2002. p 19-27.

GONÇALVES, C.L. **Definindo a questão do lixo urbano. In: consumo, lixo e meio ambiente – desafios e alternativas**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/CEDEC/Coordenadoria de Educação Ambiental, 3p., 1997.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, O.A.; SOBRINHO, P.A. *et al.* In: CHERNICHARO (coordenador). **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB 2 – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. 1ª ed. Belo Horizonte, 544p – Capítulo 4, p. 171-271, 2001.

GONÇALVES, R.F.; PASSAMANI, F.R.F.; SALIM, F.P. *et al.* **Associação de um reator UASB e biofiltros aerados submersos para o tratamento de esgoto sanitário**. In: Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos – PROSAB 2, v. 1, p. 119 -134, 2000.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A.; SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M. M. & ZAIAT, M. In: CHERNICHARO (coordenador). **Influência da carga orgânica na produção de biomassa em filtro biológicos percoladores tratando efluentes de UASB**. In: Anais 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville-SC: ABES, II-324, 2003.

GONZE, E.; COMMENGES, N.; GONTHIER, Y. & BERNNIS, A. **High Frequency Ultrasound as a Pre-or a Post-Oxidation for Paper Mill Wastewaters and Landfill Leachate Treatment**. Chemical Engineering Journal, v. 92(1-3), p. 215-225, 2003.

GOURDON, R.; COMEL, C.; MARTEL-NAQUIN, P. & VERON, J. **Validation of a protocol for kinetic study of removal under simulated conditions of landfill leachate treatment on anaerobic filter**. Water Research, v. 26, p. 927-935, 1992.

GOURDON, R.; COMEL, C.; VERMANDE, P. & VERON, J. **Fractionation of the organic matter of a landfill leachate before and after aerobic or anaerobic biological treatment**. Water Research, v. 23, p. 167–173, 1989.

GOODRIDGE, F. & SCOTT, K. **Electrochemical process engineering. A Guide to the design of electrolytic plant**. Plenum Press, New York, 1995.

GRIMM, F.; BESSARABOV, D.; MAIER, W.; STORCK, S. & SANDERSON, R.D. **Sol-gel film-preparation of novel electrodes for the electrocatalytic oxidation of organic pollutants in water**. Desalination, v. 115, p. 295–302, 1998.

GROT, S.A.; GILDENBLAT, G.S.; HATFIELD, C.W.; WRONSKI, C.R.; BADZIAN, A.R.; BADZIAN, T. & MESSIER, R. **The effect of surface treatment on the electrical properties of metal contacts to boron-doped homoepitaxial diamond film**. IEEE Electron. Device Lett., v. 11, p. 100–102, 1990.

GUO, J.S.; ABDULHUSSAIN, A.; CHEN, Y.P. & LIU Z.P. **Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process**. Journal of Hazardous Materials, v. 178, p. 699–705, 2010.

GUO, J.H.; PENG, Y.Z.; WANG, S.Y.; ZHENG, Y.N.; HUANG, H.J. & GE, S.J. **Effective and robust partial nitrification to nitrite by real-time aeration duration control in an SBR treating domestic wastewater**. Process Biochemistry, v. 44, p. 979–985, 2009.

HAAPEA, P.; KORHONEN, S. & TUHKANEN, T. **Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological posttreatment for ozonated water**. Ozone Science and Engineering, v. 24, p. 369-378, 2002.

HAGHSERESHT, F.K.; NOURI, S.; FINNERTY, J.J. & LU, G.Q. **Effects of surface chemistry on aromatic compound adsorption from dilute aqueous solutions by**

activated carbon. Journal of Physical Chemistry, v. 106, n. 42, p. 10935 – 10943, 2002.

HAMADA, J. **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários.** In: 19º Congresso da ABES, foz do Iguaçu – PR, 1997.

HAMADA, J. & MATSUNAGA, I. **Concepção do Sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus-BA.** In: IX Simpósio Luso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro. Brasil. 2000.

HAMZA, M.; ABDELHEDI, R.; BRILLAS, E. & SIREN, I. **Comparative electrochemical degradation of the triphenylmethane dye Methyl Violet with boron-doped diamond and Pt anodes.** Journal of Electroanalytical Chemistry, 627, p. 41–50, 2009.

HMANI, E.; ELAOU, S.C.; SAMET, Y. & ABDELHÉDI, R. **Electrochemical degradation of waters containing O-Toluidine on PbO₂ and DDB anodes.** Journal of Hazardous Material, v. 170, p. 928–933, 2009.

HASSAN, M.; ZHAO, Y. & XIE, B. **Employing TiO₂ photocatalysis to deal with landfill leachate: Current status development.** Chem. Eng. J., v. 285, p. 264-275, 2015.

HANAIFI, F.; ASSOBEI, O. & MOUNTADARA, M. **Detoxification and discoloration of Moroccan olive mill wastewater by electrocoagulation.** Journal of Hazardous Materials, v.174, p. 807–812, 2010.

HANNI, W.; PERRET, A. & COMNINELLIS, C.H. **Electrolytic cell with bi-polar electrode including diamond.** US Patent 6,306,270, 2001.

HANCI, T. O.; KARTAL, Z. & ALATON, A. **Electrocoagulation of commercial naphthalene sulfonates: process optimization and assessment of implementation potential.** Journal of Environmental Management, v. 99, p. 44-51, 2012.

HEAVEY, M. **Low-cost treatment of landfill leachate using peat.** Waste Management, v. 23, p. 447–454, 2003.

HERRERA, R. G.; CÁRDENAS, L. K. & CASTILLO, R. R. **Basureros Activos. Simulación de La Lixiviación - El Caso de Mérida, México.** In: XXVII CONGRESO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais, Porto Alegre, 3 a 8, dezembro de 2000.

HELMER, C.; TROMM, C.; HIPPEL, A.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C.F. & KUNST, S. **Single stage biological nitrogen removal by nitritation and anaerobic ammonium oxidation in biofilm systems.** Water Science and Technology, v. 43, p. 311-320, 2003.

HENDERSON, J.P.; BESLER, D.A.; ATWATER, J.A. & MAVINIC, D.S. **Treatment of methanogenic landfill leachate to remove ammonia using a rotating biological contactor (RBC) and sequencing batch reactor (SBR)**. Environmental Technology, v. 18, p. 687-698, 1997.

HENRY, J.G. **New Developments in landfill leachate treatment. Pilot Testing for combined treatment of leachate from a domestic waste landfill site**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 59, n. 5, p. 254-261, 1987.

HENRY, J.G.; PRASAD, D. & YOUNG, H. **Removal of organics from leachates by anaerobic filter**. Water Research, v. 21, p. 1395–1399, 1987.

HERMOSILLA, D.; CORTIJO, M. & PAO HUANG, C. **Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and Photo-Fenton processes**. Science of the Total Environment, v. 407 p. 3473–3481, 2009.

HERMOSILLA, D.; MERAYO, N.; ORDÓÑEZ, R. & BLANCO, A. **Optimization of conventional Fenton and ultraviolet-assisted oxidation processes for the treatment of reverse osmosis retentate from a paper mill**. Waste Management. v. 32, p. 1236–1243, 2012.

HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K.H.; BAUMGARTEN, G. & SEYFRIED, C.F. **Aerobic deammonification: A new experience in the treatment of wastewaters**. Water Science and Technology, v. 35, p. 111-120, 1997.

HOILIJOKI, T.H.; KETTUNEN, R.H. & RINTALA, J.A. **Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature**. Water Research, v. 34, p. 1435– 1446, 2000.

HONG, S. & ELIMELECH, M. **Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes**. Journal of Membrane Science, v. 132, n. 2, p. 159-181, 1997.

HOWARTH, R.W. **Human acceleration of nitrogen cycle: drivers, consequences and steps toward solutions**. Water Science and Technology, v. 29, p. 7-13, 2004.

HUANG, C.P.; DONG, C. & TANG, Z. **Advanced chemical oxidation: Its present role and potential future in hazardous waste treatment**. Waste Management, v. 13, p. 361-377, 1993.

HOWE, K.J.; HAND, D.W.; CRITTENDEN, J.C. *et al.* **Princípios de Tratamento de Água**. Editora Cengage. 2016.

HO, S.; BOYLE, W. C. & HAM, R. K. **Chemical Treatment of leachates from sanitary landfills**. Journal of WPCF, v. 46, n. 7, p. 1776-91, 1974.

HO, C.C. & CHAN, C.Y. **The application of lead dioxide-coated titanium anode in the electroflotation of palm oil mill effluent.** Water Research. v. 20, p. 1523–1529, 1986.

HOFSETH, C.S. & CHAPMAN, T.W. **Electrochemical destruction of dilute cyanide by copper-catalyzed oxidation in a flow through porous electrode,** J. Electrochem. Soc. v. 146, p. 199–207, 1999.

HOLT, P. K.; BARTON, G.W. & MITCHELL, C. A. **The Future of Electrocoagulation as a Localized Water Treatment Technology.** Chemosphere, v. 59, p. 355-367, 2005.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; WARK, M. & MITCHELL, C. A. **A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation.** Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects, n. 211, p. 233-248, 2002.

HMSO. **Landfill design, construction and operation practice.** London: Department of the Environment, 289 p. (Waste Management Paper 26B), 1995.

HU, C.; WANG, S.; SUN, J.; LIU, H. & QU, J. **An effective method for improving electrocoagulation process: Optimization of Al13 polymer formation.** Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects, v. 489, p. 234-240, 2016.

HUDA, N.; RAMAN A.A.A.; BELLO, M.M. & Ramesh, S. **Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization.** Journal of Environmental Management, v. 204, p. 75-81, 2017.

HUTCHINGS, R.; MULLER, K.; KOTZ F. & STUCKI, S. **A structural investigation of stabilized oxygen evolution catalysts.** J. Mater. Sci., v. 19, p. 3987–3994, 1984.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: **Projeção da população do Brasil.** Comunicação Social 27 de novembro de 2008, p. 1-8, 2009.

IHARA, I.; KANAMURA, K.; SHIMADA, E. & WATANABE, T. **High gradient magnetic separation combined with electrocoagulation and electrochemical oxidation for the treatment of landfill leachate.** IEEE Transactions on Applied Superconductivity, v. 14(2), p. 1558-1560, 2004.

ILIES, P. & MAVINIC, D.S. **The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate.** Water Research, v. 35, p. 2065-2072, 2001.

IM, J.H.; WOO, H.J.; CHOI, M.W.; HAN, K.B. & KIM, C.W. **Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system.** Water Research, v. 35, p. 2403-2410, 2001.

IM, J. & GIL, K. **Effect of anaerobic digestion on the high rate of nitritation, treating piggery wastewater.** Journal of Environmental Sciences, v. 23, p. 1787–1793, 2011.

IMAI, A.; ONUMA, K.; INAMORI, Y. & SUDO, R. **Biodegradation and adsorption in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process.** Water Research, v. 29, p. 687–694, 1995.

IMAI, A.; ONUMA, K.; INAMORI, Y. & SUDO, R. **Effects of pre-ozonation in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process.** Environmental Technology, v. 19, p. 213–221, 1998.

INCE, N.H. **Light-enhanced chemical oxidation for tertiary treatment of municipal landfill leachate.** Water Environment Research, v. 70, p. 1161–1169, 1998.

IWAY, C. K. **Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos.** Dissertação de Mestrado - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru-SP. 205p., 2005.

IBRAHIM, M.Y.; MOSTAFA, S.R.; FAHMY, M.F.M. & HAFEZ, A.I. **Utilization of electroflotation in remediation of oily wastewater.** Separation science and technology, v. 36 (16), p. 3749 – 3762, 2001.

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O. & GONULLU, M.T. **Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes.** Journal of Hazardous Materials, v. 154, p. 381–389, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Gestão integrada de resíduos sólidos: Manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro: IBAM, 200p., 2001.

IRVINE, R.L.; MILLER, G. & BHAMRAH, A.S. **Sequencing batch treatment of waste waters in rural areas.** J. Water Poll. Contrl. Fed, v. 51, p. 244-254, 1979.

IRVINE, R.L.; SOJKA, S.A. & COLARUOTOLO, J.F. **Enhanced biological treatment of leachates from industrial landfills.** Proceedings of the 37th Industrial Waste Conference, Purdue University, West Lafayette, IN. p. 861-870, 1982.

ISBERG, J.; HAMMERSBERG, J.; JOHANSSON, E.; WIKSTRÖM, T.; TWITCHEN, D.J.; WHITEHEAD, A.J.; COE, S.E. & SCARSBROOK, G.A. **High carrier mobility in single-crystal plasma-deposited diamond**. *Science*, v. 297, p. 1670–1672, 2002.

JARDIN, W.F. & CANELA, M.C. **Caderno temático: fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos**. IQ/Unicamp, UENF/RJ, 2004.

JEREMI, N. & KUCHARSKA, M. **Tannery wastewater treatment by anodic electrooxidation coupled with Electro-Fenton process**. *Environment Protection Engineering*, v. 37 n. 3, 2011.

JIANGUO, J. YONG, Y.; SHIHUI, Y. BIN, Y. & CHANG, Z. **Effects of leachate accumulation on landfill stability in humid regions of China**. *Waste Management*, v. 30, p. 848-855, 2010.

JIANG, J.Q.; GRAHAM, N.; ANDRÉ, C.A.; KELSALL, G.H. & BRANDON, N. **Laboratory study of electrocoagulation–flotation for water treatment**. *Water Research*, v. 36:(16), p. 4064–4078, 2002.

JOKELA, J.P.Y.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M. & RINTALA, J.A. **Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification**. *Water Research*, v. 36, p. 4079–4087, 2002.

JORDÃO, E.P. & PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7^{ed}, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1050 p., 2014.

JOTIN, R.; IBRAHIM, S. & HALIMOON, N. **Electrocoagulation for removal of chemical oxygen demand in sanitary landfill leachate**. *International Journal of Environmental Sciences*, v. 3, n° 2, p. 921-930, 2012.

JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V.E.D. & MELO, M.C. **Monitorio ambiental de la recuperación del vertedero de residuos sólidos de Muriveca, Brasil – 1ª parte**. *Resíduos: Revista técnica meio ambiente*, Espanha: Alegus, Ano 12, n. 64 ene/feb, p. 100-106, 2002.

JUCÁ, J.F.T. **Análise das Diversas Tecnológicas de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**, Projeto de pesquisa científica do BNDES FEP Nº 02, 2010.

JAFELICCI JR, M. & VARANDA, L.C. **O Mundo dos Coloides**. *Revista da SBR, Química nova na escola*, n°9, maio 1999.

KATAL, R. & PAHLAVANZADEH, H. **Influence of different combinations of aluminum and Iron Electrodes on Electrocoagulation efficiency: Application to the Treatment of Paper Mill Wastewater**. *Desalination*, v. 265, p. 199-205, 2011.

KANG, K.H.; SHIN, H.S. & PARK, H. **Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications.** Water Res. v. 36 (16), p. 4023–4032, 2002.

KANG, Y. W. & HWANG, K. Y. **Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process.** Water Research, v. 34, no. 10, p. 2786–2790, 2000.

KANNAN, N.; SIVADURAI, S.N.; BERCHMANS, J. L & VIJAYAVALLI, R. **Removal of phenolic compounds by electrooxidation method.** J. Environ. Sci. Health, Part A, v. A30, p. 2185–2203, 1995.

KARRER, N.; RYHINER, G. & HEINZLE, E. **Applicability test for combined biological – chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds.** Water Research, v. 31(5), p. 1013–1020, 1997.

KASHANI, M. M.; SOLTANI, S. M. & SOBRI, S. **Treatment of a Malaysian Leachate Sample Using Electrocoagulation.** International Journal of Chemical Engineering and Applications, v. 3, No. 1, February 2012.

KARGI, F. & PAMUKOGLU, M. **Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation.** Enzyme and Microbial Technology, v. 33, p. 588-595, 2003.

KAWAI, M.; PURWANTI, I.F.; NAGAO, N.; SLAMET, A.; HERMANA, J. & TODA, T. **Seasonal variation in chemical properties and degradability by anaerobic digestion of landfill leachate at Benow in Surabaya, Indonesia.** Journal of Environmental Management. v. 110. 267-275. 2012.

KARGI, F. & PAMUKOGLU, M. **Simultaneous adsorption and biological treatment of pretreated landfill leachate by fed-batch operation.** Process Biochemistry, v. 38, p. 1413–1420, 2003a.

KARGI, F. & PAMUKOGLU, M. **Repeated fed-batch biological treatment of pretreated landfill leachate by powdered activated carbon addition.** Enzyme and Microbial Technology, v. 34, p. 422–428, 2004.

KARRER, J.; RYHINER, G. & HEINZLE, E. **Applicability test for combined biological– chemical treatment of wastewaters containing biorefractory compounds.** Water Research, v. 31, p. 1013–1020, 1997.

KELLY, H.G. **Pilot testing for combined treatment of leachate from a domestic waste landfill site.** Journal of Water Pollution Control Federation, v. 59, p. 254-261, 1987.

KELLY, R.J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability.** Tese de Doutorado. Virginia Polytechnic Institute and State University.

KENNEDY, K.J. & LENTZ, E.M. **Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors.** Water Research, v. 34, p. 3640-3656, 2000.

KLAUCK, C.R. **Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment.** Brazilian Journal of Biology. vol. 75. 2015.

KETTUNEN, R.H.; HOILIJOKI, T.H. & RINTALA, J.A. **Anaerobic sequential anaerobic- aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures.** Bioresource Technology, v. 58, p. 31–40, 1996.

KEMMER, F. (Editor). **The Nalco Water Handbook.** 2nd Edition, McGraw Hill, 1071p, 1988.

KESSELMAN, J.M.; WERES, O.; LEWIS, N.S. & HOFFMANN, M.R. **Electrochemical production of hydroxyl radical at polycrystalline Nb-doped TiO₂ electrodes and estimation of the partitioning between hydroxyl radical and direct hole oxidation pathways.** J. Phys. Chem., v. B 101, p. 2637–2643, 1997.

KETTUNEN, R.H. & RINTALA, J.A. **Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature.** Water Research, v. 32, p. 537–546, 1998.

KETTUNEN, R.H. & RINTALA, J.A. **Sequential anaerobic-aerobic treatment of sulphur rich phenolic leachates.** Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v. 62, p. 177–184, 1995.

KHARE, M. & DONDERE, N.C. **Fractionation and concentration from water of volatiles and organics on high vacuum system: examination of sanitary landfill leachate.** Environmental. Science and Technology, v. 11, p. 814-819, 1977.

KLAUCK, C.R.; GIACOBBO, A.; ALTENHOFEN, C.G.; SILVA, L.B.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A.M. & RODRIGUES, M.A.S. **Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption.** Environ. Technol. Innov., v. 8, p. 246–255, 2017.

KIM, J.D.; CANHG, D.I.; LEE, D.W.; HAN, I.K. & YOO, G.C. **Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics.** Water Science and Technology, v. 47, p. 45-51, 2003.

KIM, Y.K. & HUH, I.R. **Enhancing biological treatability of landfill leachate by chemical oxidation.** Environmental Engineering Science, v. 14, p. 73–79, 1997.

- KIM, J.S.; KIM, H.Y.; WON, C.H. & KIM, J.G. **Treatment of leachate produced in stabilized landfills by coagulation and Fenton oxidation process.** Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers, v. 32, p. 425–429, 2001.
- KIM, S.; GEISSEN, S. & VOLGEPHOHL, A. **Landfill Leachate Treatment by a Photo assisted Fenton reaction.** Water Science Technology, v.35, p. 239–248, 1997.
- KIM, S.M. & VOGELPOHL, A. **Degradation of organic pollutants by the photo-Fenton process.** Chemical and Engineering Technology, v. 21, p. 187–191, 1998.
- KIM, D.; RYU, H.; KIM, M.; KIM, J. & LEE, S. **Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials, v. 146(1-2), p. 81-85, 2007.
- KIRK, D.W.; SHARIFIAN, H. & FOULKES, F.R. **Anodic oxidation of aniline for wastewater treatment.** J. Appl. Electrochem., v. 15, p. 285–292, 1985.
- HICKMAN, R.G.; FARMER, J.C. & WANG, F.T. Mediated electrochemical process for hazardous waste destruction. ACS symposium Series 518, Emerging Technologies in Hazardous Waste Management III, Am. Chem. Soc., p. 430–438, 1993.*
- KOVATCHVA, V.K. & PARLAPANSKI, M.D. **Sono-Electrocoagulation of iron hydroxides.** Colloidal Surf. v.149, p. 603–608, 1999.
- KOBYA, M.; CAN, O.T. & BAYRAMOGLU, M. **Treatment of textile wastewater by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes.** Journal of Hazardous Materials, v. B100, p. 163–178, 2003.
- KEMMER, F. **The Nalco Water Handbook.** 2nd Edition, McGraw Hill, 1988.
- KELLNER, E. & PIRES, E. C. **Modelação matemática do comportamento térmico de lagoas de estabilização: a estratificação e seus efeitos.** Universidade de São Paulo, São Carlos, 136p., 2000.
- KREYSA, G. & HEITZ, E. **Principles of electrochemical engineering.** Ed. Weinheim, New York, VCH, 293p., 1986.
- KHOUFI, S.; FEKI, F. & SAYADI, S. **Detoxification of olive mill wastewater by electrocoagulation and sedimentation processes,** Journal of Hazardous Materials v.142, p.58–67, 2007.
- KHEMIS, M.; LECLERC, J.P.; TANGUY, G. *et al.* **Treatment of industrial wastes by electrocoagulation: experimental investigations and an overall interpretation model.** Chem. Eng. Sci. v. 61, p. 3602-3609, 2006.

KJELDSEN, P.I.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P. *et al.* **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review**, Critical Reviews in Environment Science and Technology, v. 32(4), p. 297-336, 2002.

KNOX, K. **Leachate treatment with nitrification of ammonia**. Water Research, v. 19, p. 895- 904, 1985.

KNUPP, A.M.; MACHADO, L.V.; ZDRADEK, C.P. & BORGES, R.M. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação química**. Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, 2009.

KOC-JURCZYK, J. & LUKASZ JURCZYK, L. **Contemporary problems of management and environmental protection, some aspects of environmental impact of waste dumps, chapter 2. The influence of waste landfills on ground and water environment**. University of Rzeszow, ul. Cwiklinskiej, Rzeszow, Poland, v. 9, cap 02, p. 29-40, 2011.

KOCAK, S. GÜNEY, C. ; ARGUN, M.T. *et al.* **Treatment of Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes**, Fen Bilimleri Dergisi, v. 25(2) p. 51-64, Bulent MERTOGLU, 2013.

KOHN, O.; CHEN-HAMACHER, X.; HICKE, K. & THIERMANN, W. **Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process**. Journal of Photochemical Photobiology, v.162, p. 261-271, 2004.

KOH, O.; CHEN-HAMACHER, X.; HICKE, K. & THIERMANN, W. **Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process**. Journal of Photochemical Photobiology, v. 162, p. 261-271, 2004.

KOTZ, R. STUCKI, S. & CARCER, B. **Electrochemical wastewater treatment using high overvoltage anodes. Part I. Physical and electrochemical properties of SnO₂ anodes**. J. Appl. Electrochem., v. 21, 14–20, 1991.

KOVATCHVA V.K. & PARLAPANSKI M.D. **Sono-electrocoagulation of iron hydroxides**, Colloids Surf. v.149, 603–608, 1999.

KRZYSZTOSZEK, A. & NAUMCZYK, J. **Landfill leachate treatment by Fenton, Photo-Fenton processes and their modification**. J. Adv. Oxid. Technol., v. 15, p. 53–63, 2012.

KUNZLER, M. **Aplicação do reagente Fenton no tratamento de lixiviados de aterro**. Especialize, Rio Grande do Sul, v. 1, n. 2, p.1-22, 12 jan. 2013.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W. & CHAN, G.Y.S. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, v. B129, p. 80-100, 2006.

- KURNIAWAN, T.A.; WAIHUNG, L.O.; CHAN, G. & SILLANPAA, M.E.T. **Biological processes for treatment of landfill leachate**. Journal of Environmental Monitoring, v.12, p. 2032-2047, 2010.
- KURODA, M.; WATANABE, T. & UMEDU, Y. **Simultaneous oxidation and reduction treatments of polluted water by a bio-electro reactor**. Water Sci. Technol., v. 34 (9), p. 101–108, 1996.
- KUMAR, P. R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K.C. & MAHAJAN, S.P. **Removal of arsenic from water by electrocoagulation**. Chemosphere, v. 55, p. 1245-1252, 2004.
- KLIMIUK, E. & KULIKOWSKA, D. **Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors**. Waste Management, v. 26, p.1140-1147, 2006.
- LABANOWSKIA, J.; PALLIER, V. & FEUILLADE-CATHALIFAUD, G. **Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, v. 179, p. 166–172, 2010.
- LAI, C. L. & LIN, S. H. **Treatment of chemical mechanical polishing wastewater by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics**. Chemosphere, v. 54. p. 235-242, 2004.
- LAITINEN, N.; LUONSI, A. & VILEN, J. **Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor**. Desalination, v. 191, p. 86-91. 2006.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S. & MELO JÚNIOR, W. R. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente Fenton**. Eng. Sanit. Ambient., v. II, Nº 2, p. 175–183. (2006, abril/junho), S.I.: Fundo Editorial ABES, 2006.
- LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F. & FERREIRA, C.F.A. **Aterro sustentável: um estudo para a cidade de Catas Altas, MG**. IN: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: Rima ABES, 294p., 2003.
- LANGE, L.C. & AMARAL, M.C.S. **Geração e características do lixiviado**. In: GOMES, L.P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, p. 26-59, 2009.
- LANZA, V.C.V. & CARVALHO, A.L. **Orientações básicas para operação de aterros sanitários**. Publicado pela FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte, 2006.

LAU, I.W.C.; WANG, P. & FANG, H.H.P. **Organic removal of anaerobically treated leachate by Fenton coagulation.** Journal of Environmental Engineering, v. 127, p. 666–669, 2001.

LAVROVA, S. & KOUMANOVA, B. **Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate** Bioresource Technology v. 101, p. 1756–1761, 2010.

LEVY, J.Q. & CABEÇAS, A.J. **Resíduos Sólidos Urbanos – Princípios e Processos.** Lisboa: AEPISA, 2006.

LEI, Y.M.; SHEN, Z.M.; HUANG, R.H. & WANG, W.H. **Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation.** Water Res., v. 41, p. 2417–2426, 2007.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R. & BLAZQUEZ, R. **Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review.** Water, Air and Soil Pollution, v. 40(3-4), p. 223-250, 1988.

LIM, Y.N.; SHAABAN, M.G. & YIN, C.Y. **Treatment of landfill leachate using palm shell-activated carbon column: axial dispersion modeling and treatment profile.** Chem. Eng. J., v. 146, p. 86–89, 2009.

LI, W., ZHOU, Q. & HUA, T. **Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review.** International Journal of Chemical Engineering, Volume 2010, Article ID 270532, 10 pages. S.I.: Hindawi Publishing Corporation, 2010.

LI, T. & WANG H. **Treatment of landfill leachate by electrochemical oxidation and anaerobic process.** Water Environ. Res., v. 79, p. 514–520, 2007.

LI, X.; SONG, J.; GOU, J.; WANG, Z. & FENG, Q. **Landfill leachate treatment using electrocoagulation.** Procedia Environmental Sciences, v. 10. p. 1159-1164, 2011.

LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S. & LI, F. **Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption.** Desalinization, v. 254 (1-2), p. 56-62, 2010.

LI, H.; ZHOU, S.; HUANG, G. & XU, B. **Partial nitrification of landfill leachate with varying influence composition under intermittent aeration conditions.** Process Safety Environmental Protection, v. 91, p. 285–294, 2012.

LI, H.S.; ZHOU, S.Q.; SUN, Y.B.; FENG P. & LI J.D. **Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant.** Journal of Hazardous Materials, v. 172, p. 408-415, 2009.

- Li, X.Z.; ZHAO, Q.L. & HAO, X.D. **Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation**. Waste Management, v. 19(6), p. 409-415, 1999.
- LI, X.Z. & ZHAO, Q.L. **Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment**. Chemosphere, v. 44(1), p. 37-43, 2001.
- LI, X.Z. & ZHAO, Q.L. **Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer**. Ecological Engineering, v. 20(2), p. 171-181, 2003.
- LIANG, Z. & LIU, J.X. **Control factors of partial nitritation for landfill leachate treatment**. Journal of Environmental Sciences, v. 19, p. 523-529, 2007.
- LIANG, Z. & LIU, J. **Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system**. Journal of Hazardous Materials, v. 151, p. 202-212, 2008.
- LIAO, P.H.; CHEN, A. & LO, K.V. **Removal of nitrogen from swine manure wastewaters by ammonia stripping**. Bioresour. Technol., v. 54, p. 17–20, 1995.
- LIN, C.Y. **Anaerobic digestion of landfill leachate**. Water SA, v. 17, p. 301–306, 1991.
- LIN, S.H. & CHANG, C.H. **Treatment of landfill leachate by combined Electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method**. Water Research, v. 34, p. 4243-4249, 2000.
- LIN, L.Y. & SAH, J.G. **Nitrogen removal in leachate using carousel activated sludge treatment process**. J Journal of Environmental Science and Health, v. A37, p. 1607-1620, 2002.
- LIN, C.Y.; CHANG, F.Y. & CHANG, C.H. **Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor**. Bioresource Technology, v. 73, p. 175–178. 2000.
- LIN, S.H.; SHYU, C.T. & SUN, M.C. **Saline wastewater treatment by electrochemical methods**. Water Research, v. 32, n. 4, pp. 1059-1066, 1998.
- LINDE, K.; JONSSON, A.S. & WIMMERSTEDT, R. **Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis**. Desalination, v. 101, p. 21-30, 1995.
- LIM, P.; LIM, S.; SENG, C. & NOOR, A. **Treatment of landfill leachate in sequencing batch reactor supplemented with activated rice husk as adsorbent**. Chemical Engineering Journal, v. 159, p. 123–128, 2010.

LIN, C.F.; HUANG, Y.J. & HAO, O.J. **Ultrafiltration processes for removing humic substances: Effect of molecular weight fractions and PAC treatment.** Water Res., v. 33, p.1252–126, 1999.

LIU, H. & FANG, H.H.P. **Hydrogen production from wastewater by acidogenic granular sludge.** Water Science and Technology, v. 47, p. 153-158, 2002.

LIU, Y.; WANG, Z.; QIN, L.; LIU, Y.Q. & TAY, J.H. **Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor.** Applied Microbiology and Biotechnology, v. 67, p. 26-32, 2005.

LIMA, C. M. R. **Aplicabilidade da eletrocoagulação, eletrocoagulação seguida de reativo de Fenton e Eletro-Fenton no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação (mestrado em Programa de Pós-Graduação em Química), Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 129p., 2010.

LIMA, L.O.; FREIRE, L.F.A.; YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J.C. & ARAUJO, F.V.F. **Tratamento do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho 101 por coagulação, floculação e processo Fenton.** Jornada de Iniciação Científica da UFRJ. 2010a.

LIMA, C.M.R., DUTRA, A.J.B. & MONTE, M.B.M. **The influence of some parameters on bubble average diameter in an electroflotation cell by laser diffraction method.** Journal of Environmental Chemical Engineering, v 4, p. 3681–3687, 2016.

LIMA, L.M.Q. **Tratamento de Lixo.** São Paulo: Hemus Editora, 142p., 1986.

LIMA, L.M.Q. **Estudo da Influência da Reciclagem de Chorume na Aceleração da Metanogênese em Aterro Sanitário.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.

LIMA, W.S. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: Um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim-Minas Gerais.** Dissertação. (Mestrado no Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais Belo Horizonte, 2006.

LIMA, L.M.Q. **Lixo, tratamento e biorremediação.** São Paulo: Ed. Hemus, 265p., 2004.

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

LINO, I.C. **Seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: análise comparativa de métodos.** Dissertação de mestrado – Universidade Estadual Paulista. SP. 2007.

LINS, E.A.M.; LINS, M.C.M.; JUCÁ, J.F.T. *et al.* **Monitoramento de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Chorume – Aterro da Muribeca.** In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, Campo Grande/MS, 2005.

LIPP, L. & PLETCHER, D. **The preparation and characterization of tin dioxide-coated titanium electrodes.** *Electrochim. Acta*, v. 42, p. 1091–1099, 1997.

LOPEZ, A.; PAGANO, M.; VOLPE, A. & DI PINTO, A.C. **Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate.** *Chemosphere*, v. 54, p. 1005-1010, 2004.

LOPES, A. **Chemical and Electrochemical Combined Processes to Treat Sanitary Landfill Leachates.** *Port. Electrochim. Acta*, v. 33, p. 241-248, 2015.

LONG, Y.; XU, J.; SHEN, D.; DU, Y. & FENG, H. **Effective removal of contaminants in landfill leachate membrane concentrates by coagulation.** *Chemosphere*, v. 167, p. 512-519, 2017.

LOUKIDOU, M.X. & ZOUBOULIS, A.I. **Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment.** *Environmental Pollution*, v. 111, p. 273-281, 2001.

LU, J.; WANG, Z.; MA, X.; TANG, Q. & LI, Y. **Modeling of the electrocoagulation process: A study on the mass transfer of electrolysis and hydrolysis products.** *Chemical Engineering Science*, v. 165, p. 165-176, 2017.

LUNA, Y.; OTAL, E.; VILCHES, L. F.; VALE, J.; QUEROL, X. & FERNÁNDEZ PEREIRA, C. **Use of zeolitised coal fly ash for landfill leachate treatment: A pilot plant study.** *Waste Management*, v. 27, p. 1877-1883. 2007.

MACE, S. & MATA-ALVAREZ, J. **Utilization of SBR technology for wastewater treatment: An overview.** *Ind. Eng. Chem. Res.*, v. 41 (23), p. 5539-5552, 2002.

MACOUNOVA, K.; KLIMA, J.; BERNARD, C. & DEGRAND, C. **Ultrasound-assisted anodic oxidation of diuron.** *Journal of Electroanalytical Chemistry*, v. 457, p. 141–147, 1998.

MAEHLUM, T. **Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands.** *Water Science and Technology*. v., 32, p. 129-135, 1995.

MAMERI, N.; YEDOU, A.R.; LOUCINI, H.; BELHOCINE, D.; GRIB, H. & BARIOU, B. **Defluorination of septentrional Sahara water of North Africa by**

electrocoagulation process using bipolar aluminum electrodes. *Water Res.*, 32: 1604–1612, 1998.

MANDAL, P.; DUBEY, B.K. & GUPTA, A.K. **Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope.** *Waste Manag.*, v. 69, p. 250-273, 2017.

MARSELLI, B.; GARCIA-GOMEZ, J.; MICHAUD, P.-A.; RODRIGO, M.A. & COMNINELLIS, C. **Electrogeneration of hydroxyl radicals on boron-doped diamond electrodes.** *J. Electrochem. Soc.*, v. 150, p. D79-D83, 2003.

MARTÍNEZ-HUITLE, C.A. & BRILLAS, E. **Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review.** *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 87, p. 105-145, 2009.

MARTÍNEZ-HUITLE, C.A. & FERRO, S. **Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: direct and indirect processes.** *Chemical Society Reviews*, v. 35, p. 1324-1340, 2006.

MARAÑÓN, E.; CASTILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, A. & FERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, A. **Coagulation-flocculation as a pre-treatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 156, p. 538 – 544, 2008.

MARINCI, L. & LEITZ, F.B. **Electro-Oxidation of Ammonia in Wastewater.** *Journal of Applied Electrochemistry*, v. 8(4), p. 333-345. 1978.

MARTIENSSEN, M. & SCHOPS, R. **Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites-alterations in the bacterial community during the denitrification process.** *Water Research*, v. 31, p. 1164-1170, 1997.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M. & RINTALA, J.A. **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** *Chemosphere*, v. 46, p. 851–858, 2002.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H. & RINTALA, J.A. **Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates.** *The Science of the Total Environment*, v. 301, p. 1-12, 2003.

MATTHEWS, R.; WINSON, M. & SCULLION, J. **Treating landfill leachate using passive aeration trickling filters; effects of leachate characteristics and temperature on rates and process dynamics.** *Science of the Total Environment*, v. 407, p. 2557-2564, 2009.

MCARDLE, J.L. & AROZARENA, M.M. **Treatment of hazardous waste leachate.** Noyes Data Corporation. New Jersey. USA, 1988.

MEHTA, R.; BARLAZ, M.N.; YAZDANI, R.; AUGENSTEIN, D.; BRYARS, M. & SINDERSON, L. **Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation.** Journal of Environmental Engineering, v. 128, p. 228-236, 2002.

MASSUNARI, I. S. **Pesquisa e seleção de áreas para aterro sanitário.** Ed. 54. p. 17 -22. ABPL – Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública. Revista Limpeza Pública, Acervo digital, 2000.

MANSOUR, L. B. & CHALBI, S. **Removal of oil from oil/water emulsions using electroflotation process.** Journal of Applied Electrochemistry, v. 36, p.577 – 581, 2006.

MAIA, C.M.B.F. **Acompanhamento do processo de compostagem da serragem de Pinus Taeda pelas características químicas e espectroscópicas das substâncias húmicas em formação.** Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal de Paraná, Curitiba, 2003.

MAIA, L.S. **Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterro de resíduos.** Dissertação de Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. EQ/UFRJ, 2012.

MAIA, I.S.; RESTREPO, J.B.; JUNIOR, A. & DAVIDE, F. **Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil.** Engenharia Sanitária Ambiental, v.20, p. 665-675. 2015.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A. & MOREIRA, J.C. **Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública.** Cadernos de Saúde Coletiva, Nº 19. Rio de Janeiro, p.11-19, 2011.

MANNARINO, C.F. **Uso de wetland subsuperficial no tratamento de efluente de estação de tratamento de lixiviado por lodos ativados.** Dissertação de mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 91p., 2003.

MANSOORIAN, H.J., MAHVI, A.H. & JAFARI, A.J. **Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: Influence of direct and alternating current by using iron and stainless-steel rod electrodes.** Separation and Purification Technology, v.135, p. 165–175, 2014.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, M.D. & SHAMS, S. **Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries.** Waste Management. 2011.

MARCIONILIO, S.M.L.O. **Tratamento de cloreto de 1-butil-3-metilimidazólio mediante eletrólise com ânodos de diamante dopado com boro.** Tese do Doutorado, Pós-graduação em química biológica, Universidade de Brasília, 157p., 2017.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H. & RINTALA, J.A. **Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates.** *The Science of the Total Environment*, v. 301, p. 1-12, 2003.

MANDAL, P.; DUBEY, B.K. & GUPTA, A.K. **Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope.** *Waste Manag.*, v. 69, p. 250-273, 2017.

MANRIQUEZ, J.; BRAVO, J.; GUTIERREZ-GRANADOS, L. S.; SUCCAR, S.S.; BIED-CHARRETON, C.; ORDAZ, A.A. & BEDIQUI, F. **Electrocatalysis of the oxidation of alcohol and phenol derivative pollutants at vitreous carbon electrode coated by nickel macrocyclic complex-based films.** *Anal. Chem. Acta*, v. 378, p. 159–168, 1999.

MATSUE, T.; FUJIHIRA, M. & OSA, T. **Oxidation of alkylbenzenes by electrogenerated hydroxyl radical.** *Journal of the Electrochemical Society*, v. 128(12), p. 2565-2569, 1981.

MATIAS, M. S.; MELEGARI, S. P.; VICENTINI, D. S.; MATIAS, W. G.; RICORDEL, C. & HAUCHARD, D. **Synthetic wastewaters treatment by electrocoagulation to remove silver nanoparticles produced by different routes.** *Journal of Environmental Management*, v.159, p. 147-157, 2015.

MAHVI, A.H.; ROODBARI, A.A.; NODEHI, R.N.; NASSERI, S.; DEGHANI, M.H. & ALIMOHAMMADI, M. **Improvement of Landfill Leachate Biodegradability with Ultrasonic Process.** *PLoS ONE* 7(7): e 27571. July 2012 doi:10.1371/journal.pone.0027571.

MCBEAN, E.A.; ROVERS, F.A. & FARQUHAR, G.J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design.** Prentice Hall PTR, Englewood Cliffs, New Jersey, 521p., 1995.

MCBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils.** Oxford University Press, p. 406. New York, USA, 1994.

MERZOUK, YAKOUBI, M.; ZONGO, I.; LECLERC, J.P.; PATERNOTTE, G. & LAPICQUE, F. **Effect of modification of textile wastewater on electrocoagulation efficiency.** *Desalinization*, v. 275, p. 181-186, 2011.

MEHMOOD, M.K.; ADETUTU, E.; NEDWELL, D.B. & WIS BALL, A.S. **In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons**. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 2741-2744, 2009.

MENDES, M.B.; KAWAHIGASHI, F. & KURODA, E.K. **Adsorção de matéria orgânica em carvão ativado granular no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental*, v.9, n.11. 2013.

MEUNIER, N.; DROGUI, P.; MONTANÉ, C. *et al.* **Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate**. *Journal of Hazardous Materials*, v. B137, p. 581–590, 2006.

MELO, B.A.G.; MOTTA, F. L. & SANTANA, M.H.A. **Humic Acids: structural properties and multiple functionalities for novel technological developments**. *Materials Science and Engineering*, v. 62, p. 967-974, 2016.

MERMA, A. G. **Eletrocoagulação de soluções contendo óleo**. Dissertação (mestrado em Programa de Engenharia Metalúrgica e de Materiais), 128p., 2008.

MEIER J., MELIN T. & EILERS L. **Nanofiltration and adsorption on powdered adsorbent as process combination for the treatment of severely contaminated wastewater**. *Desalination*, v. 146, p. 361–366, 2002.

METCALF & EDDY. **Waste Engineering**, NY, Mc Graw Hill, third ed. 1334p., 2003.

MODIRSHAHLA, N.; BEHNAJADY, M.A. & KOOSHAIAN, S. **Investigation of the effect of the different electrode connections on the removal efficiency of Tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation**. *Dyes and Pigments* v. 74, p. 249 – 257, 2007.

MONJE-RAMIREZ, I. & ORTA DE VELÁSQUEZ, M. T. **Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes**. *Water Research*. v. 38 (9), p. 2358 - 2366, 2004.

MOOK, W. T.; AROUA, M. K. & ISSABAYEVA, G. **Prospective applications of renewable energy based electrochemical systems in wastewater treatment: A review**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.38, p. 36(11), 2014.

MOLLAH, M.Y.A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.G.; KESMEZ, M.; PARGA, J. & COCKE, D.L. **Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation**. *Journal of Hazardous Materials*. v. B114, p. 199-210, 2004.

MOLLAH, M.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.R. & COCKE, D.L. **Electrocoagulation (EC) - science and applications**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 84(1), p. 29-41, 2001.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese - Curso de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 229p., 2005.

MORAES, P. & BERTAZZOLI, R. **Electrodegradation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor.** Chemosphere, v. 58, p. 41-46, 2005.

MORAIS, J.L. & ZAMORA, P.P. **Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachates.** Journal of Hazardous Materials, v. 123, p. 181-186. 2005.

MORAVIA, W.G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** Tese de Doutorado. UFMG, 2010.

MORAVIA, W.G.; LANGE, L. CELINA & AMARAL, M.C.S. **Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado.** Química Nova, v. 34, p. 1370- 1377, 2011.

MORAVIA, W. **Estudos de caracterização tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, 2007.

MONTEIRO, J. H. R. P. & ZVEIBIL, V. Z. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos.** IBAM, Rio de Janeiro, 2001.

MOUEDHEN, G.; FEKI, M.; WERY, M.P. & AYEDI, H.F. **Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process.** Journal of Hazardous Materials, v. 150(1), p.124-35, 2007.

MOUSSA, D.T.; EL-NAAS, M.H.; NASSER, M. & AL-MARRI, M.J. **A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges,** Journal of Environmental Management, p. 1-18, 2016.

MOUSSAVI G.; KHOSRAVI R. & FARZADKIA. M. **Removal of petroleum hydrocarbons from contaminated groundwater using an electrocoagulation process: batch and continuous experiments.** Desalination, v. 278, p. 288 - 294, 2011.

MODIRSHAHLA, N.; BEHNAJADY, M.A. & KOOSHAIAN, S. **Investigation of the effect of the different electrode connections on the removal efficiency of Tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation.** Dyes and Pigments, v. 74, 249 – 257, 2007.

MORAWE, B.; RAMTEKE, D. S. & VOGELPOHL, A. **Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate**. Chemical Engineering and Processing - CHEM ENG PROCESS, v. 34, p. 299-303, 1995.

MOSTEFA, N.M. & TIR, M. **Coupling flocculation with electroflotation for waste oil/waste emulsion treatment. Optimization of the operating conditions**. Desalination, v. 161, p. 115 – 121, 2004.

MORT, J.; KUHMAN, D.; MACHONKIN, M.; MORGAN, M.; JANSEN, F.; OKUMURA, K.; LEGRICE, Y.M. & NEMANICH, R.J. **Boron doping of diamond thin films**. Appl. Phys. Let., v. 55 (11), p. 1121– 1123, 1989.

MURUGANANTHAN, M.; RAJU, G.B. & PRABHAKAR, S. **Separation of pollutants from tannery effluents by electro flotation**. Separation and Purification technology, v. 40, p. 69-75, 2004.

MURPHY, O.J.; HITCHENS, G.D.; KABA, L. & VEROSTKO, C.E. **Direct Electrochemical Oxidation of Organics for Wastewater Treatment**. Water Research v. 26(4), p. 443-451, 1992.

NAPOLEÃO, D.A.S.; RAMUNNO, C.S.; CEZAR, F.S.; HIZÁRIO FILHO, H.J. & SIQUEIRA, A.F. **Análise dos processos Fenton e Foto-Fenton no tratamento do efluente do aterro sanitário de cachoeira paulista em relação ao TOC e DQO**. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Campina Grande/PB, 2016.

NAJE, A.S. **Combination of Electrocoagulation and Electro-Oxidation Processes of Textile Wastewaters Treatment**. Civil and Environmental Research. V.3, No.13, 2013.

NAGASHIMA, L. A. **Monitoramento de lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente Fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

NASCENTES, A.L. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). 2013, 166p., Rio de Janeiro, Escola de Química da UFRJ, 2013.

NASCENTES, A.L. **Avaliação da eficiência de sistemas de tratamento de esgotos do tipo manta de lodo-filtro biológico aeróbio, aplicado em escala piloto**. Dissertação de mestrado em Saúde Pública–Fundação Oswaldo Cruz –Rio de Janeiro, RJ, 52p., 2004.

NASCIMENTO, M.C.P. **Filtro Biológico Percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB.** Dissertação de M.Sc. 68 Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 124p., 2001.

NASCIMENTO, M.C.P.; CHERNICHARO, C.A.L.; MOURA, J.C.R. *et al.* **Comportamento UASB/Filtro Biológico aeróbio quando exposto a choques de carga hidráulica.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS: AIDIS, I-049, 2001.

NASCIMENTO, M.C.P.; CHERNICHARO, C.A.L. & BEJAR, D.O. **Filtros biológicos aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa-PB: ABES, II-194, 2001.

NANTHAKUMAR, A. & ARMSTRONG, N.R. **Studies in physical and theoretical chemistry.** in: H.O. Finklea (Eds.), *Semiconductor Electrodes*, v. 55, Elsevier, Amsterdam, p. 203, 1988.

NAUMCZYK, J.; PROKURAT, I. & MARCINOWSKI, P. **Landfill leachates treatment by H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂, modified Fenton, and modified Photo-Fenton methods.** *Int. J. Photoenergy*, 2012,

NAUMCZYK, J. & KUCHARSKA, M. **Tannery wastewater treatment by anodic electrooxidation coupled with Electro-Fenton process.** *Environment Protection Engineering*, v. 37, No. 3, 2011.

NAUMCZYK, J.; SZPYRKOWICZ, L. & ZILIO-GRAND, F. **Electrochemical treatment of textile wastewater.** *Water Science Technology*, v. 34, n. 11, p. 17-24, 1996.

NAVAL, L.P.; SILVA, C.D.F.S.; BONATTO, G. & QUEIROZ, S.C.B. **Aplicação de um modelo relacionado ao comportamento hidrodinâmico em um sistema de lagoas de estabilização em região tropical.** In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA 176 SANITÁRIA Y AMBIENTAL. Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancun: AIDIS, 2002.

NB-570. **Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário.** Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 1990.

NECZAJ, N.; KACPRZAK, M.; KAMIZELA, T.; LACH, J. & OKONIEWSKA, E. **Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater.** *Desalination*, v. 222 p. 404-409, 2008.

NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J. & OKONIEWSKA, E. **Effect of a sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR Reactor.** *Desalination*, 204: 227-233, 2007.

NECZAJ, E.; OKONIEWSKA, E. & KACPRZAK, M. **Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor**. *Desalination*, v. 185, p.357-362, 2005.

NETO, A. S. & ANDRADE, A. R. **Electrooxidation of glyphosate herbicide at different DSA® compositions: pH, concentration and supporting electrolyte effect**. *Electrochimica Acta*, v. 54, p. 2039–2045, 2009.

NIVALA, A.M.; SARJAKOSKI, L.T. & SARJAKOSKI, T. **Usability Methods' Familiarity among Map Application Developers**. *International Journal of Human-Computer Studies*, Elsevier, v. 65 (9), p. 784-795, 2007.

NIDHEESH, P.V. & GANDHIMATHI, R. **Trends in Electro-Fenton process for water and wastewater treatment: An overview**. *Desalination*, v. 299, p. 1–15, 2012.

NOBRE, S.G.C. **Recuperação de fosfato de soluções aquosas por eletroflotação**, Tese (doutorado em Programa de Engenharia Metalúrgica e de Materiais) UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro, 135p., 2016.

NORMA, D.; FERNANDES, A.; CIRÍACO, L.; PACHECO, M. J. & LOPES, A. **Electrocoagulation and anodic oxidation as a complement of biological treatment of sanitary landfill leachates**. *Portugalia e Electrochimica Acta*, p. 281-294, v. 30, n.4, 2012.

NOVAES, J. H.; COUTINHO JR, R. & CARDOSO, R. L. B. **Estudo piloto da aplicabilidade da eletroflotação para efluente de laticínios**, Projeto final (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, UniFOA, Volta Redonda, 107p., 2007.

NOVELO, R. J. M.; REYS, R. B. G. & RIANCHO, M. R. S. **Tratamiento de lixiviados por oxidación Fenton**. *Ingeniería e Investigación*, *Ingeniería e investigación*, v. 30 no. 1, p. 80-85, 2010.

NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A.I. & SAMARAS, P. **Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates**. *Chemosphere*, v. 62, p. 722-730, 2006.

OECD. **Detailed review paper on biodegradability testing environment monograph**, n.98, 1995.

OBLADEN, N.L.; OBLADEN, N.T.R. & BARROS, K.R. **Guia para elaboração de projetos de aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos**. Série de publicações temáticas do CREA-PR. Volume II, 2009.

ÖMAN, C.B. & JUNESTEDT, C. **Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds**, *Waste Management*, v. 28, p. 1876-1891, 2008.

ORESCANIN, V.; KOLLAR, R.; RUK, D. & NAD, K. **Characterization and electrochemical treatment of landfill leachate**. J Environ Sci Health A, v. 47 p. 462–469, 2012.

ORUPOLD, K.; TENNO, T. & HENRYSSON, T. **Biological lagooning of phenols containing oil shale ash heaps leachate**. Water Research, v. 34, p. 4389-4396, 2000.

ORKUN, M.O. & KULEYIN, A. **Treatment performance evaluation of chemical oxygen demand from landfill leachate by electro-coagulation and Electro-Fenton technique**. Environmental Progress & Sustainable Energy, v. 31, p. 59-67, 2012.

OTURAN, N.; VAN HULLEBUSCH, E.D.; ZHANG, H.; MAZEAS, L.; BUDZINSKI, H.; LE MENACH, K. & OTURAN, M.A. **Occurrence and removal of organic micropollutants in landfill leachates treated by electrochemical advanced oxidation processes**. Environ. Sci. Technol., v. 49, p. 12187-12196, 2015.

OTURAN, N.; TRAJKOVSKA, S.; OTURAN, M.A.; COUDERCHET, M. & AARON, J. J. **Study of the toxicity of diuron and its metabolites formed in aqueous medium during application of the electrochemical advanced oxidation process Electro Fenton**. Chemosphere, v. 73, p. 1550–1556, 2008.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O. & YANGIN-GOMEZ, C. **Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates**. Waste Management, v. 23 (5), p. 441-44, 2003.

OGUTVEREN, U.B.; GONEN, N. & KOPARAL, S. **Removal of dye stuffs from wastewater: electrocoagulation of acilan blau using soluble anode**. J. Environ. Sci. Health, v. A27 (5), p. 1237–1247, 1992.

OZYONAR, F & KARAGOZOGLU, B. **Treatment of pretreated coke wastewater by electrocoagulation and electrochemical peroxidation process**. Sep. and Purif. Technol., v.150, p. 268-277, 2015.

OLIVEIRA, S. & PASQUAL, A. **Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v.9, n.3, jul/set, 2004.

OLIVEIRA, G.R. **Conciliação entre modelos de mecanismos avançados de oxidação eletroquímica**. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-graduação em Química, Universidade federal do Rio Grande do Norte, Natal, 66p., 2012.

OLIVEIRA, M.S.; SILVA, L.F.; BARBOSA, A.D.; ROMUALDO, L.L.; SADOYAMA, G. & ANDRADE, L.S. **Landfill leachate treatment by combining coagulation and advanced electrochemical oxidation techniques**. Chemelectrochem, v. 6(5), p. 1427-1433, 2019.

ONDER, E.; KOPARAL, A.S. & OGUTVEREN, U.B. **An alternative method for the removal of surfactants from water: Electrochemical coagulation.** Separation and Purification Technology, v. 52, p. 527–532, 2007.

ORESCANIN, V.; KOLLAR, R.; RUK, D. & NAD, K. **Characterization and electrochemical treatment of landfill leachate.** J Environ Sci Health A, v. 47 p. 462–469, 2012.

OTURAN, N.; VAN HULLEBUSCH, E.D.; ZHANG, H.; MAZEAS, L.; BUDZINSKI, H.; LE MENACH, K. & OTURAN, M.A. **Occurrence and removal of organic micropollutants in landfill leachates treated by electrochemical advanced oxidation processes.** Environ. Sci. Technol., v. 49, p. 12187-12196, 2015.

OTURAN, N.; TRAJKOVSKA, S.; OTURAN, M.A.; COUDERCHET, M. & AARON, J.J.J. **Study of the toxicity of diuron and its metabolites formed in aqueous medium during application of the electrochemical advanced oxidation process Electro-Fenton.** Chemosphere, v. 73, p. 1550–1556, 2008.

OUMAR, D.; PATRICK, D.; GERARDO, B.; RINO, D. & IHSEN, B.S. **Coupling biofiltration process and electrocoagulation using magnesium-based anode for the treatment of landfill leachate.** J. Environ. Manage, v. 181, p. 477-483, 2016.

PAINTER, H.A. **Detailed review paper on biodegradability testing.** OECD Guidelines for the testing of chemicals. Paris: OECD; 1995.

PALANIANDY, P.; ADLAN, H.; AZIZ, H.A.; MURSHED, M.F. & HUNG, Y. **Cap 5 dissolved air flotation (DAF) for wastewater treatment,** 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300, Boca Raton, FL 33487–2742 CRC Press, 2017.

PANANIVELU, K. & RAJKUMAR, D. **Electrochemical treatment of industrial wastewater.** Journal of Hazardous Materials, v. B113, p. 123-129, 2004.

PAIRE, A.; ESPINOUX, D.; MASSON, M. & LECOMTE, M. **Silver (II) mediated electrochemical treatment of selected organics: hydrocarbon destruction mechanism,** Radiochim. Acta, v. 78, p. 137–143, 1997.

PACHECO, J.R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário.** Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2004.

PANIZZA, M.; MICHAUD, P.; CERISOLA, G. & COMNINELLIS, C. **Electrochemical treatment of wastewaters containing organic pollutants on boron-doped diamond electrodes: Prediction of specific energy consumption and required electrode area.** Electrochem. Commun., v. 3, p. 336-339. 2001.

PANIZZA, M.; MICHAUD, P. A.; CERISOLA, G. & COMNINELLIS, C.H. **Anodic oxidation of 2-naphthol at boron-doped diamond electrodes.** Journal of Electroanalytical Chemistry, v. 507, p. 206-214, 2001a.

PANIZZA, M.; DELUCCHI, M. & SIRÉS, I. **Electrochemical process for the treatment of landfill leachate.** Journal of Applied Electrochemistry, v. 40, p. 1721-1727, 2010.

PANIZZA, M. & MARTINEZ-HUITLE, C. **Role of electrode materials for the anodic oxidation of a real landfill leachate – Comparison between Ti–Ru–Sn ternary oxide, PbO₂ and boron-doped diamond anode.** Chemosphere, v. 90, p. 1455-1460, 2013.

PANIZZA, M. & CERISOLA, G. **Application of diamond electrodes to electrochemical processes.** Electrochimica Acta, v. 51, p. 191–199, 2005.

PANIZZA, M.; KAPALKA, A. & COMNINELLIS, CH. **Oxidation of organic pollutants on DDB anodes using modulated current electrolysis,** Electrochimica Acta, v. 53, p. 2289– 2295, 2008.

PAPASTAVROU, C.; MANTZAVINOS, D. & DIAMADOPOULOS, E. **A comparative treatment of stabilized landfill leachate: Coagulation and activated carbon adsorption vs. electrochemical oxidation.** Environmental Technology, v. 30 (14), p. 1547-1553, 2009.

PARSA, J.B.; VAHIDIAN, H.R.; SOLEYMANI, A.R. *et al.*, **Removal of acid brown14 in aqueous media by electrocoagulation: optimization parameters and minimizing of energy consumption.** Desalination, v. 278, p. 295-302, 2011.

PAZENKO, T.Y.; KHALTURINA, T.I. & KOLOVA, A.F. **Electrocoagulation treatment of oil-containing wastewaters.** Journal of Appl. URSS, v. 58, p. 2383-2387, 1985.

PESSIN, N., CONTO, S.M.; PANAROTTO, C.T.; BRUSTOLIN, I; VELHO, J.R.; RIZZI, J.C. & FRANZOLOSO, K.C. **Avaliação do processo de degradação dos resíduos sólidos dispostos em duas células – piloto de aterramento.** In: Anais do vigésimo segundo congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 22, 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

PERRY, R.H.; GREEN, D.W. & MALONEY, J.O. **Perry's Chemical Engineers' Handbook.** 6th Edition, McGraw-Hill Book Company, 1984.

PÉREZ, G.; SAIZ, J.; IBAÑEZ, R.; URTIAGA, A.M. & ORTIZ, I. **Assessment of the formation of inorganic oxidation by-products during the electrocatalytic treatment of ammonium from landfill leachates.** Water research, v. 46, p. 2579-2590, 2012.

PERRET, A.; HAENNI, W.; SKINNER, N.; TANG, T.M.; GANDINI, D.; COMNINELLIS, C.H.; CORREA, B. & FOTI, G. **Electrochemical behavior of synthetic diamond thin film electrodes**. *Diam. Relat. Mater.*, v. 8, p. 820–823, 1999.

PEREIRA SANTOS, A.S. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos**. Dissertação de mestrado em Engenharia Civil–Universidade Federal do Rio de Janeiro –Rio de Janeiro, RJ, 81p., 2005.

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

PETRUCCI, E. & MONTANARO, D. **Anodic oxidation of a simulated effluent containing Reactive Blue 19 on a boron-doped diamond electrode**. *Chemical Engineering Journal*, v. 174, p. 612– 618, 2011.

PELEGRINO, R.R.L., VICENTIN, L.C., DE ANDRADE, A.R., *et al.* **Thirty minutes laser calcinations method for the preparation of DSA® type oxide electrodes**. *Electrochemistry Communications*, v. 4, p. 139-142, 2002.

PÉREZ, G.; SAIZ, J.; IBAÑEZ, R.; URTIAGA, A.M. & ORTIZ, I. **Assessment of the formation of inorganic oxidation by-products during the electrocatalytic treatment of ammonium from landfill leachates**. *Water Research*, v. 46, p. 2579-2590, 2012.

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

PICARD, T.; CATHALIFAUD-FEUILLADE, G.; MAZET, M. & VANDENSTEENDAM C. **Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminium electrodes**. *J Environ Monitor*, v. 2, p. 77–80. 2000.

PIATKIEWICZ, W.; BIEMACKA, E. & SUCHECKA, T. **A polish study: treating landfill leachate with membranes**. *Filtration and Separation*, v. 38, p. 22-26, 2001.

PINA, A.V.V. **Dessalinização solar no abastecimento de água para uma família no arquipélago de cabo verde**. Dissertação (Monografia de Engenharia Mecânica) – Curso de graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

PIOVESAN, M. & PAULINO, A.T. **Eletrofloculação aplicada ao tratamento de chorume utilizando eletrodos de alumínio e ferro**. I SIMPÓSIO SUL EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, LAGES – SC, 2017.

PIPI, A.R.F.; AQUINO, S.N. & ANDRADE, A.R. **Electrochemical Degradation of Diuron in Chloride Medium using DSA® Based Anodes**. Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 24-8, p. 1259-1 266, 2013.

PINTO, R.O.; FILHO, P.B.; SOARES, H.M.; MEDEIROS, N.R.; MATIAS, W.G. & WETPHAL, R.M. **Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos e lodos de tanque sépticos utilizando reator em fase semi-sólida seguida de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo**. In: Anais do vigésimo segundo congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

PIRBAZARI, M.; RAVINDRAN, V.; BADRIYHA, B.N. & KIM, S.H. **Hybrid membrane filtration process for leachate treatment**. Water Research, v. 30, p. 2691-2706, 1996.

PFEIFFER, S.C. & CARVALHO, E.H. **Seleção de áreas para implantação de aterro sanitário no entorno do município de ribeirão preto (SP), utilizando-se o sistema de informações geográficas**. VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos - ABES Trabalhos Técnicos – 22 a 25 de setembro, Gramado/RS, 2002.

PHALAKORNKULE, C.; POLGUMHANG, S.; TONGDAUNG, W.; KARAKAT, B. & NUYUT, T. **Electrocoagulation of Blue Reactive, Red Disperse and mixed dyes and application in treating textile effluent**. Journal of Environmental Management, v. 91, p. 918-926, 2010.

PLOCOSTE, T.; JACOBY-KOALY, S.; MOLINIÉ, J. & ROUSSAS, A. **Effect of leachate recirculation on landfill methane production in a tropical insular area**. Innov Ener Res an open access journal, v. 5:1 p. 1-5, 2016.

POLCARO, A.M. & PALMAS, S. **Electrochemical oxidation of chlorophenols**. Industrial & Engineering Chemistry Research, v. 36, p. 1791, 1997.

POLCARO, A.M.; VACCA, A.; MASCIA, M. & FERRARA, F. **Product and by-product formation in electrolysis of dilute chloride solutions**. J. Appl. Electrochem., v. 38, p. 979-984, 2008.

POLCARO, A.M.; PALMAS, S.; RENOLDI, F. & MASCIA, M. **On the performance of Ti/SnO₂ and Ti/PbO₂ anodes in electrochemical degradation of 2-chlorophenol for wastewater treatment**. J. Appl. Electrochem., v. 29, p. 147–151, 1999.

POURBAIX, M. **Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions**, NACE International Cebelcor, Brussels, 1974.

POHLAND, F.G. & HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. EPA/600/2-86/73. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.

PORTO, T. M.; THEODORO, P.S.; YASSUE, P.H. & MÓDENES, A.N. **Otimização das variáveis do processo de eletrocoagulação no tratamento de chorume de aterro sanitário eletrocoagulação no tratamento de chorume.** Anais Eletrônicos VIII EPCC – Encontro Internacional de Produção Científica CESUMAR, UNICESUMAR – Centro Universitário CESUMAR, Editora CESUMAR Maringá – Paraná – Brasil, 2013, (ISBN 978-85-8084-603-4)

POVINELLI, J. & ALEM SOBRINHO, P. **Introdução.** In: **PROSAB (Org.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterro sanitários para as condições brasileiras - tema 3.** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, cap. 1, p. 19-25, 2009.

PRIMO, O.; RIVERO, M.J. & ORTIZ I. **Photo Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates.** Journal of Hazardous Materials, v. 153, Issues 12, 1, p. 834-842. 2008.

PRELAS, M.A. POPOVICI, G. & BIGELOW, L.K. **Handbook of Industrial Diamonds and Diamond Films.** Marcel Dekker, New York, p. 1023–1147, 1998.

PULKKA, S.; MARTIKAINEN, M. & BHATNAGAR, A. **Electrochemical methods for the removal of anionic contaminants from water – A review.** Separation and Purification Technology, v. 132, p. 252–271, 2014.

PULGARIN, C.; ALDER, N.; PERINGER, P. & COMNINELLIS, C. **Electrochemical detoxification of a 1,4-benzoquinone solution in wastewater treatment.** Water Research, v. 28, p. 887-893, 1994.

QASIM, S.R. & CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: generation, control and treatment.** Lancaster: Technomic, 339p., 1994.

QIU, M. **Water Purification by electrocoagulation,** Shanghai University press, 1988.

RAY, C & CHAN, P.C. **Heavy metals in landfill leachate.** International Journal of Environmental Studies, v. 27, p. 225-237, 1986.

QUEIROZ, L. **Tratamento de despejo de coqueria via nitrificação/desnitrificação operando um sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais.** Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil, 2009.

QURESHI, T.I.; KIM, H.T. & KIM, Y.J. **UV-catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation.** Chinese Journal of Chemical Engineering, v. 10, p. 444-449, 2002.

QUIROZ, M.A.; SÁNCHEZ, J.L.S.; REYNA, S.; BANDALA, E.R.; PERALTA, J.M.H.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A. **Degradation of 1- hydroxy-2,4-dinitrobenzene from**

aqueous solutions by electrochemical oxidation: Role of anodic material. Journal of Hazardous Materials, v. 268, p. 6–13, 2014.

RAJESHWAR, K. & IBAÑEZ, J. **Environmental Electrochemistry, Fundamentals and Applications in Pollution Abatement.** Academic Press, London, UK, 1997.

RAJALO, G. & PETROVSKAYA, T. **Selective electrochemical oxidation of sulphides in tannery wastewater.** Environ. Technol., v. 17, p. 605–612, 1996.

RATHNAYAKE, W.A.P.P. & HERATH, G. B.B. **A review of leachate treatment techniques.** The 9th International Conference on Sustainable Built Environment, Kandy, Sri Lanka, December 13th -15th, 2018.

RANDALL, C.W.; BARNARD, J.L.; & STENSEL, H.D. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal.** Technomic Publishing Company, Inc. Pennsylvania. USA. 1995.

RAN, J.G. ZHENG, C.Q. REN, J. & HONG, S.M. **Properties and texture of B-doped diamond films as thermal sensor.** Diam. Relat. Mater., v. 2, p. 793–796, 1993.

RANZI, B. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis- estudo em escala piloto.** Tese de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

RAO, N.N.; SOMASEKHAR, K.M.; KAUL, S.N. & SZPYRKOWICZ, L. **Electrochemical oxidation of tannery.** J. Chem. Technol. Biotechnol., v. 76, p. 1124–1131, 2001.

RAO, N.N.; ROHIT, M.; NITIN, G.; *et al.* **Kinetics of electrooxidation of landfill leachate in a three-dimensional carbon bed electrochemical reactor.** Chemosphere, v. 76, p. 1206-1212, 2009.

RAUTENBACH, R. & MELLIS, R. **Wastewater treatment by a combination of bioreactor and nanofiltration.** Desalination, v. 95, p. 171-188, 1994.

REBELATTO, M.F. **Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo infeccioso e de seu percolado.** Tese de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Brasil. 2006.

REICHERT, G. & COTRIM, S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário realizado em filtro anaeróbio em leito de brita construído sob o aterro: avaliação de desempenho.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cancún. México. 2002.

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J.G. & MOULIN, P. **Treatment process adapted to stabilized leachates: lime precipitation-prefiltration-reverse osmosis.** Journal of Membrane Science, v. 313, p. 9-22, 2008.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F. & MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials, v. 150, p. 468-493, 2008a.

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J. G.; SAHUT, C. & MOULIN, P. **Lime treatment of stabilized leachates**. Water Science & Technology, v. 59, n. 4, p. 673 – 685, 2009.

REICHERT, G.A. **Aterro sanitário, projeto, implantação e operação**. Porto Alegre: ABES, 2000.

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

REINHART, D.R. & AL-YOUSFI, A.B. **The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics**. Waste Management and Research, v. 14, p. 337-346, 1996.

RÉGIS, G. & BIDOIA, E.D. **Processos eletrolíticos no tratamento de efluentes, Rio Claro**, Ed. Clube dos Autores, 72 p., 2011.

REGADIO, M.; RUIZ, A.I.; SOTO, I.S.; RASTRERO, M.R.; SÁNCHEZ, N.; GISMERA, M.J.; SEVILLA, M.T.; SILVA, P.; PROCOPIO, J.R. & CUEVAS, J. **Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills**. Waste Management. v. 32, p. 482- 497, 2012.

RICORDEL, C. & DJELAL, H. **Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics**. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 2, p. 1551–1557, 2014.

RICHTER, C.A. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento**. Ed. Blücher, São Paulo-SP, 340p., 2009.

RIO DE JANEIRO, DZ- 205 Revisão 6, INEA - **Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial**, 08 de novembro de 2007.

RIO DE JANEIRO, DZ- 215 Revisão 4, INEA - **Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária**. 08 de novembro de 2007.

RIBÉ, V.; NEHRENHEIM, E.; ODLARE, M.; GUSTAVSON, L. & BERGLIND, R. **Ecotoxicological assessment and evaluation of a pine bark bio sorbent treatment of five leachates**. Waste Management, 2012.

RICHENS, D.T. **The chemistry of aqua ions**, Wiley, Chichester, UK, 1997.

RIVAS, F.J.; BELTRAN, F.; GIMENO, O.; ACEDO, B. & CARVALHO, F. **Stabilized leachates: ozone activated carbon treatment and kinetics**. Water Research, v. 37, p. 4823- 4834, 2003.

RIVAS, F.J.; BELTRAN, F.; GIMENO, O.; ACEDO, B.; CARVALHO, F. **Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation and chemical oxidation process**. Journal of Hazardous Materials, v. 116, p. 95-102, 2004.

RITTER, E.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C. & MANNARINO, C.F. **Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)**. Eng. Sanitária e Ambiental v.11 no.2, Rio de Janeiro, Apr. /June, 2006.

RYAN, P.; STANCZYK, T.F. & PAREKH, B.K. **Solid/liquid separation using alternate current**. in: Proceeding of the 1989 International Symposium on Solid/Liquid Separation: Waste management and Productivity Enhanc., p. 469-478, 1989.

ROBINSON, H.D. & GRANTHAM, G. **The treatment of landfill leachates in onsite aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland**. Water Research, v. 22, p. 733–747, 1988.

ROBINSON, H.D. & MARIS, P.J. **The treatment of leachates from domestic waste in landfill sites**. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 57, p. 30–38, 1985.

ROBINSON, A.H. **Landfill leachate treatment**, Wehrle Environmental, Paper prepared for MBR 5-The 5th International Conference on Membrane Bioreactors. Cranfield University, 2005.

KOERNER, R.M. & SOONG, T-Y. **Leachate in landfills: The stability issues. Geotextiles and Geomembranes**. Geotext. Geomembrane, v. 18, p. 293-309, 2000.

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

ROCCA, A.C.C. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2ª Ed. São Paulo: CETESB, , v.1, 234p, 1992.

ROCHA, N.L.T.E. & MAIRYNCK, T.T. **Novas tecnologias para tratamento de chorume**, 68p. Projeto final (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, UniFOA, Volta Redonda, 2014.

ROCHA, E.M.R.; SANTOS, A.B.; MOTA, S.; RIBEIRO, J.P.; SOUZA, N.C. & NASCIMENTO, R.F. **Avaliação do processo oxidativo avançado do tipo UV/H₂O₂ como opção de pós-tratamento de lixiviado**. Revista DAE, v. 58, n. 182, p. 3-11, 2010.

ROCHA, J.H.B. **Tecnologia eletroquímica como tratamento alternativo de efluentes têxteis sintéticos utilizando ânodos de platina e diamante**. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 89p., 2011.

ROCHA, J.H.B.; GOMES, M.M.S.; FERNANDES, N.S.; SILVA, D.R. & MARTÍNEZ HUITLE, C.A. **Application of electrochemical oxidation as alternative treatment of produced water generated by Brazilian petrochemical industry**. Fuel Processing Technology, v. 96, p. 80–87, 2012.

RODRIGUES, M.A.S. & BERNARDES, A.A.M. **The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photo electrooxidation as a pre-treatment process**. Waste Management, v. 36, p. 177-183, (2014), 2015.

RODRIGUES, J.; CASTELLON, L.; MARANON, E.; SATRE, H. & FERNANDEZ, E. **Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption**. Water Research, v. 38, p. 3297-3303, 2004.

RODRÍGUEZ, J.; CASTRILLÓN, L.; MARAÑÓN, E. & SASTRE, H. **A comparative study of the leachates produced by anaerobic digestion in a pilot plant at a sanitary landfill in Asturias (Spain)**. Waste Management & Research, v.18, p. 86–93, 2000.

RODGERS, J.D.; JEDRAL, W. & BUNCE, N.J. **Electrochemical oxidation of chlorinated phenols**. Environmental Science Technology, v. 33, p. 1453-1457, 1999.

RODRIGUEZ, J.; STOPIĆ, S.; FRIEDRICH, B. & KRAUSE, G. **Feasibility assessment of electrocoagulation towards a new sustainable wastewater treatment**. Environmental science and Pollution Research, v.14(7), p. 477- 482. 2007.

ROOSTEI, N. & TEZEL, F.H. **Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption**. Journal of Environmental Management, v.70 p.157–164, novembro 2003.

ROUSSEAU, P.; BORGES DE CASTILHOS JR., A.; VERMANDE, P. & NAVARRO, A. 1989 – **Estimativa da distribuição e dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil** – Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 15, v. 2, Tomo II, Belém, setembro/1989.

RUSDIANASARI, A.; JAKSEN, T. & SYAKDANI, A. **Treatment of landfill leachate by electrocoagulation using aluminum electrodes**, MATEC Web of Conferences, 02010, 2017.

SÁ, L.F.; JUCÁ, J.F.T. & SOBRINHO, M.A.M. **Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar**. Revista Ambiente & Água, v.7, n.1, 2012.

SADOYAMA, G. & ANDRADE, L.S. **Landfill leachate treatment by combining coagulation and advanced electrochemical oxidation techniques**. Chemelectrochem, v. 6(5), p. 1427-1433, 2019.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R. & ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment**. Desalination, v. 220, p. 108–114, 2008.

SALVESTRINI, S.; COPPOLA, E. & CAPASSO, S. **Determination of the microscopic rate constants for the hydrolysis of diuron in soil/water mixture**. Chemosphere, v. 55, p. 333–337, 2004.

SANTOS, A.F.M.S.; KATO, M.T. & FLORÊNCIO, L. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia e do tratamento de chorume através de reator UASB em escala experimental**. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Santa Catarina, 2003.

SANTOS, A. B.; SILVA, A.D.G. & CARDOSO, V.L. **Tratamento de líquido percolado gerado em aterro sanitário por processo oxidativo avançado-processo Foto-Fenton combinado ao processo biológico anaeróbio: Eficiência do reator CPC Compound Parabolic Concentrator**. VII Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Uberlândia, MG, 2009.

SANTOS, A.C. & GOULART, M.O.F. **Tratamento de água produzida de petróleo através de tecnologia eletroquímica**. 3º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás, Salvador BA, outubro, 2005a.

SANTOS, A.F. de M.S., **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE, 206p., 2009a.

SAM, I. & ONAY, T.T. **Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation**. Journal of Hazardous Materials, v. 87, p. 259-271, 2001.

SAMET, Y.; AGENGUI, L. & ABDELHÉDI, R. **Anodic oxidation of chlorpyrifos in aqueous solution at lead dioxide electrodes**. Journal of Electroanalytical Chemistry, v. 650, p. 152–158, 2010.

SABESP. **Relatório Operacional – ETE Barueri**. São Paulo: 2005 – 2009.

SABESP, Diretoria Metropolitana de Distribuição – Superintendência de Planejamento e Apoio da Distribuição. **Programa de Recebimento de Efluentes Não Domésticos**. São Paulo, agosto de 2003 (cd-rom).

SABESP. **Relatório Operacional** Disponível em <http://www.sabesp.com.br/CalandraRedirect/?tempo=4&proj=sabesp&pub=T&db=&docid=75C9D810780EE913832571B500705B41>> acesso em 2015.

SADOYAMA, G. & ANDRADE, L.S. **Landfill Leachate Treatment by Combining Coagulation and Advanced Electrochemical Oxidation Techniques**. *Chemelectrochem*, v. 6(5), p. 1427-1433, 2019.

SARAIVA, C.A.C.; FONTES, E.B.E & ALMEIDA, J.A.S. **Tratabilidade do Líquido Percolado (chorume) por Processos Oxidativos Avançados para Implantação no Aterro Sanitário de Volta Redonda**. Projeto final (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, UniFOA, Volta Redonda, 89p. 2007.

SALEM, Z.; HAMOURI, K. & DJEMAA, R. Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment. *Desalination*, v. 220, p. 108-114, 2008.

SANTOS, P.E.B. **Legal aspects of introducing waste-to-energy (WTE) technology in Sao Paulo State of Brazil: The case studies of URE Barueri and city of Sao Paulo**, Master of Public Administration in Environmental Science and Policy Program, SIPA, Department of Earth and Environmental Engineering, Foundation School of Engineering & Applied Science Columbia University, Columbia University, 87p., 2016.

SANTOS, A.S.P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. Tese (Doutorado em Engenharia civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 210p., 2010.

SANT'ANNA JR., G.L. & CERQUEIRA, A.C. **Biorreatores com membranas - MBR**. In: DEZZOTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L. & BASSIN, J. P. (Org.). *Processos biológicos avançados*. Rio de Janeiro: Interciência, cap 2, p. 9-41, 2011.

SANTANA-SILVA, F.M. **Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do aterro de Muribeca (PE)**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, 2008.

SARAIVA, C.A.C.; FONTES, E.B.; ALMEIDA, J.A.S.; RIBEIRO, T.V.; DELGADO JÚNIOR, H.G; GOMES, A.; FERRAZ, A. de O. & HABIBE, A.F. **Tratabilidade do líquido percolado (chorume) por processos oxidativos avançados para implantação no aterro sanitário da cidade de Volta Redonda**. In: 63 Congresso da Associação Brasileira de Metalurgia e Materiais, v. 1, Santos, 2008.

SAYINER, G.; KANDERMIRLI, F. & DIMOGLO, A. **Evaluation of boron removal by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes**. Desalination v. 230, p. 205-212, 2008.

SEGATO, L.M. & SILVA, C.L. **Caracterização do chorume do aterro sanitário de bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000. Porto Alegre. Anais do Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre: PUCRS, 2000.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento dos aterros sanitários e correlação dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 1992.

SCHNEIDER, R.P. & TSUTIYA, M.T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

SCHULTEN, H.R. & SCHNITZER, M. **A state-of-the-art structural concept for humic substances**. Naturwissenschaften, v. 80, p. 29 – 30, 1993.

SCHULTE, P.; BAYER, A.; KUHN, F.; LUY, T. & VOLKMER, M. **H₂O₂/O₃, H₂O₂/UV and H₂O₂/Fe²⁺ processes for the oxidation of hazardous wastes**. Ozone Science and Engineering, v. 17, p. 119–134, 1995.

SCHROEDER, E.D. **Design of sequencing batch reactor activated sludge processes**. Civ. Eng. Practicing Design Eng., v. 2, p. 33-44, 1982.

SCOTT, K. **Electrochemical process for clean technology**. The Royal Society of Chemistry, London, 1995.

SINOTI, A.L.L. & SOUZA, M.A.I.A. **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados**. Trabalho apresentado no 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande – MS, 2005.

SINOTI, A.L.L. **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, 154p., 2004.

SHARIFIAN, H. & KIRK, D.W. **Electrochemical oxidation of phenol**. J. Electrochem. Soc., v. 133, p. 921–924, 1986.

SHAO, L.; HE, P.; XUE, J & LI, G. **Electrolytic degradation of biorefractory organics and ammonia in leachate from bioreactor landfill.** Water Sci. Technol. v. 53 (11), p. 143–150, 2006.

SMITH, J.R. & WALSH, F.C. **Electrodes based on magneli phase titanium oxides: the properties and applications of Ebonex® materials.** J. Appl. Electrochem. v. 28, p. 1021–1033, 1998.

SHU, H.Y.; FAN, H.J.; CHANG, M.C. & HSIEH, W.P. **Treatment of MSW landfill leachate by a thin gap annular UV/H₂O₂ photoreactor with multi-UV lamps.** Journal of Hazardous Materials, v. 129, p. 73-79. 2006.

SHIVAYOGIMAT, C.B. & WATAWATI, C. **Treatment of solid waste leachate by electrocoagulation technology.** International Journal of Research in Engineering and Technology, IC-RICE Conference Issue I, Nov-2013, disponível em <http://www.ijret.org>

SHEN, F.; CHEN, X.; GAO, P. & CHEN, G. **Electrochemical Removal of Fluoride Ions from Industrial Wastewater.** Chem. Eng. Sci., v. 58, p. 987-993, 2003.

SIRÉS I.; BRILLAS, E.; OUTURAN, M.A.; RODRIGO, M.A. & PANIZZA M. **Electrochemical advanced oxidation processes: today and tomorrow. A review.** Environmental Science and Pollution Research, v. 21, p. 8336–8367, 2014.

SIRÉS, I. & BRILLAS, E. **Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: A review.** Environment International, v. 40, p. 212-229, 2012.

SIRÉS, I.; BRILLAS, E.; CERISOLA, G. & PANIZZA, M. **Comparative depollution of mecoprop aqueous solutions by electrochemical incineration using DDB and PbO₂ as high oxidation power anodes.** Journal of Electroanalytical Chemistry, v. 613, p.151-159, 2008.

SIRÉS, I.; CABOT, P.; CENTELLAS, F.; GARRIDO, J. A.; RODRÍGUEZ, R. M.; ARIAS, C. & BRILLAS, E. **Electrochemical degradation of clofibric acid in water by anodic oxidation Comparative study with platinum and boron-doped diamond electrodes.** Electrochimica Acta, 52, p. 75–85, 2006.

SILVA, A.C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado.** Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 212p., 2002.

SILVA, R.M.; GARCIA, S.S.; ALEXANDRE, L.R.L.; MELLO, V.F. & JABLONSKI, A. **Production of humic and fulvic acids from different 109 organic raw materials.** Humic Substances and soil and water environment. Proceedings ICC's 97. In: International Conference on Coal Science. v I: p. 167-170, 1997.

SILVA, R.C.D.A. **Pós tratamento de reator biológico aeróbio em batelada de lixiviado de aterro sanitário por processo físico-químico.** Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2011.

SILVA, P.N. **Avaliação do processo de coagulação/floculação aplicado ao lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica, com ênfase na redução da ecotoxicidade.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 106p., 2017.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M. & SANT'ANNA, G.L. Jr. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate.** Chemosphere, v. 55. 2004.

SILVA, J.O.; SILVA, V.M.; CARDOSO, V.L.; MACHADO, A.E.H. & TROVÓ, A.G.; **Treatment of sanitary landfill leachate by Photo-Fenton process: Effect of the matrix composition.** J. Braz. Chem. Soc., v. 27, n.12, 2264-2272, 2016.

SILVA, D.A. **Resíduos Sólidos Urbanos.** 2008. In: www.artigonal.com/meio-ambiente-artigos/residuos-solidos-urbanos-68948.html - 42k -, Acesso em: 12 de novembro de 2017.

SILVA, F.B. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários. Dissertação de mestrado em tecnologia de processos químicos.** Rio de Janeiro: Escola de Química da UFRJ, 117p., 2009.

SICILIANO, A.; RUGGIERO, C. & ROSA, S.D. **A new integrated treatment for the reduction of organic and nitrogen loads in methanogenic landfill leachates.** Process Safety and Environmental Protection, 2012.

SYZDEK, A.C. & AHLERT, R.C. **Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes.** Journal of Hazardous Materials, v. 9, p. 209-220, 1984.

SIEGRIST, R.L.; URYNOWICZ, M.A.; WEST, O.R.; CRIMI, M.L. & LOEW, K.S. **Principles and practices of in situ chemical oxidation using permanganate,** Battelle Press, 505 King Avenue, Columbus, Ohio, 348p., 2001.

SIEGRIST, H.; REITHAAR, S. & LAIS, P. **Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon.** Water Science and Technology, v. 37, p. 589-591, 1998.

SNIS - **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos.** Ministério das Cidades, Brasília, 172p., 2015.

SOARES, A.C.P.; PINHEIRO, C.E.S.C. & SOARES, R. **Análise da eficácia técnica e ambiental do tratamento de chorume por osmose reversa na central de tratamento de resíduos de São Gonçalo, RJ.** 6º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade. 2017. ISSN 2525-4928 <http://itr.ufrrj.br/sigabi/anais>.

SONG, L.Y.; ZHAO, Y.C.; SUN, W.M. & LOU, Z.Y. **Hydrophobic organic chemicals (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder-activated carbon (PAC), granular-activated carbon (GAC) and biomimetic fat cell (BFC).** Journal of Hazardous Materials, v. 163, p. 1084-1089, 2009.

SONG, S.; FAN, J; HE, Z.; ZHAN, L.; LIU, Z.; CHEN, J. & XU, X. **Electrochemical degradation of azo dye C.I. Reactive Red 195 by anodic oxidation on Ti/SnO₂-Sb/PbO₂ electrodes.** Electrochimica Acta, v. 55, p. 3606–3613, 2010.

SOUTO, G.D.B. & POVINELLI, J. **Sanitary landfills in Brazil: Leachate strength.** Data. In: 3º Simpósio Brasil-Alemanha Desenvolvimento Sustentável, 2007.

SOUTO, G.D.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – Estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** Tese de Doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, Brasil. 371p. 2009.

SOUZA, W.G., CRUZ, L.S., KELLER, R.P., CASSINI, S.T.A. & GOLÇALVES, R.F. **Processo eletrolítico aplicado ao polimento de efluente de lagoas de estabilização.** Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. II-154, Campo Grande, 2005.

SOUSA, J.R. **Influência da utilização do lixo orgânico urbano como fonte de biofertilizante e composto para o desenvolvimento de ipê-mirim (*tecoma stans*) com duas lâminas de irrigação.** Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, 75p, 2012.

SOUZA, A.O.A. **Simulação do Fluxo Vertical em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação. (Mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 176p., 2011.

SPENGEL, D.B. & DZOMBAK, D.A. **Treatment of a landfill leachate with rotating biological contactors: bench-scale experiments,** Res. J. Water Pollut. C. Fed., v. 63, p. 971–981, 1991.

SPONZA, D.T. & AGDAG, O.N. **Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors.** Process Biochemistry, v. 39, p. 2157-2165, 2004.

SUIDAN, M.T.; SCHROEDER, A.; NATH, R.; KRISHNAN, E. & BRENNER, V. **Treatment of cercla (comprehensive environmental response, compensation, and liability act) leachates by carbon-assisted anaerobic fluidized beds.** Water Science and Technology, v. 27, p. 273- 282, 1993.

SUDOH, M., KODERA, T., SAKAI, K., ZHANG, J.Q. & KOIDE, K. **Oxidative degradation of aqueous phenol effluent with electrogenerated Fenton's reagent.** J. Chem. Eng. Jpn, v. 19, p. 513–518, 1986.

SUZUKI, L.Y.; BATISTA, S.D. & KURODA, E.K. **Estudos ecotoxicológicos de lixiviado de aterro sanitário antes e após várias etapas do tratamento.** Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista Saúde, Saneamento e Meio Ambiente, v. 9, n. 11, 2013.

STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions.** John Wiley and Sons, New York, USA, 1994.

STEENSEN, M. **Chemical oxidation for the treatment of leachate-process comparison and results from full-scale plants.** Water Science and Technology, v. 35, p. 249-256, 1997.

STEENSEN, M. **Removal of non-biodegradable organics from leachate by chemical oxidation.** Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium, CISA publisher, Cagliari, v. I, p. 945–958, 1993.

STUCKI, S.; BAUMANN, H.; CHRISTEN, H. J., & KOTZ, R. **Performance of a Pressurized Electrochemical Ozone Generator.** Journal of Applied Electrochemistry v. 17(4), p. 773–778, 1987.

STUCKI, S.; KÖTZ, R.; CARCER, B. & SUTER, W. **Electrochemical wastewater treatment using high overvoltage anodes. Part II: Anode performance and applications.** J. Applied. Electrochem., v. 21, p. 99, 1991.

SUNG, M.; CHANG, D. & LEE, H.Y. **Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill.** Water Science and Technology, v. 36, p. 333-340, 1997.

SUN, H.; YANG, Q.; PENG, Y.; SHI, X.; WANG, S. & ZHANG, S. **Advanced landfill leachate treatment using a two-stage UASB-SBR system at low temperature.** Journal of Environmental Sciences, v. 22, p. 481-485, 2010.

SURMACZ-GÓRSKA, J.; CICHON, A. & MIKSCH, K. **Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification.** Water Science and Technology, v. 36, p. 73-78, 1997.

SWAIN, G.M. **The use of CVD diamond thin films in electrochemical systems.** Adv. Mater., v. 6, p. 388–392, 1994.

SWAIN, G.M. **The electrochemical activity of boron-doped polycrystalline diamond thin film electrodes.** Anal. Chem., v. 65, p. 345–351, 1993.

SZPYRKOWICZ, L. **Hydrodynamic effects on the performance of electrocoagulation/electro-flotation for the removal of dyes from textile wastewater.** Industrial Engineering Chemical Research, v. 44, p. 7844–7853, 2005.

SZPYRKOWICZ, L.; NAUMCZYK, J. & GRANDI, F.Z. **Application of electrochemical process for tannery wastewater treatment.** Toxicological and Environmental Chemistry, v. 44, p. 189–202, 1994.

SZPYRKOWICZ, L. & GRANDI, F.Z. **Performance of a full-scale treatment plant for textile dyeing wastewater.** Toxicological and Environmental Chemistry, v. 56, p. 23–34, 1996.

TAVARES, B.F.D. **Tratamento de Chorume: Análises dos Efluentes da Evaporação Forçada,** Trabalho de final de curso (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 71p., 2011.

TAVARES, T. & SILVA, I.S. **Remoção de metais pesados por biofilmes suportados em carvão ativado.** In: Catalizadores Y adsorbentes para la protección Ambiental en la región Iberoamericana, Ed J. Blanco, P. Ávila, CYTED, Rede temática V.C., Catalizadores para la protección ambiental, Madrid, p. 237-240, 2001.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A. & SAMARA, P. **Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates.** Chemosphere, v. 53, p. 737–744, 2003.

TECMA, TECNOLOGIA EM MEIO AMBIENTE LTDA. **Relatório Técnico – Monitoramento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho,** dezembro de 2001.

TEZCAN UN, U. & ODUNCU, E. **Electrocoagulation of landfill leachate with monopolar aluminum electrodes.** Journal of Clean Energy Technologies, v. 2, n.1, 2014.

TOP, S.; SEKMAN, E.; HOSVER, S. & BILGILI, M.S. **Characterization and electrocaogulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant.** Desalination, v. 268, p. 158-162, 2011.

TORRES, P.; BARBA, L.E., RIASCOS, J. *et al.* **Tratabilidade Biológica de Chorume Produzido em Aterro não Controlado.** Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 2, p. 55-62, 1997.

TORRES, R.C. **Estudo do tratamento combinado de processo Fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio De Janeiro. 2015.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. & VIGIL, S.A. **Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues**. McGraw Hill, 1993.

TCHOBANOGLIOUS, G. & KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. New York: McGraw-Hill, 2002.

TCHBANOGLIOUS, G.; THESEN, H. & VIGIL, S. A. **Composición y características, generación, movimiento y control de los gases de vertedora. Gestión integral de residuos sólidos**. v. 1, Mc Graw Hill, 1994.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. & STENSEL, H. **wastewater engineering: treatment and reuse**. S.I.: McGraw-Hill, 2003.

THAVEEMAITREE, Y. POLPRASERT C. & SEUNG-HWAN L. **Application of electrochemical process for landfill leachate treatment with emphasis on heavy metal and organic removal**. Environ Technol. v. 9, p. 1135-1145, 2003

TRASATTI, S. **Progress in the understanding of the mechanism of chlorine evolution at oxide electrodes**. Electrochimica Acta, v. 32, p. 369–382, 1987

TSAI, C.T.; LIN, S.T.; SHUE, Y.C. & SU, P.L. **Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills**. Water Res. v. 31 (12), 3073–3081, 1997.

TURRO, E.; GIANNIS, A.; COSSU, R.; GIDARAKOS, E.; MANTZAVINOS, D. & KATSAOUNIS, A. **Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes**. Journal of Hazardous Materials, v. 190, p. 460-465, 2011.

TURRO, E.; GIANNIS, A.; COSSU, R.; GIDARAKOS, E.; MANTZAVINOS, D. & KATSAOUNIS, A. Reprint of: **Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes**. Journal of Hazardous Materials, v. 207–208, p. 73–78, 2012.

THORNEBY, L.; HOGLAND, W.; STENIS, J.; MATHIASSEN, L. & SOMOGYI, P. **Design of a reverse osmosis plant for leachate treatment aiming for safe disposal**. Waste Management and Research, v. 21, p. 424-435, 2003.

THAKUR, S. & CHAUHAN, M.S. **Electro-Coagulation integrated with Advance Oxidation Processes: Technical Review on Treatment of Industrial Wastewater**. International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology, v. 5, Issue 6, June 2016.

TELLES, C.A.S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, F.; MING BO, L.; JUN, Z. & YU, L. **Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor.** American Journal of Applied Sciences, v. 4, p. 211-214, 2007.

TENNAKOON, C.L.K.; BHARDWAJ, R.C. & BOCKRIS, J.O.M. **Electrochemical treatment of human wastes in a packed bed reactor.** J. Appl. Electrochem, v. 26, p. 18–29, 1996.

TIMUR, H. & OZTURK, I. **Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter.** Water Science and Technology, v. 36, p. 501-508, 1997.

TIMUR, H. & OZTURK, I. **Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate.** Water Research, v. 33, p. 3225-3230, 1999.

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

TREBOUET, D.; BERLAND, A.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P. & QUEMENEUR, F. **Traitement des lixiviats stabilisés de décharge par des membranes de nanofiltration.** Revue des Sciences de l'eau, v.3, p. 365-381, 1998.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P.; MALERIAT, J.P. & QUEMENEUR, F. **Effect of operating conditions on the nanofiltration of landfill leachates: pilot scale studies.** Environmental Technology, v. 20, p. 587-596, 1999.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P. & QUEMENEUR, F. **Stabilized landfill leachate treatment by combined physic-chemical nanofiltration process.** Water Research, v. 35, p. 2935-2942, 2001.

TYRREL, S.F.; HARRISON, L.P.B. & HARRISON, K.S. **Removal of ammoniacal nitrogen from landfill leachates by irrigation onto vegetated treatment planes.** Water Research, v. 36, p. 291-299, 2002.

TURK, O. & MAVINIC, D.S. **Selective inhibition: a novel concept for removing nitrogen from highly nitrogenous wastes.** Environmental Technology, v. 8, p. 419–426, 1987.

TURK, O. & MAVINIC, D.S. **Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia.** Water Research, v. 23, p. 1383-1388, 1989.

UGURLU, M.; GÜRSES, A.; DOĞAR, C. & YALÇIN, M. **The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation.** Journal of Envir. Management, v. 87, p. 420-428, 2008.

ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G.N. & CHEN, S. **Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation**. Process Biochemistry, v. 40, p. 3667-3674, 2005.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: CINCINNATI. **Manual: Groundwater and leachate treatment systems**, 1995.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY **Research program description-Groundwater research**. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/9-88/005: Washington, DC, 1998.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Seminar Publication on Requirements for Hazardous Waste Landfills Design, Construction and Closure**. EPA/625/4-89/022, 1999.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY **Guidance for the Treatment of Landfill Leachate**, 2014.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 40 CFR Parts 136 and 445. **Effluent limitations guidelines, pretreatment standards, and new source performance standards for the landfills Point Source Category; Final Rule**. United States, Washington: 2000.

USHIKOSHI, K.; KOBAYASHI, T.; UEMATSU, K.; TOJI, A.; KOJIMA, D. & MATSUMOTO, K. **Leachate treatment by reverse osmosis system**. Desalination, v. 150, p. 121-129, 2002.

URTIAGA, A.; RUEDA, A.; ANGLADA, A. & ORTIZ, I. **Integrated treatment of landfill leachates including electrooxidation at pilot plant scale**. J. Hazard. Materials., v. 166, p. 1530-1534, 2009.

UYGUR, A. & KARGI, F. **Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor**. Journal of Environmental Management, v. 71, p. 9-14, 2004.

VAN BENTHUM, W. **Integrated nitrification and denitrification in biofilm airlift reactors: biofilm development, process design and hydrodynamics**. Dissertação de Doutorado. Universidade Técnica de Delft. Holanda. 1998.

VAN ELK, A.G.H.P. & SEGALA, K. (Coord.) **Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM (Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos), 40p., 2007.

VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. **Comportamento do sistema de lodos ativados-teoria e aplicações para projeto e operação**. Campina Grande, Brasil, 1999.

VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: UFPB, 232p., 1994.

VASCONCELOS, D.V. **Estudo da tratabilidade do lixiviado gerado no aterro controlado de Volta Redonda (RJ)**, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 66p., 2014.

VALLEJO, M.; SAN ROMÁN M.F.; IRABIEN A. & ORTIZ, I. **Comparative study of the destruction of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans during Fenton and electrochemical oxidation of landfill leachates.** Chemosphere, v. 90, p.132-138, 2013.

VELI, S.; OZTURK, T. & DIMOGLO, A. **Treatment of municipal solid wastes leachate by means of chemical - and electro-coagulation.** Separation and Purification Technology, v. 61, p. 82–88, 2008.

VERSTRAETE, W. & PHILIPS, S. **Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts.** Environmental Pollution, v. 102, p. 717-726, 1998.

VILLA, A.; KENNES, C. & VEIGA, M.C. **Full-scale biological treatment of landfill leachate from urban solid wastes.** In: Proceedings of the CLONIC, Final Workshop 2007, Barcelona, Spain, 2007.

VILLARVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F. & GARCIA, P.A. **Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Startup influence.** Water Research, v. 34, p. 602-610, 2000.

VIANA, R.M. **Combinação de processos físico-químicos e biológico anaeróbio para tratamento de lixiviado de aterro antigo**, Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 111p., 2011.

VINCENT, C.A. & WESTON, D.G.C. **Preparation and properties of semiconducting polycrystalline tin oxide.** J. Electrochem. Soc., v. 119, 518–521, 1972.

VILHENA, A. (Coord.). **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado.** 3ª edição, São Paulo: CEMPRE. 350p. 2010.

VLYSSIDES, A.; KARLIS, P.; LOIZIDOU, M.; ZORPAS, A. & ARAPOGLOU, D. **Treatment of leachate from a domestic solid waste sanitary landfill by an electrolysis system.** Environmental Technology, v. 22, p. 1467-1476, 2001.

VLYSSIDES, A.G.; KARLIS, P.K. & MAHNKEN, G. **Influence of various parameters on the electrochemical treatment of landfill leachates.** Journal of Applied Electrochemistry, v. 33(2), p. 155-159, 2003.

VISVANATHAN, C.; CHOUDHARY, M.K.; MONTALBO, M.T. & JEGATHEESAN, V. **Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor.** *Desalination*, v. 204, p. 8-16. 2007.

VLAEMINCK, S.E.; CLOETENS, L.F.F.; DE CLIPPELEIR, H.; CARBALLA, M. & VERSTRAETE, W. **Granular biomass capable of partial nitrification and anammox.** *Water Science and Technology*, v. 58, p. 1113-1120, 2009.

VOGEL, F. **The mean oxidation number of carbon (MOC)-useful concept for describing oxidation processes.** *Water Research*, v. 34, p. 2689-2702, 2000.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V.1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 243p., DESA-UFMG, 1996a.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v.2. Princípios Básicos do tratamento de esgotos.** DESA-UFMG, 211p, 1996b.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.3. Lagoas de estabilização,** DESA-UFMG, 196p, 1986.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.4. Lodos ativados,** 428p., DESA-UFMG, 1997.

VON SPERLING, M.; VAN HAANDEL, A.C.; JORDÃO, E.P.; CAMPOS, J.R.; CYBIS, L.F.; AISSE, M.M. & ALEM SOBRINHO, P. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lodos ativados.** In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord) *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos. PROSAB 2. Belo Horizonte: ABES, 2001.

WABLE, O.; JOUSSET, M.; COURANT, P. & DUGUET, J.P. **Oxidation of landfill leachates by ozone and hydrogen peroxide: a French example.** International Symposium on Ozone-Oxidation Methods for Water and Wastewater treatment. Berlin, Germany, 1993.

WALDVOGEL, S.R. & ELSLER, B. **Electrochemical synthesis on boron-doped diamond,** *Electrochimica Acta*, v. 82, p. 434-443, 2012.

WALSH, F. C. & HERRON, E. M., **Electrocrystallization and electrochemical control of crystal growth: fundamental consideration and electrodeposition of metals,** *J. Phys D: Appl. Phys.* v. 24, p. 217-225, 1991.

WANG, P.; LAU, W.C.I. & FANG, H.P.H. **Landfill Leachate Treatment by Anaerobic Process and Electrochemical Oxidation.** *Environmental Science*, v. 22(5), p. 70-73. 2001.

WANG, Z.P.; ZHANG, Z.; LIN, Y.J.; DENG, N.S.; TAO, T. & ZHUO, K. **Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process**. Journal of Hazardous Materials, v. 95, n. 1-2, p. 153-159. 2002.

WANG, F.; SMITH, D.; GAMAL, G. & EL-DIN, M. **Aged raw landfill leachate: membrane fractionation, O₃ only and O₃/H₂O₂ oxidation, and molecular size distribution analysis**. Water Research. v. 40, p. 463-474, 2006.

WARITH, M. & SHARMA, R. **Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills**. Water Quality Research Journal of Canada, v. 33, n. 3, p. 417-437, 1998.

WEBER JR., W.J. **Physicochemical process for water quality control**. Ed. John Wiley & Sons Publishing, New York, 1972.

WHITE, G.C. **The Handbook of Chlorination**. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold, New York, USA, 1986.

WONG, H.M.; SHANG, C.; CHEUNG, Y.K. & CHEN, G. **Chloride assisted electrochemical disinfection**. in: Proceedings of the Eighth Mainland-Taiwan Environmental Protection Conference, Tsin Chu, Taiwan, 2002.

WODIUNIG, S.; BOKELOH, F. & COMNINELLIS, C.H. **Electrochemical promotion of bi-polar electrodes: an estimation of the current bypass**. Electrochim. Acta, v. 46, p. 357–363, 2000.

WIENDL, G.W. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**, 1^o Edição, ABES, 138p., 1998.

WICHITSATHIAN, B. **Application of membrane bioreactor systems for landfill leachate treatment**. Dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Technical Science, Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development, Thailand, 2004.

WILLEN, D. M. A.; SILVA, S. A. & FERRAZ, A. de O. **Estudo da tratabilidade de percolado de aterro por eletroflotação e processo oxidativo avançado empregando o reagente de Fenton**. Projeto final (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, UniFOA, Volta Redonda, 192p., 2015.

WELANDER, U. & HENRYSSON, T. **Physical and chemical treatment of a nitrified leachate from a municipal landfill**. Environmental Technology, v. 19, p. 591-599, 1998.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T. & WELANDER, T. **Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process**. Water Research, v. 4, p. 95-102, 1998.

WELANDER, U. **Characterisation and treatment of municipal landfill leachates**. Thesis at Department of Biotechnology, Lund University, 1998.

WENZEL, A.; GAHR, A. & NIESSNER, R. **TOC-removal and degradation of pollutants in leachate using a thin-film photoreactor**. Water Research, v. 33, p. 937-946, 1999.

WICHITSATHIAN, B.; SINDHUJA, S.; VISVANATHAN, C. & AHN, K. **Landfill leachate treatment by yeast and bacteria-based membrane bioreactors**. Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous. Substances and Environmental Engineering, v. 39, p. 2391-2404, 2004.

WEISS, E.; GROENEN-SERRANO, K. & SAVALL, A.A. **Comparison of electrochemical degradation of phenol on boron doped diamond and lead dioxide anodes**. J. Appl. Electrochem., v. 38, p. 329-337, 2008.

WEISS, E.; SÁEZ, C.; GROENEN-SERRANO, K.; CAÑIZARES, P.; SAVALL, A. & RODRIGO, M. **Electrochemical synthesis of peroxomonophosphate using boron-doped diamond anodes**. J. Appl. Electrochem., v. 38, 93-100, 2008a.

WERES, O. & HOFFMANN, M.R. **Electrode, electrode manufacturing process and electrochemical cell**. US Patent 5,419,824, 1995.

WESOLOWSKI, D.J. & PALMER, D.A. **Aluminum speciation and equilibria in aqueous solution. V. Gibbsite solubility at 50°C and pH 3-9 in 0.1 molal NaCl solutions (a general method for aluminum speciation; analytical methods)**. Geochim. Cosmochim. Acta, v. 58, p. 2947-2969, 1994.

WYFFELS, S.; BOECKX, P.; PYNAERT, K.; VERSTRAETE, W. & VAN CLEEMPUT, C. **Sustained nitrite accumulation in a membrane-assisted bioreactor (MBR) for the treatment of ammonium-rich wastewater**. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v. 78, p. 412-419, 2003.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMZCZ-GORSKA, J.; MIKSCH, H. & WEBER, J.V. **Landfill leachate treatment methods: A review**. Environmental Chemistry Letters, v. 4, p. 51-61, 2006.

WU, J.J.; WU, C.; MA, H. & CHANG, C.C. **Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes**. Chemosphere, v. 54, p. 997-1003, 2004.

WU, Y.; ZHOU, S.; QIN, F.; ZHENG, K. & YE, X. **Modeling the oxidation kinetics of Fenton's process on the degradation of humic acid.** Journal of Hazardous Materials, v. 179, no. 1–3, p. 533–539, 2010.

XIA L.P.; ZHANG, H.M. & WANG, X.H. **An effective way to select slow-growing nitrifying bacteria by providing a dynamic environment.** Bioprocess and Biosystems Engineering, v. 30, p. 383-388, 2007.

XU X. & ZHU, X. **Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process.** Chemosphere, v. 56, p. 889 – 894, 2004.

YADAV, J. S. & GODEKEDIKSHIT, A. K. **Stabilized old landfill leachate treatment using electrocoagulation.** Environment Asia, v.10(1), p. 25-33, 2017. Disponible online em www.tshe.org/ea/index.html

YALMAZ, G. & OZTURK, I. **Biological ammonia removal from anaerobically pre-treated landfill leachate in sequencing batch reactors (SBR).** Water Science and Technology, v. 43, p. 307-314, 2001.

YAMAMOTO, T.; TAKAKI, K.; KOYAMA, T. & FURUKAWA, K. **Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using Swim-Bed Technology.** Journal of Bioscience and Bioengineering, v. 102, p. 497-503, 2006.

YANG, Z. & ZHOU, S. **The Biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) Bio-Reactor System.** Chemosphere, v. 72, p. 1751-1756, 2008.

YAO. P. **Perspectives on technology for landfill leachate treatment.** Arabian Journal of Chemistry, v. 10, p. 2567–2574, 2017.

YEO, I.H. & JOHNSON, D.C. **Electrocatalysis of anodic oxygen transfer reactions: effect of groups IIIA and VA metal oxides in electrodeposited-lead dioxide electrodes in acidic media.** J. Electrochem. Soc., v. 134, p. 1973–1977, 1987.

YI, Q.; YIBO, W. & HUIMING, Z. **Efficacy of pre-treatment methods in the activated sludge removal of refractory compounds in coke-plant wastewater.** Water Research, v. 28, p. 701-707, 1994.

YIBO, W.; MIN, Z. & YI, Q. **Biological treatment of coke plant wastewater for COD and NH₃-N removal.** Water Science and Technology, v.33, p. 145-154, 1999.

YOO, H.S.; HAN, K.H.; LEE, K.H.; KWAK, Y.J. & SONG, K.G. **Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in as intermittently aerated reactor.** Water research, v. 33, p. 145-154, 2007.

YOON, J.; CHO, S.; CHO, Y. & KIM, S. **The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics.** Water Science Technology. v. 38, p. 209-211, 1998.

YOUNG, J.C. **Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters.** Water Science Technology, USA, v.24, n.8, p. 133-155, 1991.

ZANATTA, R. **Reator biológico rotatório no tratamento do lixiviado de aterro sanitário.** Projeto de Graduação, Universidade Federal de Pelotas, 2016.

ZAMORA, R.M; SCHOUWENAARS, R. & DURÁN-MORENO, A. **Primary silver extraction with a high sulphur activated petroleum coke.** Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research. v. 49, p. 155-62, 2004.

ZAMORA, R.M.R.; MORENO, A.D.; VELASQUEZ, M.T.O. & RAMIREZ, I.M. **Treatment of landfill leachates by comparing advanced oxidation and coagulation-flocculation processes coupled with activated carbon adsorption.** Water Sci. Technology. v. 41, p. 231-235, 2000.

ZHANG, G.; QIN, L.; MENG, Q.; FAN, Z. & WU, D. **Aerobic SBR/reverse osmosis system enhanced by Fenton oxidation for advanced treatment of old municipal landfill leachate.** Bioresource Technology, v. 142, p. 261-268, 2013.

ZHANG, H.; CHOI, H.J. & HUANG, P. **Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor.** Journal of Hazardous Materials. v. 136, p. 618-623, 2006.

ZHANG, H.; CHOI, H.J. & HUANG, P. **Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials. v.125, p. 166-174, 2005.

ZHANG, T; DING, L. & REN, H. **Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation.** Journal of Hazardous Materials, v. 166, p. 911-915, 2009.

ZHANG, H.; RAN, X. & WU, X. **Electro-Fenton treatment of mature landfill leachate in a continuous flow reactor.** Journal of Hazardous Materials, v. 241-242, p. 259-266, 2012.

ZHANG, H.; LI, Y.; WU, X.; ZHANG, Y. & ZHANG, D. **Application of response surface methodology to the treatment landfill leachate in a three-dimensional electrochemical reactor.** Waste Management, v. 30, p. 2096-2102, 2010.

ZHANG, H.; RAN, X.; WU, X. & ZHANG, D. **Evaluation of electro-oxidation of biologically treated landfill leachate using response surface methodology.** Journal of Hazardous Materials, v. 188, p. 261-268, 2011.

ZHENG, T.; WANG, J.; WANG, Q.; MENG, H. & WANG, L.M. **Research trends in electrochemical technology for water and wastewater treatment.** Applied Water Science, v.7(1), p.13-30, 2017.

ZHAO, G.H.; PANG, Y.N.; LIU, L.; GAO, J.X. & LV, B.Y. J. **Highly efficient and energy-saving sectional treatment of landfill leachate with a synergistic system of biochemical treatment and electrochemical oxidation on a Boron-Doped Diamond electrode.** J. Hazard. Materials, v. 179, p. 1078-1083, 2010.

ZHOU, B.; YU, Z.; WEI, Q.; LONG, H.Y.; XIE, Y. & WANG, Y. **Electrochemical oxidation of biological pretreated and membrane separated landfill leachate concentrates on boron doped diamond anode.** Appl. Surf. Sci., v. 377, p. 406-415, 2016.

ZHOU, M., & HE, J. **Degradation of azo dye by three clean advanced oxidation processes: Wet oxidation, electrochemical oxidation and wet electrochemical oxidation - A comparative study.** Electrochimica Acta, v. 53(4), p. 1902–1910, 2007.

ZHAO, X.; QU, J.; LIU, H.; WANG, C.; XIAO, S.; LIU, R.; LIU, P.; LAN H. & HU, C. **Photoelectrochemical treatment of landfill leachate in a continuous flow reactor.** Bioresource Technology, v. 101, p. 865-869, 2010.

ZHAO, G.; SHEN, S.; LI, M.; WU, H.; CAO, T. & LI, D. **The mechanism and kinetics of ultrasound-enhanced electrochemical oxidation of phenol on boron-doped diamond and Pt electrodes.** Chemosphere, v. 73, p. 1407–1413, 2008.

ZAZOULI, M.; YOUSEFI, Z.; ESLAMI, A. & ARDEBILIAN, M. **Municipal solid waste landfill leachate treatment by Fenton, Photo-Fenton and Fenton-Like processes: Effect of some variables.** Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering. S.I.: BioMed Central, 2012.

ZOSKI, C.G. (Ed.), **Handbook of Electrochemistry.** 1st Ed., Elsevier, Amsterdam, 2007.

ZOUBOLIS, A.I., LOUKIDOU, M.X. & CHRISTODOULOU, K. **Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate.** Chemosphere, v. 44, p. 1103-1108. 2001.

ZOUBOULIS, A.I.; CHAI, X.L. & KATSOYIANNIS, I.A. **The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates.** Journal of Environmental Management. v. 70, p. 35-41, 2004.

/APÊNDICE A

APÊNDICE A - PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO APLICADOS A LIXIVIADOS.

Processos de tratamento biológico (continuação do item 3.3.2 do corpo da tese)

A.1 Recirculação do lixiviado no aterro sanitário

Essa técnica combina um pré-tratamento no interior do aterro, que atua como um reator anaeróbio, reduzindo a elevada carga orgânica presente no lixiviado. Um estudo sobre a aceleração da estabilização da matéria orgânica foi realizado por TCHOBANOGLIOUS *et al.*, (1993), o qual destacaram a diminuição do volume do líquido devido à evaporação. O processo de recirculação do lixiviado para a superfície da área aterrada, está associado ao retorno do lixiviado para o interior das células do aterro, ao meio da massa de resíduos, através de valas ou através da aspersão sobre as células de disposição. Em geral, esse processo é considerado um método de tratamento biológico por propiciar a redução dos constituintes do lixiviado pela atividade biológica, porém ocorrem reações físico-químicas no interior do aterro. Essa técnica, que atua como um reator anaeróbio, reduz a elevada carga orgânica presente no lixiviado, diminuindo a DQO e a DBO₅, ácidos voláteis, fosfatos, e sólidos totais dissolvidos. Estudos realizados sobre a aceleração da estabilização da matéria orgânica, destacaram que a diminuição do volume do líquido é devido à evaporação, porém um parâmetro importante é atenuação da vazão em época de chuvas intensas (LIMA, 1988; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000; CHERNICHARO (coord.) *et al.*, 2003; LIMA, 2004).

O processo de recirculação do lixiviado, tem sido amplamente empregado, devido a seu baixo custo, necessitando apenas de um tanque de acúmulo do lixiviado e sistemas para recirculação. A produção de gás aumenta e as concentrações dos compostos presentes no lixiviados são reduzidas, porém existem limites e, em épocas de intensa chuva, os acumuladores transbordam, gerando impactos adversos no meio ambiente (LIMA, 1988; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; ECKENFELDER, 2000; SILVA, 2002; CHERNICHARO (coord.) *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003; LIMA, 2004; RENO *et al.*, 2008).

Em estudos de avaliação dos efeitos da recirculação de lixiviados em um aterro em escala real, observou-se o decaimento de 40% da DQO em 20 meses, além de reduções significativas nas concentrações de ácidos voláteis e metais pesados, bem

como a elevação do pH. Verificou-se que esse procedimento reduziu significativamente o potencial poluidor do lixiviado (ROBINSON & MARIS, 1985; TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993). Um efeito negativo da recirculação é o aumento da concentração de amônia no lixiviado, porém a remoção de nitrogênio do lixiviado pode ser obtida por um processo conjugado de “*stripping*”, aeração em sistema biológico com nitrificação e recirculação. Outros estudos apontam também como desvantagens da recirculação a formação de bolsões de líquidos em zonas dos maciços de aterro de altos gradientes hidráulicos, sobre a impermeabilização de base, gerando instabilidades geotécnicas e dificuldades na drenagem de biogás, tendo como consequência o aumento do risco de rompimento dos taludes de proteção do aterro e das geomembranas (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; KOERNER & SOONG, 2000; COSSU *et al.*, 2000; RODRIGUEZ *et al.*, 2000; SAM & ONAY, 2001; CHAN *et al.*, 2002; SPONZA & AGDAG, 2004; BIDONE, 2007).

Algumas pesquisas que mostram resultados positivos da aplicação desta técnica são resumidas nas tabelas A.1 e A.2 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; CHAN *et al.*, 2002; BIDONE, 2007; KOERNER & SOONG, 2000; RODRIGUEZ *et al.*, 2000; SAN & ONAYB, 2001; SPONZA & AGDAG, 2004; BRÁS, *et al.*, 2017).

Tabela A.1 - Evolução da concentração dos elementos minerais durante o período em análise (em mg/L)

Período em análise	Chumbo	Cromo	Zinco	Cobre	Manganês	Níquel	Cálcio	Magnésio	Sódio	Ferro	Potássio
Início	4.70	0.50	2.15		7.76						
Um ano	0.60	1.10	0.46		1.55	0.40	191	201	1936	28.37	2492
Dois anos	0.60	2.90	2.35	0.30	2.95	0.60	244	363	5255	30.03	4265
Três anos	0.55	0.60	0.75	0.60	2.65	0.75	326	216	4145	21.50	4783
Quatro anos	0.56	7.38	3.30	0.45	3.55	1.10	344	319	8440	24.25	5418
Cinco anos		1.47	1.50	0.25	4.40	1.00	507	314	6850	16.20	960
Seis anos	0.50	10.45	1.10	0.30	1.85	1.00	201	167	5370	16.15	4823
Sete anos	0.40	10.53	0.95		1.20	0.65	151	88	2925	12.85	3883
Oito anos	0.53	5.88	1.50	0.25	1.70	0.50	215	116	2355	19.80	2750
Nove anos	0.45	3.78	1.09	0.49	1.10	0.80	160	96	2150	10.50	2025
Dez anos	0.87	5.05	2.85	0.3	1.75	1.25	275	225	3900		5467

Fonte Adaptado de BRÁS, I., FERREIRA, B. S. & SILVA, M. E., 2017.

Tabela A.2 - Resultado das análises efetuadas no permeado do aterro sanitário de Bigorne (Portugal) durante o período de avaliação.

Parâmetros	VLE	Início	1 ano	2 anos	3 anos	4 anos	5 anos	6 anos	7 anos	8 anos	9 anos	10 anos
pH (-)	6	6.0	5.4	5.0	6.1	6.4	6.5	6.2	5.9	6.1	5.5	5.7
DBO ₅ (mg/L)	40	45	44	33	7	16	5	6	9	10	8	14
DQO (mg/L)	150	95	91	127	67	88	53	51	66	72	65	82
SST (mg/L)	60	6.7	3.7	3.0	3.2	3.0	4.2	3.0	3.0	3.0	3.6	22.9
N- Amoniacal (mg/L)	10	9	7	NA	8	17	14	NA	15	9	9	20
N-Total (mg/L)	15	13	11	3.0	15	18	18	9.0	10	8.9	9.5	16
Cloretos (mg/L)		305	NA	NA	NA	NA	NA	2.2	1.4	1.6	3.1	32
Cor (NTU)	NVD	NA	NA	<5	<5	<5	<5	<5	11	NA	11	NA
Fósforo Total (mg/L)	10	1.0	0.9	2.0	2.0	0.2	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	1.0
Nitratos (mg/L)	50	0.5	0.9	NA	NA	NA	1.3	NA	1.0	1.0	3.0	7.9
Óleos e Graxas (mg/L)	15	6.0	5.4	2.9	2.0	2.3	2.3	2.8	4.5	3.8	2.1	7.7
Óleos minerais (mg/L)	15	NA	NA	2.0	2.0	2.0	2.0	2.3	2.2	2.2	2.0	7.5
Arsénio Total (mg/L)	1	2.5	0.008	0.005	0.003	0.004	0.003	0.003	0.005	0.010	0.010	0.010
Cianetos Totais (mg/L)	0.5	0.01	0.03	0.11	0.11	0.04	0.04	0.04	0.04	0.03	0.05	0.05
Crómio Total (mg/L)	2	0.03	0.33	0.50	0.45	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.10
Fenóis (mg/L)	0.5	0.92	0.7	0.06	0.10	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.07	0.01
COT (mg/L)		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.5	2.3
AOX (mg/L)		NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.18	0.20	NA	0.02	0.05
Fluoretos (mg/L)		0.1	NA	NA	NA	NA	NA	0.2	0.2	NA	0.2	0.1
Zinco (mg/L)		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.1	NA	0.1	0.1
Alumínio (mg/L)	10	NA	2.4	1.1	0.9	1.0	1.0	1.0	0.3	0.1	0.1	5.0
Cádmio Total (mg/L)	0.2	0.02	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Chumbo Total (mg/L)	1	0.2	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0
Cloro Residual Livre (mg/L)	0.5	0.01	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	NA	0.05	0.20
Cobre Total (mg/L)	1	0.12	NA	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.30
Crómio Hexavalente (mg/L)	0.1	NA	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02
Ferro Total (mg/L)	2	NA	0.34	0.20	0.23	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.24	0.26
Níquel Total (mg/L)	2	0.12	0.33	0.20	0.20	0.20	0.38	0.20	0.20	0.20	0.20	0.50
Manganês Total (mg/L)	2	0.30	0.33	0.20	0.38	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.50
Mercúrio Total (mg/L)	0.05	NA	0.003	0.002	0.002	0.002	0.004	0.005	0.001	0.0002	0.0002	0.001
Sulfatos (mg/L)	2000	NA	4.3	2.3	1.0	1.8	1.5	2.8	1.8	7.8	3.7	48
Sulfetos (mg/L)	1	0.20	8.9	19	1.9	5.3	1.0	3.5	7.3	2.3	2.7	13

AOX – Orgânicos Halogenados Absorvíveis; NA-Parâmetro não analisado; VLE-Valor limite de emissão; NVD - Não visível.

Fonte Adaptado de BRÁS, I., FERREIRA, B. S. & SILVA, M. E., 2017.

A.2 Tratamento combinado com esgoto

O tratamento combinado de lixiviado está relacionado a adição do lixiviado em conjunto com esgoto sanitário afluente de uma estação de tratamento de esgotos domésticos (ETE), porém devendo o tratamento atender às exigências legais. Essa é uma prática bastante utilizada hoje em dia, por exemplo, em São Paulo, pela SABESP, em função dos elevados custos de implantação e operação de estações de tratamento de lixiviados nos próprios aterros. No início geram um baixo volume diário de lixiviado, porém com a operação do aterro até seu encerramento os volumes aumentam muito, principalmente em épocas de chuva intensa, o que dificulta o tratamento (SABESP, 2005-2009).

O tratamento combinado de lixiviados com esgotos domésticos é uma alternativa para países em desenvolvimento, com dificuldades de caixa e sem cobrança pelo resíduo coletado, disposto em aterro e o lixiviados tratados. Comparando esses sistemas com outras tecnologias de tratamento de lixiviados, o custo de operação e o grau de complexidade são bastante reduzidos, tornando a operação facilitada. Para o tratamento combinado de esgoto e lixiviado em uma ETE, é importante levar em consideração a capacidade dela em receber o aumento da carga orgânica. Essa capacidade está diretamente relacionada com a manutenção da eficiência do tratamento e condições hidráulicas. Essas últimas variáveis estão relacionadas com a carga hidráulica da ETE. Deve-se também avaliar o comportamento da estação em relação aos choques de cargas tóxicas, principalmente devido à amônia e metais pesados presentes nos lixiviados (FACCHIN. *et al.*, 2000; SILVA, 2009; FERRAZ, 2014; CAMPOS, 2014)

Uma alternativa interessante para minimizar os impactos negativos na eficiência do processo biológico da estação de tratamento de esgotos, está relacionada com a necessidade de um pré-tratamento do lixiviado no próprio aterro sanitário antes do envio para as ETES. Podendo nesse tratamento se fazer uma coagulação com Ca(OH)_2 para remoção dos metais pesados e um “*stripping*” para remoção do nitrogênio amoniacal. Dessa forma são minimizados os impactos adversos causados à operação das ETES, devido a inibição bacteriana principalmente. Os custos com transporte também devem ser avaliados em função das distâncias e volumes a serem transportados, o que pode inviabilizar a utilização dessa alternativa (FACCHIN *et al.*, 2000; SILVA, 2009; FERRAZ, 2014; CAMPOS, 2014)

A relação entre o volume de lixiviado e esgoto a ser aplicada no tratamento combinado deve ser avaliada caso a caso, devido à grande variabilidade das características qualitativas de cada lixiviado. Estudos diversos sobre o tratamento combinado de lixiviados com esgotos sanitários têm mostrado que a relação percentual entre o volume de esgotos sanitários e de lixiviados não deve ultrapassar 2 a 3% (volume de lixiviado/volume total) para evitar problemas no tratamento (McBEAN *et al.*, 1995; SILVA, 2009; MANNARINO *et al.*, 2011; FERRAZ, 2014; CAMPOS, 2014)

CAMPOS (2014) fez uma análise crítica da utilização do tratamento combinado de lixiviados com esgotos sanitários, tendo realizado um levantamento bibliográfico sobre o assunto, o que o levou às seguintes conclusões:

- i) Os critérios de avaliação para o lançamento de lixiviados em ETEs devem ser aprimorados. Não há segurança efetiva de critérios baseados apenas nas análises da DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo e metais;
- ii) Parte dos componentes do lixiviado é tratada ou removida em ETEs, porém, parte significativa é apenas diluída;
- iii) Há problemas decorrentes dessa mistura para a ETE: corrosão, odor, elevação de cor, dificuldades para controle de dosagem e aumento no consumo de produtos químicos;
- iv) Há necessidade de se aumentar o número de variáveis monitoradas no afluente à ETE, no lixiviado e no efluente à ETE;
- v) Considerar a eficiência baseada em valores da DBO₅, DQO, nitrogênio e fósforo e sólidos não oferece garantia sobre os componentes presentes nos efluentes da ETE;
- vi) O descarte de lixiviado em ETEs não garante que esse lixiviado seja efetiva e completamente tratado.

Em uma avaliação sobre a capacidade de dois sistemas convencionais de lagoas facultativa e aerada, tratando esgotos sanitários, em receber lixiviados de aterros sanitário com diluições controladas, foi observada a necessidade de se realizar uma diluição de 0,5% (volume de lixiviado/volume total). A remoção da DBO₅ foi de 71% e

concentração média da DBO₅ do efluente de 42 mg/L para esse sistema. Esse estudo mostrou que, para a diluição aplicada, o processo combinado é viável, sendo que a DBO₅ foi menor que 50 mg/L e a DQO menor que 100 mg/L, além de propiciar boa remoção de amônia, com uma concentração média no efluente de 10 mg/L (SANTOS, 2010).

No Brasil, as leis que controlam descarte de lixiviados nos corpos de água em nível nacional e estadual são ainda pouco aplicadas, necessitando de definições mais profundas, no sentido de reduzir a poluição de corpos hídricos. A USEPA (Agência de Meio Ambiente dos Estados Unidos da América) estabeleceu limites para lançamentos dos lixiviados de aterros de resíduos e padrões de pré-tratamento para descarga desses efluentes em sistemas públicos de tratamento de esgotos (USEPA, 2000).

No ano de 2000, a USEPA estimava que mais de 700 aterros de resíduos não perigosos enviavam seus lixiviados para sistemas públicos de tratamento de esgotos. No Brasil, os lixiviados dos aterros sanitários de Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, em São Paulo (SP), da Extrema, em Porto Alegre (RS), Salvaterra, em Juiz de Fora (MG), CTR-BR 040, em Belo Horizonte (MG) e o aterro do Morro do Céu, em Niterói (RJ), são tratados por processo combinado com esgoto sanitário (FACCHIN *et al.*, 2000; USEPA, 2000; MARTTINEN *et al.*, 2003; FERREIRA, 2009; MANNARINO *et al.*, 2011).

Essa prática sofre hoje questionamentos, particularmente nos países desenvolvidos, sobre as interferências que o lixiviado, em função das suas características, pode promover nos processos de tratamento, especialmente nos biológicos, além da baixa eficiência na remoção dos poluentes. Como já comentado, devem ser definidos critérios para a utilização do tratamento combinado, como a proporção de diluição, a qual deve ser adequadamente definida para cada caso (AKERMAN, 2005; USEPA, 2000; RENOUE *et al.*, 2008; FERREIRA, 2009; NACENTES, 2013).

A adoção de pré-tratamento é necessária para se reduzir a carga orgânica, compostos tóxicos e nitrogênio amoniacal antes do lançamento do lixiviado nas ETEs. Deve ser obedecida uma proporção de 2 a 3% entre o lixiviado e o esgoto, pois volumes de lixiviados adicionados acima da capacidade da estação de tratamento de esgotos geram dificuldades no tratamento combinado, devido às altas concentrações de substâncias orgânicas de baixa biodegradabilidade, nitrogênio

amoniacoal, metais pesados e outras substâncias tóxicas ao sistema biológico (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; COSSU *et al.*, 2000; FERREIRA, 2009; NACENTES, 2013).

Outro item que deve ser mais bem avaliado se refere à concentração de metais pesados que podem inibir a atividade biológica e inviabilizar a utilização futura do lodo biológico como fertilizante. Caso os volumes de lixiviados adicionados às ETEs sejam acima da capacidade dessas, com valores percentuais acima de 2-3%, o resultado sempre será efluente tratado com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacoal (CECEN *et al.*, 2003; FERREIRA *et al.*, 2009; NACENTES, 2013).

Ensaio de toxicidade foram realizados nos efluentes de sistema de tratamento combinado de lixiviado e esgoto, usando os organismos *Danio rerio* e *Daphnia similis* na ETE Icaraí, que recebe lixiviado do aterro Morro do Céu, ambos localizados em Niterói/RJ. Os estudos reportaram que a maior mistura lixiviado/esgoto registrada durante o período de monitoramento foi de 1,5% e os ensaios de toxicidade aguda mostraram que, apesar da elevada toxicidade do lixiviado (CL₅₀ 4% a *Danio rerio* e 5% a *Daphnia similis*), a toxicidade da mistura afluente à ETE não foi diferente da toxicidade do esgoto sem adição do lixiviado (CL₅₀ 62% a *Danio rerio* e 22% a *Daphnia similis*). Como conclusão, ficou claro que não houve prejuízo significativo ao desempenho da ETE e que os valores médios de toxicidade do efluente tratado atenderam às exigências legais, mostrando que baixos percentuais de lixiviados em tratamento combinado se mostram viáveis (MANNARINO *et al.*, 2010).

Outros estudos de avaliação do tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados concluíram o descrito a seguir (NACENTES, 2013):

- ✚ É uma alternativa plenamente viável para o tratamento do lixiviado para misturas lixiviado/esgoto de até 3%. Para o processo de lodos ativados, variante aeração prolongada, foram obtidas eficiências de remoção de matéria orgânica de 88,5% e 84,1% para as misturas de 2% e 3%, respectivamente;
- ✚ Para a variante de lodos ativados convencional, a remoção de matéria orgânica média foi de 81,3% e 78,5%, para as misturas de 2% e 3%,

respectivamente. De acordo com este estudo, a faixa ideal de mistura lixiviado/esgoto vai até 3%;

- ✚ Verificou-se, no entanto, que é possível o tratamento de misturas de até 5%, mas com redução significativa da eficiência, devendo-se verificar os critérios legais de lançamento de efluentes para que se decida pontualmente sobre a viabilidade técnica da adoção de misturas maiores que 3%;
- ✚ Os melhores resultados encontrados foram para lodos ativados variante aeração prolongada com mistura até 2%. O lixiviado bruto utilizado nesta pesquisa apresentou toxicidade extremamente alta ao organismo *Danio rerio*. Entretanto, as misturas de 0,5%, 2% e 5%, tanto brutas quanto tratadas, atenderam à legislação ambiental do Estado do Rio de Janeiro, no que se refere à toxicidade.

Os dados dos estudos antes descritos levaram à conclusão que o sucesso em se manter uma boa eficiência do processo de tratamento combinado para esgotos sanitários e lixiviados está relacionado ao estabelecimento de cargas orgânicas e nitrogenadas do lixiviado a serem misturadas ao esgoto doméstico. Sua utilização deve ser criteriosamente avaliada para cada condição do lixiviado e da ETE a ser usada no tratamento. Deve-se avaliar também, além das condições técnicas do tratamento e seus parâmetros operacionais, os custos para a disposição do lixiviado na ETE. Vários estudos focaram na avaliação da viabilidade do tratamento de lixiviados em conjunto com o esgoto sanitário. O objetivo desses estudos foi conhecer os impactos da adição de lixiviado nas ETEs, na qualidade do lodo gerado em função do seu possível uso na agricultura e do efluente final tratado (ZOUBOULIS *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; NACENTES, 2013).

A Tabela A.3 a seguir ilustra os dados do relatório mensal de operação da estação de tratamento de esgotos São Pedro (NACENTES, 2013) que recebe o lixiviado do aterro Dois Arcos, para tratamento combinado com o esgoto sanitário. A tabela mostra os principais dados operacionais da ETE São Pedro entre abril de 2012 e abril de 2013, tais como vazão média afluyente à ETE, mistura lixiviado/esgoto, DBO₅ afluyente, DBO₅ efluente e eficiência de remoção da DBO₅. Atualmente a ETE não trata o lixiviado.

Tabela A.3 - Dados Operacionais da estação de tratamento de esgotos de São Pedro – São Pedro da Aldeia/RJ

Mês	Vazão afluente à ETE (m ³ /d)	Vazão de Lixiviado (m ³ /d)	Mistura Lixiviado/ Esgoto (%)	DBO ₅ afluente (mg/L)	DBO ₅ efluente (mg/L)	Remoção da DBO ₅ (%)
abr/12	8841	256	3,0	102	19	81,4
mai/12	10337	112	1,1	141	23	83,7
jun/12	10598	38	0,4	130	17	86,9
jul/12	11065	173	1,6	145	17	88,3
ago/12	10210	190	1,9	136	17	87,5
set/12	9626	167	1,8	222	19	91,4
out/12	9239	131	1,4	154	21	86,4
nov/12	8573	93	1,1	258	25	90,3
dez/12	8510	99	1,2	129	13	89,9
jan/13	7072	112	1,6	121	28	76,9
fev/13	8501	0 (*)	0	223	15	93,3
mar/13	8398	134	1,6	231	14	93,9
abr/13	8459	188	2,3	101	9	91,1
Média	9187	130	1,5	161	18,2	87,8

(*) Sem lançamento de lixiviado na ETE por exigência do órgão ambiental.

Fonte: NACENTES, 2013.

Os dados da tabela anterior indicam que a relação lixiviado/esgoto do afluente à ETE São Pedro chegou até 3,0% o que levou a uma menor eficiência de remoção da DBO₅ com valores próximos a 77,0%. A maior concentração média mensal da DBO₅ na saída da ETE foi de 28 mg/L, o que atende à concentração máxima de 40 mg/L da DBO₅, definida pela Diretriz do INEA DZ 215 revisão 4 (INEA, 2007), para o Estado do Rio de Janeiro, porém a eficiência ficou muito abaixo de um sistema típico de lodos ativados, variante aeração prolongada, que tipicamente tem eficiência acima de 95% (VON SPERLING, 1996a; NACENTES, 2013).

Os dados anteriores estão em consonância com outros relatos em relação ao tratamento combinado em sistemas de lodos ativados convencional e principalmente aeração prolongada, que é possível tratar misturas lixiviado/esgoto de até 5%. Nesse caso ocorre certo prejuízo na eficiência de remoção da DBO₅, porém ainda com valores aceitáveis de descarte final, considerando valores da DQO do lixiviado não maiores que 10.000 mg/L. A maioria dos estudos constataram como valor recomendado 2% (MCBEAN *et al.*, 1995; MANNARINO *et al.*, 2010; NACENTES, 2013).

No caso de reatores anaeróbios tipo UASB (Up Flow Anaerobic Sludge Blanket) para o tratamento combinado, existem alguns bons resultados, pois o processo anaeróbio combinado favorece ao tratamento desses lixiviados. Esse processo possibilita uma redução significativa das concentrações finais de nitrogênio amoniacal, principalmente pelo efeito dilutivo, o que reduz a toxicidade do lixiviado (CHERNICHARO *et al.*, 2003). Os reatores anaeróbios em tratamento combinado foram utilizados pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) de forma a de avaliar a viabilidade do tratamento dos líquidos lixiviados, resultantes da decomposição de resíduos orgânicos nos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB). Os resultados obtidos foram muito satisfatórios, pois chegou-se a uma eficiência média de remoção da DQO e DBO₅ de 80% e 90%, respectivamente, para carga orgânica de até 4,4Kg DQO/m³.dia, com tempo de residência hidráulico de 10 horas, indicando assim a viabilidade do tratamento combinado de líquidos lixiviados com esgotos domésticos em reatores UASB, porém com necessidade de usar baixos percentuais de lixiviado na mistura combinada (CASTILHOS JUNIOR, A.B., 2006; NACENTES, 2013).

A tabela A.4 mostra dados de duas grandes estações da SABESP que operam tratando lixiviado e esgoto sanitários. Nos estudos concluiu-se que as ETEs são afetadas pelos lixiviados e sua complexa toxicidade, porém são necessários estudos mais abrangentes para se ter um completo entendimento sobre os efeitos do lixiviado nas ETEs e ainda o impacto ao meio ambiente.

Tabela A.4 – Proporção entre esgoto e lixiviado nas ETEs Barueri e Suzano

Variáveis	ETE Barueri (2004)			ETE Suzano (2002)		
	Esgoto	Lixiviado	%	Esgoto	Lixiviado	%
Vazão (m ³ /dia)	565.229	4.315	0,76	58.507	226	0,39
DBO ₅ (Kg/dia)	143.568	13.577	9,46	23.866	980	4,11
DQO (Kg/dia)	305.224	30.363	9,95	43.142	1.960	4,54

Fonte: Adaptado de BOCCHIGLIERI, 2010.

A.3 Lagoa de estabilização

As lagoas de estabilização, mesmo apresentando baixa eficiência, têm sido utilizadas no tratamento de lixiviados, sendo aplicado, na maioria das vezes, sistema de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação). Nessas lagoas ocorre a remoção de parte da matéria orgânica dos lixiviados pela ação microbiana. A facilidade de construção e principalmente fácil operação e manutenção das lagoas, assim como os baixos custos, são as razões para que as lagoas se tornem mais atrativas no tratamento dos lixiviados. Essas lagoas, porém, não mostram boa remoção dos compostos poluentes, ficando aquém daqueles exigidos pelos órgãos ambientais (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; KELLNER & PIRES, 2000; FERREIRA *et al.*, 2003; BOCCHIGLIERI, 2010; CASTILHOS JUNIOR, A.B., 2006; NACENTES, 2013).

Certamente a grande dificuldade na aplicação das lagoas no tratamento dos lixiviados está relacionada com as baixas eficiências obtidas. Os projetos são concebidos, mais para o tratamento de esgoto sanitário que para lixiviados, pois no dimensionamento são utilizados parâmetros e critérios de esgoto doméstico (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; QASIM & CHIANG, 1994; HAMADA & MATSUNAGA, 2000; KELLNER & PIRES, 2000; FERREIRA *et al.*, 2003; JORDÃO & PESSÔA, 2005; BIDONE, 2007; BOCCHIGLIERI, 2010).

A dificuldade está muito relacionada com a DQO, que para o esgoto doméstico apresenta valores próximos a 500 - 700 mg/L, enquanto lixiviados de aterros jovens pode ultrapassar 10.000 mg/L. Mesmo o tratamento do esgoto doméstico em lagoas apresenta limitações devido à área elevada necessária para implantação do sistema e o uso de solo para o tratamento. Deve ficar claro ainda que as lagoas têm, em geral, uma concentração de microrganismos menor que 300 mg/L. As lagoas bem projetadas e operadas, degradam a matéria orgânica de baixa concentração até que essa esteja estabilizada, não matéria orgânica de alta concentração. Essa matéria orgânica em geral não é recalcitrante e sim uma matéria orgânica rapidamente biodegradável. Os lixiviados cuja relação DBO_5/DQO é baixa ($<0,4$), em geral, já apresentam uma elevada concentração de matéria orgânica recalcitrante, fazendo com que as lagoas não sejam um ambiente favorável à sua estabilização (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1994; QASIM & CHIANG, 1994; VON SPERLING, 1996a; HAMADA & MATSUNAGA, 2000; KELLNER & PIRES, 2000; JORDÃO & PESSÔA, 2005; FERREIRA *et al.*, 2003; BIDONE, 2007).

As lagoas anaeróbias tipicamente operam com altas cargas orgânicas e atuam como se fossem um pré-tratamento ou tratamento primário em um sistema de lagoas, recebendo e amortizando a maior carga orgânica, que não pode ser enviada para as lagoas facultativas e/ou de maturação. Esse sistema é conhecido com sistema tipo “Australiano” e a lagoa anaeróbia se baseia na digestão anaeróbia para degradação matéria orgânica. Os processos anaeróbios geram o gás sulfídrico, o que gera odores desagradáveis, limitando o seu uso para os lixiviados. Nas lagoas facultativas, os processos anaeróbios e aeróbios ocorrem em conjunto. As lagoas facultativas são projetadas para operarem com baixa carga orgânica, permitindo que algas e bactérias aeróbias se desenvolvam nas camadas mais superficiais, realizando atividade fotossintética e degradação aeróbia e respectivamente, sendo um processo simbiótico entre esses organismos. Além dessas duas lagoas ainda existe a lagoa de maturação, cuja função principal é a remoção de organismos patogênicos. Várias variáveis influenciam no tratamento de lixiviados por lagoas de estabilização e são importantes para um bom desempenho do sistema, sendo essas variáveis: tempo de residência hidráulica suficiente, vazão do lixiviado equalizada, relação DBO₅/DQO elevada, baixas concentração de compostos recalcitrantes e inorgânicos e cor reduzida (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; VON SPERLING, 1996a; D`ALMEIDA & VILHENA, 2000; JORDÃO & PESSÔA, 2005).

Variações excessivas da vazão podem afetar o funcionamento do sistema, pois altera o tempo de residência e ainda ocorre alteração na quantidade de nutrientes, pH, oxigênio e temperatura do meio. A relação DBO₅/DQO tem importante interferência na eficiência do tratamento de lixiviados utilizando lagoas, pois o tratamento é biológico e utiliza-se de microrganismos para estabilização da matéria orgânica. Caso já haja um certo grau de estabilização do lixiviado (relação DBO₅/DQO < 0,4), o mesmo pode apresentar dificuldade de degradação em função de vários fatores (SILVA, 2002; LINS *et al.*, 2005) tais como:

- ✚ Estrutura complexa sem grupos funcionais reativos;
- ✚ Alguns compostos podem exercer uma ação tóxica sobre os microrganismos, ou ainda, inativar enzimas do metabolismo celular;
- ✚ Alguns compostos podem se complexar ou interagir com outros, tornando-se pouco acessível às enzimas extracelulares;
- ✚ A cor, ocorrendo seu aumento, reduz a absorção da luz no meio reativo, dessa forma inibindo os processos enzimáticos e a fotossíntese.

Estudos realizados no aterro sanitário de Tocantins, para a remoção de matéria orgânica e nutrientes, utilizando o sistema de lagoas de estabilização, mostram que o sistema removeu 85,5% da DQO, 87,8% da DBO₅, 99,74% do nitrogênio amoniacal e 93% do nitrato, porém os levantamentos ocorreram em período não chuvoso, em que o tempo de residência hidráulico dos lixiviados nas lagoas estava muito acima do normal, gerando melhores condições de processo e um aumento na eficiência de remoção da matéria orgânica e nutrientes (NAVAL *et al.*, 2002).

A Tabela A.5 mostra dados de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado de São Paulo.

Tabela A.5 – Dados operacionais da ETE de Fernandópolis – São Paulo

Local	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	13/03/2009		04/08/2009	
Carbono Orgânico Total	25.009	11.318	363,8	709,8
Chumbo	0,03	<0,025	0,04	0,04
Cianeto	0,019	0,015	0,007	<0,0054
Cloreto	87	76	120	54
Cobre	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Condutividade	1452	971	2030	1178
Fenol	0,085	<0,08	<0,08	<0,08
Ferro	4,7	0,3	1,1	0,4
Fósforo Total	14,22	6,67	2,67	8,13
Manganês	0,1	0,05	0,34	<0,05
Mercúrio	<0,0035	<0,0035	<0,0035	<0,0035
Níquel	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nitrito+Nitrato	0,25	0,17	0,3	0,33
Nitrogênio Amoniacal	82,7	34,24	24,89	37,53
Nitrogênio Total Kjeldahl	83,38	42,7	31,51	55,1
Óleos e Graxas	71	8	33	32
Potássio	23,7	16	18,85	17,16
Sólidos em Suspensão Total	252	80	76	136
Sólidos em Suspensos Fixos	44	16	4	28
Sólidos em Suspensos Voláteis	208	64	72	<0,2
Sulfato	48	29	64	<0,05
Sulfeto	1,512	0,865	0,485	0,33
Zinco	0,108	<0,1	0,081	37,53

Fonte: Adaptado de BOCCHIGLIERI, 2010. Valores em mg/L.

A.4 Processos biológicos aeróbios convencionais e suas variantes

O processo de tratamento de lixiviados por via aeróbia promove a degradação dos compostos orgânicos facilmente biodegradáveis. Em caso de sistemas conjugados com nitrificação e desnitrificação, promovem também a oxidação do nitrogênio amoniacal e a redução do nitrato a nitrogênio gasoso. Os processos de tratamento aeróbios são classificados de acordo com a forma de crescimento dos microorganismos, podendo ser esse crescimento aderido a um meio suporte ou em suspensão no meio reacional. Esses sistemas aeróbios têm como pontos negativos os elevados custos para aeração, devido à necessidade de introdução de grandes quantidades de oxigênio no meio reacional com uso de aeradores e energia elétrica. Outro ponto negativo é a inibição dos micro-organismos em casos de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e a grande quantidade de lodo gerado durante o processo de degradação da matéria orgânica (BAE *et al.*, 1998; FRASCARI *et al.*, 2004; KNOX, 1985; LI *et al.*, 2001; LIN & CHANG, 2000; ECKENFELDER, 2000; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003; WISZINIOWSKI *et al.*, 2006; MEHMOOD *et al.*, 2009).

A.4.1 Lodos ativados

As unidades integrantes do sistema de tratamento pelo processo de lodos ativados são: tanque de aeração (que é o reator), tanque de decantação (ou decantador secundário) e sistema de recirculação e descarte de lodo. O nome “lodos ativados” está relacionado com as bactérias, devido a essas flocularem e no decantador ficarem sem oxigênio e nutrientes por uma a duas horas. Esse processo ativa as bactérias e dessa forma as mesmas voltam a gerar um alto consumo de oxigênio na recirculação e retorno para o tanque de aeração (USEPA, 2000; ECKENFELDER, 2000; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003).

O crescimento da biomassa não é aderido a um suporte e a introdução mecânica de ar na massa líquida em geral se faz com uso de aeradores superficiais ou difusores de fundo do tanque de aeração. A recirculação do lodo ativado (biomassa ativa) leva o lodo de volta para o tanque de aeração de forma a manter a biomassa nesse tanque, razão pela qual existe a necessidade da decantação secundária

(USEPA, 2000; ECKENFELDER, 2000; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003).

Os flocos formados pelos microorganismos sedimentam no decantador secundário, sendo do fundo desse decantador, através de bombas, parte desse lodo volta para o tanque de aeração e parte é descartada para um sistema de tratamento do lodo. O lodo de excesso descartado é digerido, se necessário, condicionado, desaguado, e enviado para disposição final. A recirculação é realizada de modo a manter uma elevada concentração de microrganismos ativos, em geral com valores de 5,0 a 6,0 g/L. Nesse processo as bactérias no tanque de aeração, desempenham suas atividades de estabilização da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada (USEPA, 2000; ECKENFELDER, 2000; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003).

As tecnologias de lodos ativados, variante aeração prolongada, assim como a variante convencional, pode promover elevadas remoções da matéria orgânica facilmente biodegradável presente no lixiviado, entretanto, há necessidade de excesso de aeração e necessidade de tempos de residência hidráulicos, em geral acima de 12 a 24 horas. A presença de matéria orgânica refratária e as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, que são inibitórias à atividade biológica, exigem introdução de modificações no processo de lodos ativados, além da necessidade de incorporação de processos adicionais no tratamento do lixiviados, para se obter a remoção dos poluentes requerida (DIAMADOPOULOS *et al.*, 1997; BAE *et al.*, 1999; USEPA, 2000; ECKENFELDER, 2000; LOUKIDOU *et al.*, 2001; LIN & SAH, 2002; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; KARGI e PAMUKOGLU, 2003; METCALF & EDDY, 2003; BIDONE, 2007; VILLA *et al.*, 2007; RENOU *et al.*, 2008;).

Em casos de lixiviados com baixa concentração de carga orgânica, é necessário a introdução, por exemplo, de sistema de membranas para manter uma quantidade de lodo suficiente no tanque de aeração (DIAMADOPOULOS *et al.*, 1997; BAE *et al.*, 1999; USEPA, 2000; ECKENFELDER, 2000; LOUKIDOU *et al.*, 2001; LIN & SAH, 2002; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; KARGI e PAMUKOGLU, 2003; METCALF & EDDY, 2003; BIDONE, 2007; VILAR *et al.*, 2007; RENOU *et al.*, 2008;).

No processo de degradação da matéria orgânica, as células em fase de crescimento utilizam o substrato e os nutrientes disponíveis no meio reacional necessários para o crescimento e obtenção de energia e geração de mais massa microbiana.

A.4.2 Reatores em Batelada Sequencial

A tecnologia de Reatores em Batelada Sequencial (SBR – *Sequencing Batch Reactor*) se baseia em um sistema de lodos ativados, embora todos os processos ocorram no mesmo tanque. Nesse tanque, ocorrem as fases sequenciais de enchimento, aeração, sedimentação, retirada do efluente e repouso. A degradação da matéria orgânica ocorre nas etapas de enchimento e aeração. Enquanto um reator está em reação e nas fases posteriores, o outro reator poder estar em enchimento, pois como o esgoto chega continuamente à ETE, sendo sempre necessário que existam pelo menos dois tanques (ECKENFELDER, 2000; VON SPERLING, 2000; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003; JORDÃO & PESSOA, 2009).

No início do desenvolvimento do processo de lodos ativados, o sistema operava em bateladas, porém a partir da década de 20, devido às dificuldades inerentes ao controle do processo e a decantabilidade do lodo biológico, o sistema SBR foi esquecido e substituído pelo sistema contínuo de tratamento. A partir da década de 70, esses sistemas voltaram a serem estudados e desenvolvidos trabalhos com a utilização desse reator, uma vez que os problemas de decantabilidade do lodo e turbidez dos efluentes tratados foram solucionados. Essa solução ocorreu com o uso de condições anóxicas durante o processo de enchimento e uma aeração final do efluente e retorno da primeira descarga ao tratamento. Os sistemas automáticos de controle de processos foram desenvolvidos e empregados com sucesso, facilitando a operação do sistema em batelada. Em função da grande simplicidade dos sistemas em batelada, cada vez mais esse sistema encontra potencial para sua aplicação, com um aumento do número de estações que utilizam este processo. Destacam-se como vantagens do processo SBR a facilidade de adaptação desta tecnologia a variações contínuas de concentrações de poluentes, o que permite sua utilização para o tratamento de efluentes variados, tais como os provenientes das indústrias alimentícia, petroquímica, papel e celulose, couros, aterros, esgotos municipais e domésticos. Além de sua maior flexibilidade, a tecnologia em questão se mostra altamente eficiente na remoção de fósforo e na remoção de nitrogênio nos processos de nitrificação/desnitrificação, com valores de até 85,7% de remoção de fósforo e 99% de conversão de amônia a nitrogênio gasoso (IRVINE *et al.*, 1979; IRVINE, 1982; SCHROEDER, 1985; IRVINE *et al.*, 1989; ECKENFELDER, 2000; VON SPERLING, 2000; MACE & ALVAREZ, 2002; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY,

2003). Outras vantagens desta tecnologia citadas na literatura (MACE & ALVAREZ, 2002) são resumidas a seguir:

- ✚ Menor custo operacional que os métodos de tratamento biológico convencionais;
- ✚ Menor espaço requerido que os métodos convencionais;
- ✚ Capacidade para manipular amplas variações nas cargas hidráulica e orgânica;
- ✚ Maior controle do crescimento de organismos filamentosos e problemas de sedimentação;
- ✚ Menor atenção requerida pelo operador;
- ✚ Maior flexibilidade da operação do sistema;
- ✚ Maior nível de automação;
- ✚ Menor possibilidade de arraste da biomassa de dentro do reator;
- ✚ Problemas de sedimentabilidade podem ser reconhecidos e corrigidos.

Uma combinação de processos com câmara anóxica, anaeróbia e aeróbia, pode ser operada no sistema SBR ou em unidades separadas. Assim, o nitrogênio e o fósforo são removidos juntamente com a DBO₅. O nitrato é convertido em nitrogênio gasoso no reator anóxico, sendo o fósforo liberado nos reatores anóxico e anaeróbio e a captura do fósforo liberado em meio aeróbio. A degradação da DBO₅ e a nitrificação da amônia ocorrem no reator aeróbio (QASIM & CHIANG, 1994). A tabela A.6, mostra dados de tratamento de lixiviados utilizando reator SBR.

Tabela A.6 - Tratamento de lixiviados utilizando reator SBR

Localização	TDH (dia)	DBO ₅ /DQO	pH ótimo	Concentração Inicial (mg/L)		Taxa de carga orgânica (Kg/m ³ .dia)		Eficiência de remoção (%)	
				DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
Canadá	3,2	0,46	7,1	12.760	179	0,6	ND	97	99
Turquia	1	0,58	7,5	26.000	1.000	ND	120,0	97	99
Izmir	0,29	ND	8,6	10.000	1.590	ND	ND	64	23
(Turquia)	2,0	0,63	7,5	14.000	2.780	0,8	ND	74	ND
Thesaloniki	20,0	0,20	7,5	5.000	1.800	ND	ND	90	ND
(Grécia)	20,0	0,37	7,5	15.000	1.800	ND	ND	75	70
Sobuckzyna (Polônia)	ND	ND	8,3	3.500	800	ND	ND	90	70
Polônia	12,0	0,38	ND	1.348	ND	ND	ND	83	ND
Chandler (Austrália)	0,25	0,05	7,0	1.100	900	ND	5,9	ND	100

Fonte: Adaptado de KURNIAWAN *et al.*, 2010. (ND = Não disponível)

A.4.3 Biorreatores com Membranas

A.4.3.1 Reator MBR

Os biorreatores com membranas - MBR (da sigla da língua inglesa “*Membrane Biological Reactor*”), são sistemas que utilizam membranas do tipo microfiltração ou ultrafiltração instaladas internamente ou externamente ao tanque de aeração. Estão sempre associadas aos reatores nos quais ocorrem reações mediadas por microrganismos e permeação através das membranas, descartando a necessidade de decantação secundária. A maioria das tecnologias utilizando o reator tipo MBR operam com microrganismos floculados, mantidos em suspensão por agitação mecânica ou por difusores de ar. A membrana se constitui em barreira seletiva para os próprios flocos e, dependendo das características da membrana (diâmetro do poro da membrana), para substâncias de alta massa molar ou com características tais que as impeçam de transpor essa barreira. A aplicação da tecnologia MBR em processos biológicos tem tido êxito nos sistemas de lodos ativados, sendo que nesse caso, os sistemas de membrana substituem os tanques de sedimentação logo após o reator biológico (JORDÃO & PESSOA, 2009; FUJII, 2011; SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA, 2011; DEZOTTI *et al*, 2011).

É importante mencionar que os produtos do metabolismo dos microrganismos têm papel relevante no desempenho da permeação na membrana. Esses produtos estão envolvidos no processo de formação de “*fouling*”, que consiste em entupimento das membranas, e que causam a queda de fluxo do permeado ao longo do tempo de operação (JORDÃO & PESSOA, 2009; FUJII, 2011; SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA, 2011; DEZOTTI *et al*, 2011).

Existem dois tipos de configurações para o MBR (JORDÃO & PESSOA, 2009; FUJII, 2011; SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA, 2011; DEZOTTI *et al*, 2011) que são:

- ✚ As membranas estão imersas no interior do reator (caso mais comum);
- ✚ As membranas são instaladas externamente ao reator.

Na primeira configuração, as membranas estão sujeitas a um vácuo, fazendo que o permeado seja succionado. Na segunda, o permeado é bombeado até a unidade com as membranas.

As principais vantagens da tecnologia MBR (SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA, 2011; DEZOTTI *et al*, 2011; JORDÃO & PESSOA, 2014) são:

- ✚ A excelente qualidade obtida em seu efluente que podem chegar a uma concentração da DQO e sólidos em suspensão totais (SST) menor que 5 mg/L e turbidez menor que 1 uT (unidades de turbidez);
- ✚ A possibilidade de reuso do efluente tratado para diversos fins nobres;
- ✚ A facilidade de se incorporar ao sistema de tratamento processos de remoção de nitrogênio e fósforo, quando necessário;
- ✚ A facilidade de melhoria de sistemas existentes de lodos ativados;
- ✚ A área ocupada é menor do que um sistema convencional de lodos ativados;
- ✚ A menor produção de lodo, uma vez que nos processos com MBR trabalha-se com a recirculação ou idade do lodo muito maior, sendo este aspecto importante, pois todo o processo de tratamento da fase sólida (lodo gerado) será reduzido;
- ✚ A eliminação do tanque de decantação após o processo e a supressão dos possíveis casos de intumescimento do lodo.

As desvantagens do MBR (SANT'ANNA JR. & CERQUEIRA, 2011; DEZOTTI *et al*, 2011; JORDÃO & PESSOA, 2014) são:

- ✚ Os elevados custos das membranas, fator que tem influenciado em sua escolha;
- ✚ Os maiores custos com energia, quando comparado com os processos convencionais de lodos ativados;
- ✚ O contínuo processo de formação de “*fouling*”;
- ✚ Número de fornecedores de membranas é relativamente restrito;
- ✚ A vida útil das membranas, praticamente inferior a 10 anos ou menos.

A tecnologia de MBR pode ainda ser combinada com o uso de carvão ativado, sendo esse carvão adicionado no meio reacional. O uso do carvão ativado tem como efeitos positivos a redução da frequência de limpezas das membranas, que pode ser realizada de forma física e/ou química. Outro benefício fica por conta da redução com gastos com energia e produtos químicos impactando no custo operacional (JORDÃO & PESSOA, 2014).

A.4.3.2 Reator MBBR

A tecnologia de reator de leito móvel com biofilme (MBBR) tem essa terminologia em língua inglesa chamada “*Moving Bed Biofilm Reactor*”, sendo um processo híbrido entre as tecnologias de biomassa aderida ao suporte e suspensa no meio reacional. Essa tecnologia é bem recente e tem sido aplicada com êxito no tratamento de esgoto doméstico e outros efluentes (JORDÃO & PESSOA, 2009; FUJII, 2011; BASSIN & DEZOTTI, 2011).

A técnica em questão consiste na introdução de um material com densidade próxima do meio reacional, e que sirva de suporte para as bactérias nos tanques de aeração dos processos de lodo ativado, sendo que nesse suporte ficam aderidas as colônias de microrganismos. O meio suporte, que deve ter uma área superficial específica elevada para garantir uma boa eficiência do processo, fica mantido em suspensão e em contínuo movimento dentro do tanque de aeração. Dentre as vantagens do MBBR em relação às tecnologias de biomassa suspensa no meio reacional pode-se destacar as seguintes (JORDÃO & PESSOA, 2009; FUJII, 2011; 2011; DEZOTTI *et al*, 2011).

- ✚ Menor volume dos reatores biológicos, se comparado com o sistema de lodo ativado conjugado com clarificadores para alcançar os mesmos objetivos de tratamento;
- ✚ As taxas de aplicação de sólidos para as unidades de clarificação são significativamente reduzidas quando comparadas às de sistemas de lodo ativado;
- ✚ Não há necessidade de operações de retrolavagem para controle da espessura de biofilme ou desentupimento do meio suporte, por se tratar de reatores de mistura completa e fluxo contínuo;
- ✚ Ao contrário do sistema de lodos ativados, não depende da etapa de separação de sólidos para manter a densidade populacional de microrganismos, uma vez que a maior parte da biomassa ativa é retida continuamente no reator;
- ✚ Sua versatilidade permite considerar viável uma grande variedade de formas geométricas para o reator;
- ✚ Maior capacidade para absorver cargas de choque;
- ✚ Ocorrência de desnitrificação em zonas anaeróbias nas camadas

profundas do biofilme;

- ✚ Facilidade para oxidar cargas com altas taxas de componentes solúveis dentro do biofilme;
- ✚ Possibilidade de trabalhar com baixa idade do lodo, gerando uma menor produção de lodo e menor descarte;
- ✚ Maior eficiência da nitrificação independentemente da idade do lodo.

A Tabela A.7 mostra algumas combinações de MBR com outros processos de tratamento.

Tabela A.7 - Tratamento de lixiviado utilizando MBR combinado com outros processos

Localização	Tipo de tratamento	DBO ₅ /DQO	Concentração inicial (mg/L)		Eficiência de remoção (%)	
			DQO	N-NH ₃	DQO	N-NH ₃
Tunísia	MBR + oxidação eletroquímica	<0,01	6.500 - 8.000	1.250 - 1.720	85	94
Reino Unido	MBR + NF	0,05	5.000	2.000	~98	~100
Alemanha	MBR + *CA	~0,2	136 - 1.980	~120	65	97
Coréia do Sul	MBR + *OI	ND	400 - 1.500	200 - 1.400	97	96

NF: nano filtração; * CA: carvão ativado; * OI: osmose inversa
Fonte: Adaptado de AHMED & LAN (2012)

A.5 Lagoas aeradas

O processo de tratamento através de lagoas aeradas mostra como vantagem, em relação aos outros processos aeróbios, sua simplicidade em termos de operação e manutenção, devido a se ter uma lagoa com aeradores espalhados por sua superfície. Quando o processo é dimensionado para que ocorra a nitrificação, esse sistema permite a oxidação do nitrogênio amoniacal até o nitrato (FRASCARI *et al.*, 2004; MEHMOOD *et al.*, 2009; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

As lagoas aeradas têm o funcionamento tal qual um reator biológico de crescimento em suspensão, sem recirculação do lodo, em geral com profundidade entre 2,5 e 5,0 m. A aeração, em geral, é realizada por meio de aeradores mecânicos ou sopradores de ar e difusores. Nessas lagoas aeradas, os aeradores, além de fornecerem oxigênio necessário para que o processo de degradação ocorra, promovem a mistura do meio reacional, mantendo os microrganismos em suspensão. Conseqüentemente é necessário que o meio reacional passe por uma lagoa de decantação após a aeração, de forma a decantar o lodo. Esse lodo que fica estocado na lagoa de decantação por vários anos até que seja dragado, desaguado e disposto adequadamente (ECKENFELDER, 2000; VON SPERLING, 2000; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003; FRASCARI *et al.*, 2004; MEHMOOD *et al.*, 2009;).

O tempo de residência típico dessas lagoas aeradas é de dois a quatro dias. Quanto mais alto o tempo de residência, maior a eficiência de remoção de carga orgânica pode ser obtida, podendo alcançar remoções superiores a 90% de DQO e nitrogênio amoniacal. O tempo de decantação é mais baixo, dois dias, sendo que a lagoa de decantação pode acumular lodo por vários anos, em geral até 5 anos. Após essa estocagem o lodo deve ser removido do local e disposto adequadamente. A lagoa aerada de mistura completa atua de forma similar aos tanques de aeração do sistema de lodos ativados. A principal diferença é a inexistência de recirculação de sólidos no sistema de lodos ativados. Em função desse descarte contínuo do lodo, a concentração de biomassa nas lagoas aeradas chega a um determinado valor definido pela disponibilidade de carga orgânica afluyente (FRASCARI *et al.*, 2004; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003; MEHMOOD *et al.*, 2009).

A concentração de sólidos em suspensão nas lagoas aeradas é de 20 a 30 vezes menor do que no sistema de lodos ativados, atingindo valores de até 300 mg/L. Esses sistemas têm sido aplicados para o tratamento de lixiviados, pois são de simples operação e, ao mesmo tempo, são flexíveis e eficazes na transferência de oxigênio no meio líquido (ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; MAEHLUM, 1995; MEHMOOD *et al.*, 2009; QASIM e CHIANG, 1994).

O aspecto negativo do uso das lagoas aeradas é o alto consumo energético e grande necessidade de área. Os microrganismos do processo de lagoas aeradas degradam completamente a matéria orgânica facilmente biodegradável, razão pela qual se

sugere a tecnologia como coadjuvante do tratamento do lixiviado (ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; MAEHLUM, 1995; MEHMOOD *et al.*, 2009; QASIM e CHIANG, 1994).

Quando é visada a nitrificação do efluente, devem ser incluídos processos de desnitrificação em lagoas anóxicas. Algumas pesquisas reportam bons resultados obtidos da aplicação das lagoas aeradas no tratamento de lixiviados (QASIM e CHIANG, 1994; MAEHLUM, 1995; MEHMOOD *et al.*, 2009; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009). A Tabela A.8 reporta os resultados obtidos da aplicação das lagoas aeradas no tratamento de lixiviados.

Tabela A.8 – Aplicação do processo de lagoas aeradas no tratamento de lixiviados

Referência	Características do lixiviado			Condições operacionais		
	DQO (mg/L)	DBO ₅ /DQO	pH	Volume (L)	TDH (Dias)	Remoção DQO (%)
ROBISON & GRANTHAM, 1988	5518	0,70	5,8	1000m ³	>10	97
MAEHLUM, 1995	5518	0,70	5,8	4000m ³	40	60 - 95
ORUPOLD <i>et al.</i> , 2000	765 - 3090	0,43 - 0,53	8,7 - 12,5	17L	16 - 22	55 - 64
FRASCARI <i>et al.</i> , 2004	5050	0,25	8,28	9960m ³	32	40
MEHMOOD <i>et al.</i> , 2009	1740	-	7,0 - 8,0	80m ³	11 - 254	80

A.6 Filtros Biológicos Aeróbios

Nesse tipo de sistema aeróbio de tratamento, o lodo biológico tem crescimento aderido a um meio suporte. O lodo cresce no meio suporte até que o fluxo de lixiviado remova parte desse lodo, controlando o crescimento do mesmo. A remoção de matéria orgânica ocorre, dependendo das condições do lixiviado, porém a

nitrificação não é viável em função da toxicidade da amônia. Em baixas concentrações da amônia, sua remoção ocorre, porém, necessidade de aeração adicional e maior tempo de residência. Os meios suportes usados (pedra brita, bambu, celas plásticas, etc.) nos leitos em geral são de baixo custo o que viabiliza o processo, sendo importante terem uma grande área específica, de forma a facilitar a aderência dos filmes biológicos, passagem do lixiviado a ser tratado, assim como o oxigênio necessário aos processos biológicos aeróbios devido a aeração ser natural. (ECKENFELDER, 2000; JOKELA *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; EDDING *et al.*, 2006; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; MATTHEWS *et al.*, 2009).

O sistema de aeração em geral é natural e ocorre simultaneamente com o ingresso de líquido no filtro biológico aeróbio. O sistema de alimentação do lixiviado ao sistema ocorre partir de um bombeamento de forma que a alimentação seja contínua. Essa alimentação contínua é necessária para que a aeração ocorra também continuamente para fornecimento do oxigênio aos microrganismos aderidos ao meio filtrante. Dessa forma é promovido o crescimento do lodo aderido, assim como a degradação da carga orgânica contida no lixiviado. Para o tratamento do lixiviado pelo processo em questão, sugere-se que seja aplicado mais de um estágio de tratamento, pois a aplicação de somente um estágio em lixiviados muito concentrados não é recomendada. Esse cuidado é devido às grandes cargas orgânicas gerarem um crescimento da biomassa muito rápido, gerando dificuldades no controle do processo, aeração, remoção da carga orgânica, devido ao crescimento rápido das bactérias poder entupir os espaços vazios necessários para a aeração. Outra dificuldade é devido aos baixos tempos de residência hidráulico que são normalmente usados. A aplicação desse sistema deve estar associada com outros processos de tratamento (ECKENFELDER, 2000; JOKELA *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; EDDING *et al.*, 2006; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; MATTHEWS *et al.*, 2009).

Mesmo considerando baixos tempos de residência comum aos sistemas biológico tipo filtro aeróbio, alguns estudos mostraram resultados interessantes com o uso de sistemas em conjunto com uso de carvão ativado e aparas de couro no tratamento do lixiviado gerado no aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre/RS. Obteve-se nesse estudo uma remoção de 64% de remoção da DQO utilizando aparas de couro e 68% na remoção da DQO com uso de carvão ativado, sendo que com o uso de carvão ativado obteve-se 89% na remoção de nitrogênio amoniacal. Os sistemas testados foram alimentados com esgoto sanitário até a formação do biofilme e depois

receberam o lixiviado durante os 120 dias do estudo. Em outra pesquisa com o biofiltro em questão utilizou-se filtro anaeróbio como pré-tratamento, verificando remoção de 53% de NTK (nitrogênio amoniacal + nitrogênio orgânico) e 36% da DBO₅. (COTRIM, 1997; FLECK, 2003).

A tabela A.9 informa tratamentos de lixiviados com uso de filtros biológicos aeróbios.

Tabela A.9 - Filtros percoladores no tratamento de lixiviados de aterro sanitário

Referência	Características do lixiviado			Condições operacionais		
	DQO (mg/L)	DBO ₅ /DQO	pH	Volume (L)	TDH (Dias)	Remoção (%)
GOURDON <i>et al.</i> , 1989	850 - 1350	0,1 - 0,2	8,0 - 8,5	16500	0,6 - 4,5	87 DBO
MARTIENSSEN <i>et al.</i> , 1997	2560	-	8,0	141	-	60 DQO
JOKELA <i>et al.</i> , 2002	230 - 510	0,07 - 0,08		6,5 - 7	9,4	2,1 - 9,6
MATTHEWS <i>et al.</i> , 2009	1575	0,08		8,2	70	0,5

A.7 Biodiscos

Os biodiscos ou discos rotativos são discos espaçados, montados sobre um eixo horizontal, ficando os discos em parte mergulhados no efluente a ser tratado e em parte expostos na atmosfera. Esses discos se movem lentamente entorno do eixo, de modo que cada parte do disco tenha movimento em parte do meio líquido e em parte no ar, de forma que as bactérias fiquem durante parte do tempo no efluente, degradando a carga orgânica e parte do tempo em aeração. O biofilme se forma nas superfícies dos discos e mantém o ciclo de aeração e de adsorção e degradação da matéria orgânica. Em geral os discos medem 3 a 4 m de diâmetro e 5 a 7 m de comprimento, com rotação de 1/10 rpm, sendo imerso no meio reacional a uma profundidade de aproximadamente 40% do seu diâmetro. Dentre as vantagens desse sistema tem-se: baixa manutenção, baixos custos de operação, baixa produção de lodo e possibilidade de nitrificação e desnitrificação; porém não deve ser utilizado em lixiviados de elevadas cargas orgânicas devido à baixa eficiência em alta taxa de

carga orgânica. Esta tecnologia, em geral, é aplicada para tratamento de esgotos sanitários nos países da OECD (Organização dos Cooperação e Desenvolvimento Econômico), mas também tem sido empregada no tratamento de lixiviados de aterro sanitário, porém ainda com poucas referências (HIPPEN *et al.*, 1997; SIEGRIST *et al.*, 1998; HELMER *et al.*, 2001; VON SPERLING, 2005; BIDONE, 2007). Certos estudos utilizaram biodiscos em escala de bancada no tratamento de lixiviado estabilizado com DBO₅ de 15 a 38 mg/L, DQO de 322 a 385 mg/L, NKT de 156 a 171 mg/L e pH entre 7,2 a 7,7, porém esses valores foram muito diluídos, bem abaixo dos típicos de um lixiviado. Foram utilizadas no estudo três unidades experimentais em escala de bancada, cada qual composta por três estágios com dois biodiscos por estágio, as taxas de aplicação superficial entre 7,9 e 49,2 L/m² de área de disco e tempo de residência entre 0,12 e 0,77 dias, sendo a rotação de 2,3 rpm. Esses autores chegaram a remoções da DBO₅, DQO e nitrogênio amoniacal de 38%, 80% e 98% respectivamente, porém com baixos valores de carga poluente, não sendo típica de lixiviados. Outros estudos mencionam tratamento dos lixiviados de aterro com concentração de nitrogênio amoniacal e DBO₅ respectivamente de 202 e 50 mg/L com uso de taxas de 4,5 g/m².dia, tempo de residência de 0,3 dias e temperatura de 18°C, com remoções de 40% para a DBO₅ e 90% para o nitrogênio amoniacal, sendo também uma baixa carga poluente, o que não é típico de lixiviados. Estudos com biodiscos em escala piloto, com discos de diâmetro igual a 0,3 m e área total de 5,56 m² em um reator de 20 L, trataram lixiviado com DQO na faixa de 2500 a 9000 mg/L, obtendo remoção da DQO de 54% para um tempo de detenção hidráulico de 24 horas, sendo essa carga poluente típica de lixiviados (SPENGEL & DZOMBAK, 1991; HENDERSON *et al.*, 1997; CASTILLO *et al.*, 2007).

A.8 Processos biológicos anaeróbios

Os sistemas de tratamento de lixiviados baseados em processos anaeróbios, com uso de reatores tais como: reatores de leito fixo, leito fluidizado, leito expandido e UASB (*UpFlow Anaerobic Sludge Blanket*), mostram entre as vantagens a geração de biogás que pode ser usado na geração de energia. A energia é alternativa, sem uso de combustíveis fósseis, tendo ainda a vantagem de baixa geração de lodo, reduzindo os custos de transporte e disposição final desse lodo. Uma desvantagem desse processo anaeróbio é a baixa eficiência no tratamento de efluentes, pois sua eficiência fica limitada a valores não maiores que 80% de remoção da DBO₅. No caso dos lixiviados, que possuem alta heterogeneidade e variabilidade nas

concentrações de seus parâmetros físico-químicos e biológicos, ao longo do tempo, a eficiência além de baixa é muito variável com o tempo devido à recalcitrância do lixiviado ao longo de sua estabilização no aterro (BATSTONE *et al.*, 2002; LIU e FANG, 2002; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005). No caso de lixiviados estabilizados, com uma concentração elevada de matéria orgânica refratária, ou seja, baixa relação DBO₅/DQO, inferior a 0,3-0,4, os processos anaeróbios de tratamento são ineficientes (BATSTONE *et al.*, 2002; LIU e FANG, 2002; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

Os lixiviados mais antigos certamente são mais refratários e têm uma grande dificuldade no tratamento, porém os lixiviados de aterros mais jovens podem acarretar problemas operacionais devido à variação das características físico-químicas tais como: altas cargas orgânicas, concentrações de metais alcalinos, concentrações de metais pesados, compostos halogenados, nitrogenados (principalmente amônia) e deficiências nutricionais. A alimentação desse lixiviado diretamente ao meio reacional anaeróbio, podem inibem completamente o processo de biodegradação (BATSTONE *et al.*, 2002; LIU e FANG, 2002; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

A.8.1 Reator UASB

O reator UASB foi desenvolvido para o tratamento de efluentes típicos de indústria de alimentos que, em geral, indústria essa que gera efluentes com alta concentração da matéria orgânica. Compõe-se de um reator com em média 6 a 8 horas de tempo de residência com três fases, sendo uma fase o meio líquido, a segunda o meio sólido com o lodo granular e a terceira a fase gás, devido à geração principalmente de metano e gás carbônico. Esse tipo de reator gera um lodo granular com concentrações de sólidos voláteis de 50 a 60 g/L, enquanto um sistema de lodos ativados convencional possui concentração de sólidos suspensos voláteis de 5 a 6 g/L. O lodo nesse processo já sai estabilizado e tem boas condições para o processo seguinte de desaguamento. O biogás gerado pode ser limpo e utilizado, devido à alta concentração de metano, porém o processo em geral tem uma remoção da DBO₅ menor que 80% o que se faz necessário um processo de polimento posterior para enquadramento na legislação vigente (BATSTONE *et al.*, 2002; LIU & FANG, 2002; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

O projeto de reatores tipo UASB não é complexo e demanda poucos equipamentos para sua implantação (CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005). O processo anaeróbico, por si só, mesmo com a utilização do melhor sistema anaeróbico desenvolvido que é o reator UASB, por não ter a eficiência desejada, não consegue tratar o lixiviado de forma a atender a legislação e descarte no corpo receptor. Dessa forma necessita de um pós-tratamento aeróbico final para polimento e atingimento da eficiência necessária para descarte (COUTO & BRAGA, 2003; PINTO *et al.*, 2003; METCALF & EDDY, 2003; FIORE, 2004; VON SPERLING, 2005). Em estudos com reatores UASB, alguns autores reportaram eficiência de remoção da DQO próxima de 80% aplicando uma carga volumétrica orgânica de 8 kg DQO/m³.d. O reator em questão operou com manutenção de temperatura superior a 20°C no sistema de tratamento que tratou resíduos sólidos em conjunto com lodos de tanques sépticos. Os autores constataram que altas concentrações de nitrogênio amoniacal foram tóxicas aos microrganismos e, ainda, que o lodo reteve metais pesados de forma satisfatória para a maioria dos metais, exceto para o ferro solúvel (COUTO & BRAGA, 2003; PINTO *et al.*, 2003; FIORE, 2004). No Brasil, a utilização de reatores UASB no tratamento de lixiviados de aterros sanitários é crescente. Porém, a utilização de sistemas anaeróbios ainda encontra dificuldades em produzir efluentes que se enquadrem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental (CHERNICHARO, 1997). O lixiviado do aterro da Muribeca – PE, foi tratado em escala experimental, com uso de um reator UASB, sendo inoculado com lodo granular de um outro reator UASB já em operação em uma usina de cana de açúcar. O objetivo do projeto foi avaliar a influência do tempo de residência hidráulico e da carga orgânica volumétrica na eficiência do reator UASB, tratando lixiviados. O estudo durou 115 dias a remoção da DQO é mostrada na Tabela A.10 (SANTOS *et al.*, 2003)

Tabela A.10 – Eficiência de remoção da DQO utilizando UASB

Fase de Operação	tempo de residência (h)	Condições de Operação	Período (dias)	Eficiência de Remoção da DQO (%)
I	52,3	Chorume diluído (50% chorume e 50% água)	0-12	64,2
II	57,2	Chorume Bruto e manutenção do tempo de residência	12-33	32,5
III	28,7	Chorume Bruto e redução do tempo de residência	33-83	42,7
IV	18,5	Chorume Bruto e redução do tempo de residência	83-115	43

Fonte: Adaptado de SANTOS *et al.*, 2003.

A.8.2 Filtros Anaeróbios

Os filtros anaeróbios são sistemas de tratamento que fazem com que ocorram as reações bioquímicas de estabilização da matéria orgânica contida nos lixiviados, com a passagem do lixiviado através de um leito com material suporte (brita, bambu, plástico etc.). Esse sistema se parece com os filtros aeróbios e tem neles fixados biofilmes bacterianos anaeróbios aderidos às suas superfícies, além de biomassa bacteriana anaeróbia dispersa retida no suporte. Existe a necessidade que os microrganismos estejam aclimatados ao lixiviado, como ocorre em todo processo biológico para que se mantenha a estabilidade do processo e da própria biomassa (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997; VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

A biomassa é retida no meio suporte por adesão, devido à grande capacidade das bactérias de se aderirem às superfícies imersas em sistemas com condições para o crescimento bacteriano, como presença de nutrientes e carga orgânica, e ausência de compostos inibidores e tóxicos. Quanto maior a superfície específica disponibilizada pelo meio suporte para a adesão dos microrganismos, mais efetivo será o tratamento proporcionado pelo sistema (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Nos flocos e filmes anaeróbios, as diferentes populações bacterianas agrupam-se em camadas superpostas, de modo que haja um sentido de fluxo dos substratos em conta-corrente com o fluxo dos produtos. A quantidade relativa de organismos constituinte da biomassa varia dependendo do grau de degradação que se encontra a biomassa inoculada, de forma a propiciar a formação do filme ou grânulo (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Comumente se utiliza como meio suporte de filtros anaeróbios a pedra britada (brita 4). Esse material é também muito usado na construção dos filtros anaeróbios de base em aterros sanitários, devido a sua resistência estrutural. Contudo, dentro das condições regionais específicas, diversos materiais abundantes ou residuários poderão ser usados para esse fim. O desempenho dos filtros anaeróbios e sua avaliação é muito complexo, sendo a modelagem em muitos casos difícil, devido ao sistema ser complexo (CHERNICHARO, 1997; YOUN, 1991; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

A partir de testes experimentais, concluiu-se que o tempo de residência hidráulica é o parâmetro mais significativo, e estabeleceu-se uma modelagem para descrever o desempenho dos filtros anaeróbios tratando diversos tipos de efluente, inclusive lixiviado. O desempenho dos filtros na remoção da carga orgânica depende muito dos microrganismos, tanto em meio anaeróbio como aeróbio, pois além da degradação, atuam na retirada de grandes quantidades de espécies químicas, como metais, sulfetos e outros compostos da fase líquida. Esse papel é muito mais efetivo em sistemas com crescimento aderido do que em crescimento suspenso. O termo biossorção é utilizado para descrever a capacidade da biomassa de concentrar metais e outras substâncias em solução por mecanismos físico-químicos, como adsorção ou troca iônica (TAVARES & SILVA, 2001; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

Normalmente a biossorção é referida a uma coleção de processos extracelulares de fixação de compostos e íons, como adsorção pelas superfícies celulares (de carga negativa), ligação com polissacarídeos extracelulares e precipitação na superfície celular por ação enzimática (TAVARES & SILVA, 2001; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

A bioacumulação, por sua vez, entende-se como o processo intracelular, relacionado ao metabolismo microbiano, em que grandes quantidades de íons metálicos e outras espécies presentes no meio entram na célula e são armazenados em organelas ou proteínas como reservas essenciais ao desenvolvimento bacteriano. Este mecanismo pode ser efetivo também para a acumulação de íons, acarretando prejuízo para as funções vitais do microrganismo. A acumulação de metais em biofilmes em outros processos, intervêm, além do já mencionados, como a complexação e quelação de íons metálicos na matéria orgânica (TAVARES & SILVA, 2001; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

/APÊNDICE B

APÊNDICE B –TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO, COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO, FLOTAÇÃO E TRATAMENTO COMBINADO APLICADOS A LIXIVIADOS.

Processos de tratamento físico-químicos (continuação do item 3.3.3 do corpo da tese)

B.1 Processos de tratamento físico-químicos gerais

Em geral os processos de tratamento físico-químicos de lixiviados de aterro sanitário tem sido muito utilizado, devido às limitações impostas pelas características deste tipo de efluente. Em particular no caso de lixiviados estabilizados, com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica biorefratária, ou seja, lixiviados com baixa relação DBO_5/DQO de difícil degradação. Nesses casos os processos biológicos em si não podem ser utilizados de forma isolada para o tratamento e estabilização dos lixiviados de aterros, em especial no caso de lixiviados estabilizados de aterros antigos. Esses processos físico-químicos têm aplicação comum como pré-tratamento aumentando a eficiência do tratamento biológico em função do aumento da biodegradabilidade do lixiviado, ou como pós-tratamento, para a remoção de compostos refratários (organoclorados, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina), cor e sólidos em suspensão, etc. Entretanto, a aplicação de alguns desses tipos de processos físico-químicos podem eliminar outros poluentes, em função da tecnologia aplicada. Os compostos recalcitrantes ou biorefratários encontrados nos lixiviados são em sua maior parte substâncias húmicas, que geram a coloração marrom escura do líquido (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; AZIZ *et al.*, 2007; RENOU *et al.*, 2008; MARAÑON, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

Essas substâncias húmicas são uma mistura de compostos orgânicos de grande peso molecular gerados pela decomposição da matéria orgânica animal e vegetal. O tratamento biológico não mostra boa eficiência na remoção desses compostos recalcitrantes, sendo necessário se utilizar tecnologias complementares para o tratamento adequado do lixiviado, principalmente quando o mesmo está mais estabilizado (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et*

al., 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; DI AZIZ *et al.*, 2007; RENOUE *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

Os processos de tratamento físico-químicos têm apresentado uma boa remoção de compostos recalcitrantes, podendo ser processos complementares iniciais para reduzir a recalcitrância do lixiviado com a remoção de compostos indesejáveis tais como: substâncias húmicas, metais, compostos clorados etc. (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; DI AZIZ *et al.*, 2007; RENOUE *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

Dentre os processos físico-químicos para remoção dos poluentes dos lixiviados, pode-se considerar: adsorção em carvão ativado, filtração por membranas, precipitação química, arraste da amônia, coagulação-floculação-decantação, oxidação, evaporação, processos oxidativos avançados etc. (QASIN & CHIANG, 1994; CHEUNG *et al.*, 1997; AMOKRAME *et al.*, 1997; Li *et al.*, 2001; ALTINBAS *et al.*, 2002; MARTTINEN *et al.*, 2002; PALMA *et al.*, 2002; OZTURK *et al.*, 2003; TATSI, *et al.*, 2003; ABDUL AZIZ *et al.*, 2004; CALLI *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2005; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; DI AZIZ *et al.*, 2007; RENOUE *et al.*, 2008; MARAÑÓN, *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

B.1.1 Processo de adsorção no tratamento de lixiviado

A adsorção é um processo conhecido há mais de um século, principalmente relacionado à capacidade de alguns carvões reterem em seus poros grandes quantidades de vapor d'água, sendo esse vapor liberado quando o carvão é submetido ao aquecimento. Porém a partir do final do século 20, com o avanço dos estudos relacionados ao processo de adsorção e ainda com o acentuado desenvolvimento da indústria petroquímica, o processo de adsorção passou a ser considerado uma operação unitária importante. Atualmente, o processo de adsorção tem diversas

aplicações, dentre as quais: processos de purificação e separação, processos de tratamento de odores, processos de tratamento de água e efluentes, apresentando-se como uma alternativa economicamente viável para muitas aplicações (CENDOFANTI, 2005; COELHO & VAZZOLER, 2005; GOLIN, 2002; MAIA, 2012).

A adsorção é um fenômeno de superfície, sendo que ocorre a transferência de massa de um composto da fase líquida ou gasosa para a sólida, permanecendo ligado por interações físicas ou químicas. Essas interações podem ser reversíveis ou irreversíveis, estando relacionadas à área disponível do adsorvente, ao pH, à temperatura, a intensidade iônica e a natureza química do adsorvente e do adsorbato (CENDOFANTI, 2005; COELHO e VAZZOLER, 2005; GOLIN, 2002; MAIA, 2012).

No tratamento do lixiviado a adsorção está intimamente ligada à tensão superficial destes, sendo que este fenômeno depende ainda da temperatura, pH e viscosidade do meio, assim como da natureza e da concentração da substância adsorvida (chamado de adsorbato), da natureza e estado de agregação do sólido finamente dividido ou não, onde o adsorbato se fixa (chamado de adsorvente) e do fluido em contato com o adsorvente (chamado adsortivo). Além das características da fase líquida, a capacidade do adsorvente depende da distribuição e volume de poros e da área de sua superfície. Estes itens são importantes para controlar o acesso do adsorbato à superfície interna de um adsorvente (HAGHSERESHT *et al.*, 2002; CRISPIM, 2009; FOO & HAMEED, 2009; MAIA, 2012).

Considerando a grande área de superfície do carvão ativado (600-1000 m²/g), a adsorção por meio do emprego de carvão ativado granular (CAG) ou carvão ativado em pó (CAP), tem sido muito empregada na remoção dos poluentes contidos nos lixiviados de aterro sanitário, sendo sempre esse processo integrado como outros processos de tratamento físicos, químicos e biológicos. O carvão ativado em pó poder ser adicionado no processo biológico, tendo sido reportada uma remoção da DQO e nitrogênio amoniacal entre 50 a 70%. Materiais adsorventes, tais como as zeólitas e alumina ativada também tem sido testadas (AMOKRANE *et al.*, 1997; GEENENS *et al.*, 2001; LOUKIDOU & ZOUBOULIS, 2001; KARGI & PAMUKOGLU, 2003; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; KURNIAWAN *et al.*, 2006; RENOU, 2008; FOO & HAMEED, 2009).

No processo de adsorção os dados são levantados, considerando comportamento na forma de isotermas, sendo as informações sobre quantidade do adsorbato em relação ao adsorvente em função da concentração de equilíbrio representada matematicamente por essas isotermas. O tipo de isotermas é muito importante para conhecimento sobre as interações entre o adsorbato e o adsorvente. Estudos sobre a adsorção em condições estáticas e a cinética de adsorção, assim como estudos de adsorção em coluna são importantes para obtenção dos parâmetros do processo (ROOSTEI & TEZEL, 2003; CASTILLA, 2004). A Tabela B.1 mostra dados sobre adsorção com carvão ativado no tratamento de lixiviados.

Tabela B.1 – Dados sobre o processo de adsorção no tratamento de lixiviados.

Referência	Agente Absorvente	DQO inicial (mg/L)	Remoção (%)
DIAMADOPOULO, 1994	CAP	5690	95
IMAI <i>et al.</i> , 1995	CAG	221	93
MORAWE <i>et al.</i> , 1995	CAG	879 - 940	91
FETTIG <i>et al.</i> , 1996	CAG	640	90
IMAI <i>et al.</i> , 1998	CAP	108	89
WELANDER <i>et al.</i> , 1998	CAP	800 - 2000	96
ZAMORA <i>et al.</i> , 2000	CAG	940	91
HEAVY, 2003	CAP	625	69
KARGI & PAMUKOGLU, 2003	CAP	9500	38
AZIZ <i>et al.</i> , 2009	CAP	1533 - 2580	90
CECEN & AKTAS <i>et al.</i> , 2004	CAP	10750 - 18420	65
KARGI & PAMUKOGLU, 2004	CAP	7000	90
RODRIGUEZ <i>et al.</i> , 2004	CAG	716 - 1765	85
AGHAMOHAMMAADI <i>et al.</i> , 2007	CAP	>10000	49
SONG <i>et al.</i> , 2009	CAG	4000 - 10000	25

B.1.2 Processo de evaporação no tratamento do lixiviado

O processo de evaporação aplicado aos lixiviados tem duas vertentes básicas, podendo o processo ser aplicado ao lixiviado com o uso de um evaporador natural, com o uso da energia solar. Ou ainda com uso de um evaporador mecânico, com evaporação forçada através da queima de combustível, sendo em geral utilizado o próprio biogás do aterro. A radiação solar faz o aquecimento do lixiviado, evaporando a água e gerando um concentrado semissólido ou sólido. Alguns sistemas de evaporação natural não captam os vapores, que são emanados para atmosfera e contém contaminantes. Outros mais modernos e de menor impacto ao meio ambiente

recolhem os gases gerados, evitando contaminação do meio ambiente por compostos nocivos contidos nos gases. O sistema de aquecimento e evaporação do lixiviado com a evaporação natural se utiliza da energia solar evaporando a água contida no lixiviado, sendo um processo simples e de baixo custo. A limitação do processo natural está relacionada com o local de sua implantação, pois, para uma maior eficiência o processo necessita de uma grande insolação e uma baixa pluviosidade (PINA, 2004; RANZI, 2008; RENOU *et al.*, 2008; SÁ, 2012).

O processo de tratamento do lixiviado por evaporação forçada é de certa forma parecido com aquele que utiliza a evaporação natural, porém tem como diferença básica, em relação ao processo natural, que é o tipo de energia utilizada para aquecimento e evaporação do lixiviado. Nesse caso da evaporação forçada, o biogás é utilizado para com sua queima aquecer e evaporar o lixiviado, sendo esse biogás gerado no próprio aterro sanitário, podendo ser utilizado caso não se tenha utilização mais nobre como é o caso de venda de créditos de carbono e venda para indústria. A evaporação forçada não possui, em geral, sistema de condensação dos vapores, tal como o sistema de evaporação natural, sendo esses vapores levados até uma chaminé e dessa forma dispersos na atmosfera. Esses vapores, porém, contêm substâncias nocivas, sendo o ponto negativo dessa tecnologia. O processo de evaporação forçada do lixiviado reduz em até 97% do volume do lixiviado, utilizando-se como fonte de energia o biogás do aterro, que em geral é abundante, principalmente em aterros novos (BACELAR, 2010; BAHÉ, 2013).

Os vapores do evaporador forçado podem passar por um filtro retentor de umidade, indo em seguida para uma câmara de aquecimento final em temperatura de 750 a 900°C, sendo em seguida lançados na atmosfera. Os resíduos sólidos ou semissólidos gerados (lodo adensado, com cerca de 30% de material sólido), pelo processo em questão, podem ser retornados diretamente ao aterro sanitário, porém as emissões gasosas devem ser tratadas de acordo da legislação pertinente para permitir o lançamento na atmosfera. Em combinação com o processo de evaporação, em geral são utilizados processos complementares com uso de recirculação de lixiviado e tratamento físico-químico/biológico (SILVA, 2002, BAHÉ, 2013).

Além das dificuldades e desvantagens já comentadas sobre a aplicação dessas tecnologias; o mau cheiro, o aumento da concentração de sais solúveis são outros entraves, além do resíduo sólido com alta concentração de metais e alta salinidade

que são depositados nas células do aterro sanitário, podendo inibir a ação de microorganismos, dificultando a degradação dos resíduos no aterro (BAUN *et al.*, 2004; TYRREL *et al.*, 2002). A Tabela B.2 informa dados dos estudos com evaporador forçado aplicados ao lixiviado do aterro de Gramacho/RJ.

Tabela B.2 - Dados dos ensaios de evaporação forçada para o lixiviado do aterro de Gramacho/RJ.

Parâmetros	Unidade	Amostras do Aterro de Gramacho		
		Lixiviado 1	Lixiviado 2	Borra
DQO	mg/L	2350,00	2300,00	14100,00
Cloretos	mg/L	6040,00	6251,00	38660,00
Alcalinidade	mg/L	10600,00	5500,00	11900,00
Amônia	mg/L	1221,00	1610,70	12,83
Nitrito	mg/L	0,31	0,37	1,03
Nitrato	mg/L	1,00	70,00	0,20
NTK	mg/L	-	2296,00	140,00
Nitrogênio Orgânico	mg/L	-	676,30	127,17
Fósforo Total	mg/L	94,48	152,07	173,37
Ortofosfato	mg/L	113,34	153,64	127,05
SST	mg/L	92,00	39,00	-
SSF	mg/L	42,00	4,00	-
SSV	mg/L	50,00	35,00	-
ST	mg/L	9456,00	8743,30	91785,00
SV	mg/L	1600,00	-	45355,00
STF	mg/L	-	7106,60	-
STV	mg/L	-	1636,70	-
Cor	PtCo	4500,00	5750,00	26250,00
Turbidez	NTU	5900,00	164,00	400,00
pH	-	8,90	8,10	9,30

Fonte: Adaptado de TAVARES, 2011

B.1.3 Processo tratamento do lixiviado com uso de membranas

O tratamento de lixiviado utilizando os processos de separação por membranas, têm larga aplicação nos países europeus, na América do Norte e na Ásia, sendo introduzido no Brasil recentemente em unidades mais novas, como é o caso do aterro de São Gonçalo, Seropédica e Nova Iguaçu, devido a sua habilidade de reter contaminantes orgânicos e inorgânicos, sendo especialmente utilizada a osmose inversa e a nano filtração (TREBOUET *et al.*, 2001; RENOUE *et al.*, 2008). Os processos com uso de membranas para separação de fases são uma versão atualizada da filtração com uso de areia e antracito, sendo os meios filtrantes membranas poliméricas que possuem poros menores que 0,2 µm. Esses poros

muitos menores que os convencionais de filtração, que chegam a 5 µm. Os principais processos que se utilizam de membranas e se baseiam no diferencial de pressão, são: microfiltração, ultrafiltração, nano filtração e osmose inversa, sendo que a variação da pressão e o tamanho da partícula retida em cada um dos processos suas principais diferenças. O processo de tratamento por osmose inversa é considerado o melhor de todos os tratamentos físico-químicos aplicados aos lixiviados. Pesquisadores aplicando o processo de osmose inversa com uso de membrana de acetato de celulose obtiveram remoções de Carbono Orgânico Total (COT) entre 56% e 70%. Os mesmos pesquisadores utilizando membrana de polietileno amina, obtiveram eficiência de remoção de COT acima de 88% e ao elevar-se o pH do lixiviado de 5,5 para 8,0 a eficiência de remoção de Carbono Orgânico Total chegou a 94%, mostrando a maior sensibilidade das membranas em função do pH (CHIAN & DEWALLE, 1977 *apud* QASIM e CHIANG, 1994; METCALF & EDDY, 2003; NASCIMENTO, 2004; RENO *et al.*, 2008). Estudos com taxa de aplicação de 2,50 m³/m² obtiveram 97% de remoção de compostos orgânicos, uma remoção de sólidos dissolvidos totais de 97,5% e concentrações de metais abaixo dos limites de detecção (KINMAN *et al.*, 1985 *apud* QASIM e CHIANG, 1994). O elevado custo de implantação, assim como o alto custo de operação, principalmente, devido ao alto consumo de energia, em função da alta pressão utilizada e em função da incrustação dos poros das membranas, principalmente no caso de lixiviado, são os pontos negativos das tecnologias de membranas (CHIANESE *et al.*, 1999; SCHNEIDER & TSUTIYA, 2001). A Tabela B.3 mostra o que diferencia e caracteriza cada tipo de membrana e a Tabela B.4 mostra dados de estudos para tratamento de lixiviados com membranas.

Tabela B.3 – Diferenças e aplicações das membranas

Tipo de Membrana	Diâmetro do poro	Aplicação típica
Microfiltração (MF)	0,1 a 2,0 µm	Remover sólidos em suspensão
Ultrafiltração (UF)	0,01 a 0,1 µm	Remover substâncias coloidais, bactérias, pirogênio.
Nano filtração (NF)	0,001 a 0,01 µm	Remover vírus, íons inorgânicos e substâncias com peso molecular > 400g/mol
Osmose Inversa (OI)	0,0001 a 0,001 µm	Remover compostos orgânicos, sais dissolvido, vírus, bactérias e pirogênio.

Fonte: Adaptado de NASCIMENTO, 2004

Tabela B.4 - Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por processo de separação com membranas

Referência	Diâmetro de poro	Superfície (m ²)	Temperatura (°C)	Velocidade (m/s)	DQO (mg/L)	pH	Remoção (%)
Nano filtração (NF)							
RAUTENBACH & MELLIS, 1994	450 kDa	-	-	P=8,50 bar	-	-	99
LINDE & JONSSON, 1995	-	0,04	25	2,0 P=15 - 30 bar	142 COT	-	55 - 60
TREBOUT <i>et al.</i> , 1998	450 kDa	0,007	25	1,5 P=1 - 5 bar	550 - 2295	7,5	60
PETERS, 1998	-	-	25	P=6 - 8 bar	1797	7,7	90
TREBOUT <i>et al.</i> , 1999	450 kDa	0,049	25	3 P=20 bar	500	7,5	74
TREBOUT <i>et al.</i> , 2001	450 kDa	0,007	25	1,5 P=0 - 15 bar	550 - 2295	7,8	75
MARTTINEN <i>et al.</i> , 2002	200 - 300 Da	0,0045	25	3 P=6 - 8 bar	200 - 600	7,9	52 - 66
OZTURK <i>et al.</i> , 2003	-	-	25	P=25 bar	3000	7,6	89

Tabela B.4 - Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por processo de separação com membranas (cont.)

Osmose Inversa (OI)						
Referência	Superfície (m²)	Temperatura (°C)	Pressão (bar)	DQO (mg/L)	pH	Remoção (%)
LINDE <i>et al.</i> , 1995	0,013	20	40	335 - 925	-	>98
BAUMGARTEN & SEYFRIED, 1996	-	25	40	1301	-	99
PETERS, 1998	-	25	36 - 60	1797	7,7	99
CHIANESE <i>et al.</i> , 1999	-	28	20 - 53	1749	6	96 - 98
BOHDZIEWICZ <i>et al.</i> , 2001	0,0155	25	27,6	846	8,8	93
PIATKIEWICZ <i>et al.</i> , 2001	-	20	-	1820	5,6 - 6,6	90
AHN <i>et al.</i> , 2002	6,7	-	-	211 - 856	-	97
DI PALMA <i>et al.</i> , 2002	0,0044	-	60	201	8	86 - 90
USHIKOSHI <i>et al.</i> , 2002	7,6	16 - 32	9 - 70,5	-	4,8 - 7,0	50 - 85
	7,6		3 - 11		5,0 - 5,9	80 - 90
OZTURK <i>et al.</i> , 2003	2	30	25	1700	8,0	99
	2	30	55	3000	8,0	89
THORNEBY <i>et al.</i> , 2003	-	-	40	1254	7,0	95
RENOU <i>et al.</i> , 2009	2,3	20	55	1340	8,0	97

B.1.5 Processos tratamento do lixiviado por oxidação química

B.1.5.1 Introdução

A oxidação química como processo de tratamento é baseada nas reações típicas de oxidação-redução de forma a alterar a estrutura molecular dos poluentes orgânicos ou inorgânicos, sendo que no caso de lixiviados de aterro o objetivo é a transformação de compostos recalcitrantes em compostos de menor complexidade e maior biodegradabilidade, transformando as moléculas complexas em subprodutos de menor toxicidade e de fácil tratamento. Nas reações de oxidação-redução ocorre a transferência de elétrons do agente oxidante para o agente redutor, oxidando parcialmente ou totalmente o composto poluente. Dentre os diversos agentes oxidantes aplicáveis no tratamento dos lixiviados, os mais eficazes são o Ozono (O_3) e o Peróxido de Hidrogénio (H_2O_2) (CHRISTENSEN *et al.*, 1992; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; LEVY & CABEÇAS, 2006; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; USEPA, 2014).

Outros agentes oxidantes tais como o Dióxido de Cloro (ClO_2) e o Cloro (Cl_2) têm utilização não recomendada devido à geração de compostos organoclorados e halogenados, potencialmente cancerígenos. A aplicação de ozônio e permanganato de potássio no tratamento de lixiviados, resulta em remoção da DQO em torno de 20-50%. (CHRISTENSEN *et al.*, 1992; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; LEVY & CABEÇAS, 2006; ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009; USEPA, 2014).

Os processos de tratamento por oxidação química têm aplicação de grande monta, sendo mais promissoras as aplicações na remoção de compostos recalcitrantes orgânicos, de forma a obter sua mineralização ou transformar os compostos em questão em moléculas de fácil biodegradação. Ocorre dessa forma a redução da toxicidade dos compostos, para que em etapas posteriores de tratamento biológico a degradação seja facilitada (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; LEVY & CABEÇAS, 2006; KOCAK, *et al.*, 2013; USEPA, 2014).

Os processos de oxidação química se mostram mais adequados no tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitários mais antigos que possuem uma relação DBO_5/DQO menores que 0,2, mostrando uma menor biodegradabilidade e elevada concentração de compostos recalcitrantes não degradáveis biologicamente. Desta forma os processos de oxidação química em geral têm aplicação associada a processos complementares de tratamento, em geral biológicos, onde a oxidação química proporciona uma redução da toxicidade e recalcitrâncias dos compostos em

um pré-tratamento para aumentar a eficiência de processos posteriores aplicados aos lixiviados (USEPA: CINCINNATI, 1995; BARBUSIŃSKI & PIECZYKOLAN, 2010).

Nos primeiros testes, na década de 70, utilizou-se o processo de oxidação química em lixiviados com cloro gasoso, hipoclorito de cálcio e permanganato de potássio em teste de jarros, de forma a verificar as remoções da DQO e metais, tais como o ferro e a avaliação da clarificação gerada no sobrenadante, assim como a produção de lodo (HO *et al.*, 1974).

Nos estudos antigos nessa época não se preocupou com a geração de compostos tóxicos e sim somente avaliação da redução da DQO. Os estudos mostraram uma desanimadora remoção dos poluentes associado a uma alta dosagem necessária e ainda uma geração de lodos em alguns casos (HO *et al.*, 1974).

Os principais resultados são apresentados na Tabela B.5.

Tabela B.5 - Tratamento de lixiviados por processos de oxidação química

Agente/ (Dosagens testadas em mg/L)	Dosagens ótimas (mg/L)	pH inicial	pH final	DQO inicial (mg/L)	Remoção da DQO (%)	ST final (mg/L)	Aparência do sobrenadante
Cl ₂ (0-1540)	400	2,2	7,0	340	12,6	1962	Clarificado
Cl ₂ (0-1540)	1200	1,75	7,0	340	24,0	4200	Clarificado
Ca (OCI) ₂ (0-15.000)	8000	9,0	7,0	1500	48,0	9274	Clarificado
KMnO ₄ (0-10.000)	500	5,9- 6,1	5,8	10.650	3,0	6700	Clarificado
KMnO ₄ (0-10.000)	10.000	5,9- 6,1	5,8	10.650	16,8	-	-

Fonte: Adaptado de HO *et al.*, 1974.

B.1.5.2 Processos Oxidativos Avançados

Dentre os processos de oxidação por via química aplicados ao tratamento de lixiviados, os Processos de Oxidação Avançados (POA) se mostram como uma nova tecnologia,

trazendo mais eficácia na degradação de compostos orgânicos recalcitrantes. A maior eficiência de degradação está relacionada com a formação do radical livre OH^\bullet de elevado potencial de oxidação. Esse radical livre mineraliza total ou parcialmente uma grande gama de compostos orgânicos, tais como: fenóis, hidrocarbonetos, ácidos, álcoois, aldeídos, cetonas etc. Porém, tem-se ainda encontrado muita dificuldade na degradação de compostos húmicos (USEPA: CINCINNATI, 1995; LANGE *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2010). A Tabela B.6 ilustra cada um dos principais oxidantes e seu potencial de oxidação.

Tabela B.6 - principais oxidantes e seu potencial de oxidação

Agente oxidante	Potencial de oxidação E° (V, 25°C)
Flúor (F_2)	3,06
Radical livre (HO^\bullet)	2,80
Oxigênio (atômico)	2,42
Ozônio (O_3)	2,08
Peróxido de Hidrogênio (H_2O_2)	1,78
Radical Hidroperoxila (HO_2^\bullet)	1,70
Ácido Hipobromoso (HBrO)	1,59
Dióxido de Cloro (ClO_2)	1,57
Permanganato (MnO_4^-)	1,49
Ácido Hipocloroso (HClO)	1,49
Ácido Hipoiódoso (HIO)	1,45
Cloro (Cl_2)	1,36
Oxigênio (molecular) (O_2)	1,23
Bromo (Br_2)	1,09
Iodo (I_2)	0,54

Fonte: Adaptado de SIEGRIST *et al.*, 2001; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003.

A produção dos radicais livre OH^\bullet pode ocorrer através de diversos processos que têm como base oxidantes poderosos (O_3 ou H_2O_2), com associação/auxílio de catalizadores, tais como sais de ferro, metais de transição, semicondutores, radiação ou ultrassom. A oxidação por reagente de Fenton que se caracteriza pela utilização de Peróxido de Hidrogênio e sais de ferro (habitualmente Sulfato Ferroso (FeSO_4) ou Cloreto de Ferroso (FeCl_2)), sendo um dos processos mais aplicados (ZAZOULI *et al.*, 2012; USEPA, 2014).

A Tabela B.7 ilustra os principais processos de oxidação avançados, que são geradores dos radicais hidroxila livres.

Tabela B.7 – Processos oxidativos avançados mais comuns

Processos homogêneos	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$ (Fenton)
	$\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$
	$\text{O}_3 + \text{OH}^-$
	$\text{O}_3 + \text{Ultravioleta (UV)}$
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{UV}$
	Ultrassom (US)
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{US}$
	$\text{UV} + \text{US}$
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+} + \text{UV}$ (foto Fenton)
Processos heterogêneos	$\text{TiO}_2 + \text{O}_2 + \text{UV}$
	$\text{TiO}_2 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{UV}$
	Eletro Fenton

Fonte: Adaptado de KARRER *et al.*, 1997.

Existem muitas vantagens relacionadas aos processos oxidativo, sendo as principais vantagens das tecnologias fundamentadas nos processos oxidativos avançados. Essas vantagens são a seguir mencionadas (CANELA & JARDIM, 2004; LANGE *et al.*, 2006; MORAIS, 2005; PACHECO, 2004; LI *et al.*, 2010; KOCAK *et al.*, 2013; ZHANG *et al.*, 2013; AMOR *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2016):

- ✚ introduzem importantes modificações químicas no substrato, em grande número de casos induzindo a sua completa mineralização;
- ✚ a inespecificidade dos POAs viabiliza a degradação de substratos de qualquer natureza química. Dentro desse contexto, destaca-se a degradação de contaminantes refratários e tóxicos, cujo tratamento biológico pode ser viabilizado por oxidação avançada parcial;
- ✚ podem ser aplicados para reduzir a concentração de compostos formados em etapas de pré-tratamento. Por exemplo, aromáticos halogenados formados durante desinfecção convencional;
- ✚ os processos avançados são aplicáveis no tratamento de contaminantes em concentração baixa;
- ✚ com exceção de alguns processos que podem envolver precipitação (óxidos férricos, por exemplo), os processos avançados não geram resíduos. Trata-se

de um fator relevante, uma vez que evita a execução de processos complementares de tratamento e disposição de sólidos.

Os POAs têm sido aplicados em alguns estudos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo que se conseguiu uma redução na DQO de 50% empregando a ozonização como tratamento de polimento após processos biológicos. Outros estudos mostram uma eficiência da ozonização moderada no tratamento de lixiviados estabilizados com redução da DQO em 30%. A combinação dos oxidantes fortes pode aumentar significativamente a remoção da matéria orgânica com uso por exemplo de H_2O_2 e O_3 , ou ainda combinando H_2O_2 com radiação UV, tendo sido relatado em alguns casos acréscimo na relação DBO_5/DQO de 0,1 para 0,45. A remoção na DQO pode atingir até 85%, quando aplicado tratamento biológico posterior do lixiviado. Os processos tipo Fenton e Foto-Fenton tem eficiência na remoção da DQO, em geral de 45-75% e 70-78% respectivamente. Processos fotocatalíticos relatam degradação de substâncias húmicas em lixiviados de aterro sanitário, porém fica entendido que a maior ou menor eficiências de remoção da DQO está diretamente relacionada com a idade do aterro e a relação DBO_5/DQO (WABLE *et al.*, 1993; BIGOT *et al.*, 1997; STEENSEN, 1997; BAE *et al.*, 1999; RIVAS *et al.*, 2003)

Os processos em questão têm alguns inconvenientes para sua aplicação, dentre os quais tem-se: custos elevados com uso de produtos químicos e consumo de energia; sendo que a completa mineralização requer grandes quantidades de oxidante. Esses inconvenientes levam a um processo de alto custo operacional e ainda em alguns casos ocorre a formação de subprodutos de reação, que podem aumentar a toxicidade do lixiviado, assim como geração de lodos necessitando de tratamentos complementares (ABDULHUSSAIN *et al.*, 2009).

A utilização de sais de ferro para decomposição catalítica do peróxido de hidrogênio (H_2O_2), ou seja, o reagente de Fenton, apresenta-se como uma solução de custo menos elevado em relação aos outros POAs, pois utiliza um catalisador de baixo custo, o sulfato ferroso ($FeSO_4$). Outra vantagem do reagente de Fenton é sua maior facilidade operacional em relação aos processos de ozonização e utilização de radiação UV, que necessitam de gerador de O_3 e fonte de UV, respectivamente (CANELA & JARDIM, 2004; LANGE *et al.*, 2006; MORAIS, 2005; PACHECO, 2004; LI *et al.*, 2010; KOCAK *et al.*, 2013; AMOR *et al.*, 2015).

Geralmente, o processo de oxidação empregando reagente de Fenton é composto por quatro estágios que são (CANELA & JARDIM, 2004; LANGE *et al.*, 2006; MORAIS, 2005; PACHECO, 2004; LI *et al.*, 2010; KOCAK *et al.*, 2013; AMOR *et al.*, 2015):

- ✚ ajuste de pH: a faixa de pH ideal é entre 3,0 e 4,0. Para valores de pH elevados ocorre a precipitação de Fe^{3+} ;
- ✚ reação de oxidação: processada em um reator não pressurizado e com agitação, onde é realizada a adição de FeSO_4 e H_2O_2 ;
- ✚ neutralização e coagulação: deve ser processado um ajuste de pH na faixa de 6,0 a 9,0 para precipitar hidróxido ferroso/férrico, o que pode ser realizado com a adição de Hidróxido de Cálcio. Uma vantagem dessa etapa é a possibilidade de remoção de outros metais pesados por precipitação;
- ✚ precipitação: o hidróxido ferroso/férrico e alguns metais pesados precipitam e podem ser removidos da solução.

O pH de reação é muito importante em virtude de vários fatores como, por exemplo, a estabilidade dos reagentes empregados, pois tanto o H_2O_2 , quanto os íons ferrosos são mais estáveis em pH ácido. Em pH alcalino, o H_2O_2 é instável podendo ser decomposto em oxigênio e água e seu potencial de oxidação diminui. O potencial de oxidação dos radicais hidroxila diminui com o aumento do pH, sendo que em meio ácido o $E^0 = 2,8\text{V}$ e em meio básico tem-se $E^{14} = 1,95\text{V}$. A faixa de pH ótima para reação ocorre fica entre 3,0 e 6,0 (CANELA & JARDIM, 2004; LANGE *et al.*, 2006; MORAIS, 2005; PACHECO, 2004; LI *et al.*, 2010; KOCAK *et al.*, 2013; AMOR *et al.*, 2015).

O sistema de tratamento com o reagente de Fenton corresponde a um processo físico-químico que se vale da reação entre um sal ferroso e peróxido de hidrogênio, em meio ácido, que leva à formação do radical hidroxila. Desta forma, o processo corresponde a uma reação redox que leva à geração de um mol do radical hidroxila para cada mol de peróxido de hidrogênio que participe da reação (CANELA & JARDIM, 2004; LANGE *et al.*, 2006; MORAIS, 2005; PACHECO, 2004; LI *et al.*, 2010; KOCAK *et al.*, 2013; AMOR *et al.*, 2015).

As Tabela B.8 e B.9 resumem os resultados de diversos trabalhos sobre a aplicação de POA's no tratamento de lixiviados de aterro.

Tabela B.8 – Estudos com aplicação de POA's no tratamento de lixiviados de aterro.

Referência	DQO INICIAL (mg/L)	Remoção (%)	Fe ⁺² (mg/L)	H ₂ O ₂ (g/L)	UV (W)
H₂O₂/UV					
KOH <i>et al.</i> , 2004	790-920	58-64	-	0,065-0,085	1000
MORAES <i>et al.</i> , 2005	5200	55	-	2,5-3,5	125
ALTIN, 2008	2350	94	-	2	400
ROCHA <i>et al.</i> , 2010	3420	86	-	0,2-0,5	500
QURESHI <i>et al.</i> , 2002	26000	79		5,19	1500
	26000	91		13	1500
	26000	96		26	1500
H₂O₂/Fe⁺²/UV					
KIM <i>et al.</i> , 2001	1150	70	56	1,15	500-1000
KIM & VOGELPOHL, 1998	1150	70	72	1,15	UVA
	440	78	30	0,44	UVA

Tabela B.9 – Estudos com aplicação de POA's no tratamento de lixiviados de aterro.

Referência	DQO INICIAL (mg/L)	Remoção (%)	O ₃ /DQO (g/g)	H ₂ O ₂ /O ₃ (g/g)	UV (W)
O₃/H₂O₂					
WABLE <i>et al.</i> , 1993	2000	95	3,5	0,4	
BIGOT <i>et al.</i> , 1994	2000	92	3,5	0,4	
SCHULTE <i>et al.</i> , 1995	600	97	2,5	1	
GEENEWS <i>et al.</i> , 1999	1360	93	1,5	0,3	
HAAPEA <i>et al.</i> , 2002	480	40	0,05-0,5	0,25-1,0	
WU <i>et al.</i> , 2004	6500	90	1,2	1	
TIZAOUI <i>et al.</i> , 2007	5230	94	0,5	1	
WANG <i>et al.</i> , 2006	1000	65	0,50	0,63	
O₃/UV					
BIGOT <i>et al.</i> , 1994	2300	50	1	-	15
INCE <i>et al.</i> , 1998	1280	54	-	-	100
	1280	47	-	-	500
WENZEL, 1999	430	51	0,1	-	300
QURESHI <i>et al.</i> , 2002	26000	63	3,5	-	1500

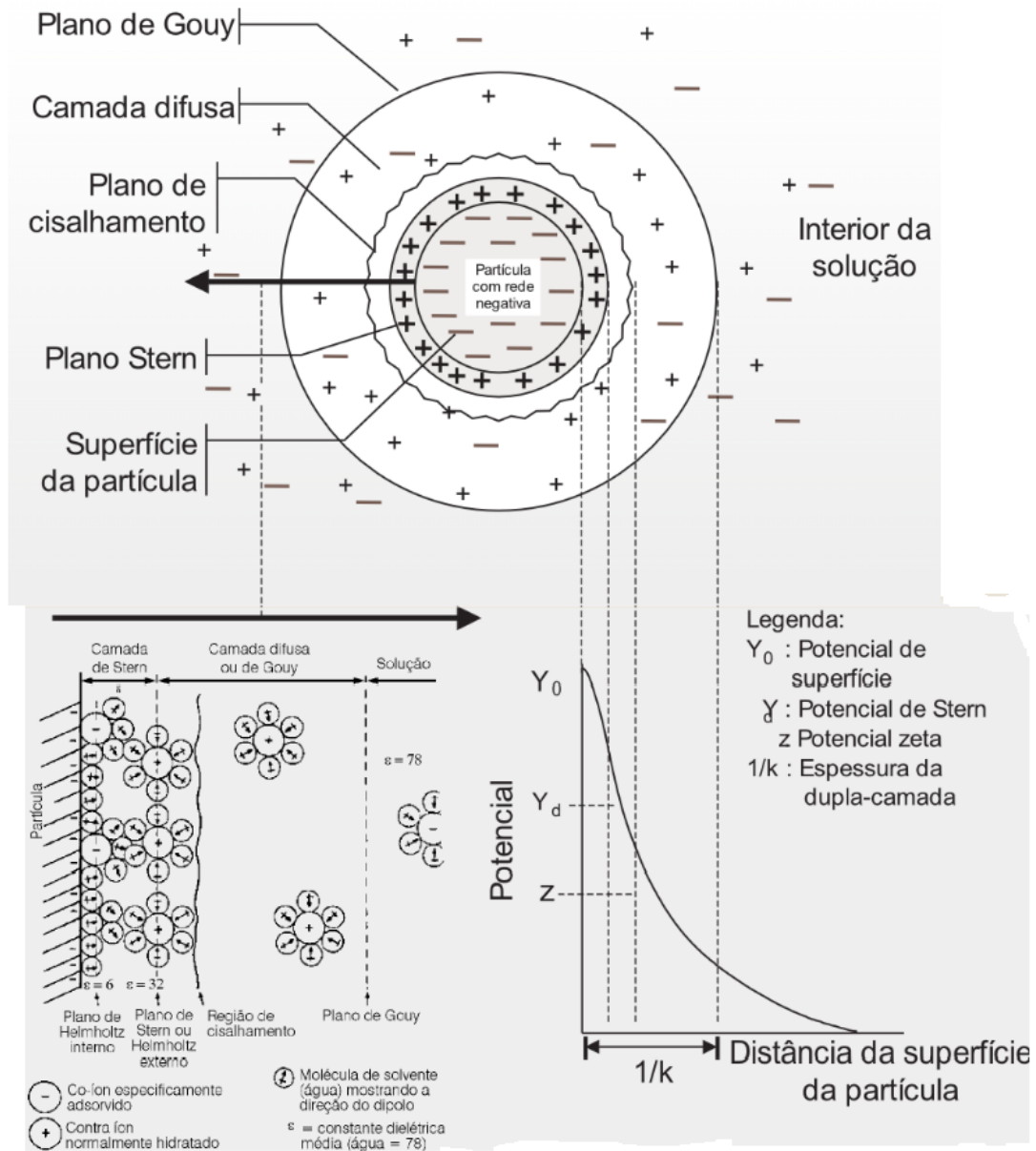
B.2 Processos de coagulação, floculação, flotação e sistemas combinados no tratamento de lixiviados

B.2.1 Processo de coagulação e floculação no tratamento de efluentes e lixiviados

Em uma suspensão coloidal, seja água ou efluente, não se pode obter de forma efetiva a separação das partículas diretamente por técnicas de separação sólido-

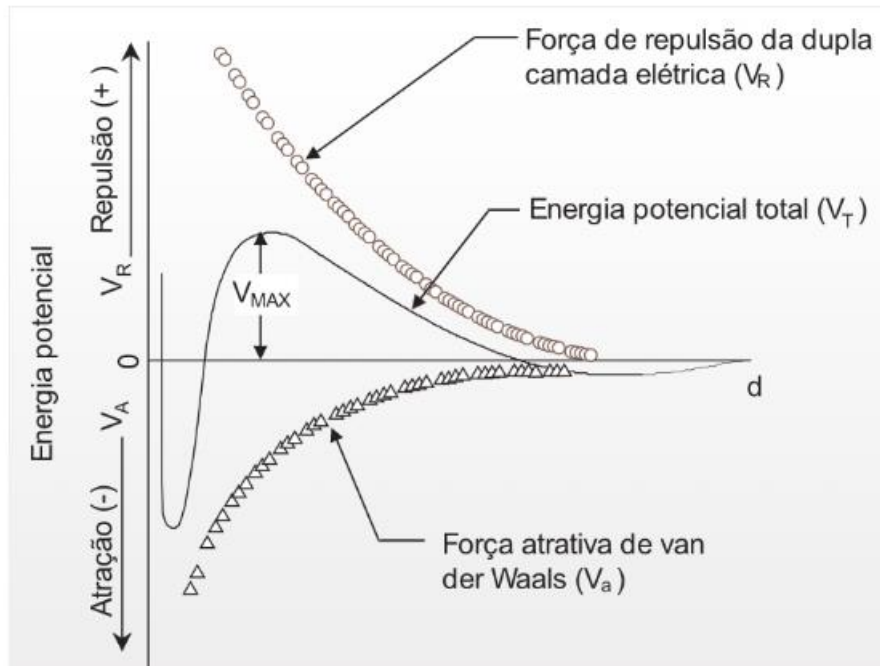
líquido, tais como a sedimentação ou flotação, em função do pequeno tamanho. As partículas em questão, possuem magnitudes variáveis, com dimensões de 10^{-3} a 1,0 microm, contendo variáveis materiais em suspensão na forma coloidal, o que se traduz em tempo de sedimentação maior que 200 dias. Também não ocorre a agregação das partículas, devido à existência de cargas elétricas na superfície dessas partículas coloidais. Essas cargas são geralmente negativas e estão associadas à existência de grupos carboxila ou hidroxila na superfície das partículas orgânicas, e à troca de alumínio e silício por cátions monovalentes (tais como K^+ , Na^+ ou H^+) no caso dos minerais. Esta carga de superfície faz com que ocorra a atração de íons de sinal oposto presentes no seio da solução, que se concentram em torno das partículas. Essa atração acaba levando à formação de uma camada difusa de íons, que gera forças de repulsão entre partículas, forças essas que predominam sobre as forças de atração que existem entre elas. Desta forma, a suspensão coloidal é um sistema estável (ver Figura B.1), ou seja, não têm qualquer tendência a mudanças que permitam a agregação das partículas. A coagulação pode ser definida, em princípio, como a desestabilização de partículas de carga negativa para que as forças atrativas (forças de Van der Waals) que existem entre duas partículas predominam sobre as de repulsão eletrostática (ver Figura B.2), de modo que partículas se unam, levando à formação de coágulos maiores. Como consequência desse tamanho maior, a taxa de sedimentação das partículas aumenta e o tempo de sedimentação chega a valores menores que 4,0 horas, possibilitando o uso da sedimentação ou flotação como tecnologia de tratamento. O coagulação é um processo químico complexo que envolve a combinação de numerosos processos simples. Se inicia com a adição a uma dispersão coloidal de um reagente químico (geralmente cátions polivalente, tais como Al^{3+} ou Fe^{3+}) que simultaneamente ativa vários mecanismos de desestabilização coloidal, sendo o mais importante (ver Figura B.3) compressão da dupla camada elétrica, como consequência do aumento da força iônica. A adição do cátions polivalente faz ainda com que ocorra a desestabilização dessas partículas coloidais, com a neutralização dessas cargas elétricas, até atingirem um valor próximo ao denominado potencial Zeta zero. Esse ponto representa momento em que as cargas positivas e negativas são igualadas, sendo a repulsão eletrostática próxima de zero, ocorrendo assim a aproximação desses poluentes e dessa forma iniciando um centro de coagulação, posteriormente um coágulo e depois um floco (WALTER. & WEBER, 1972; KEMMER, 1998; DEGRÉMONT, 1991; TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

Figura B.1 - Esquema da distribuição de cargas na vizinhança de uma partícula carregada e os respectivos potenciais associados à dupla camada elétrica na interface sólido-líquido.



Fonte: Adaptado de JAFELICCI & VARANDA, 1999.

Figura B.2 - Energia potencial (V) de interação partícula-partícula em função da distância (d) de separação entre duas partículas coloidais.



Fonte: Adaptado de JAFELICCI & VARANDA, 1999.

Nesse processo também ocorre a formação de hidróxidos em geral gelatinosos, tais como os hidróxidos de Al^{+3} e Fe^{+3} , devido à reação desses coagulantes com a alcalinidade presente no meio aquoso, gerando também centros de agregação dos coloides (compostos poluentes) na fase inicial da formação dos flocos. Esses hidróxidos gelatinosos aglutinam o material que foi neutralizado durante a coagulação, formando flocos que podem ser removidos do meio reacional. A etapa seguinte no processo de remoção dos poluentes ocorre com o aumento do tamanho dos flocos, sendo esse processo denominado de floculação, com agitação lenta do meio reacional, que tem como objetivo aumentar o contato entre os flocos para seu aumento e compactação (WALTER. & WEBER, 1972; KEMMER, 1998; DEGRÉMONT, 1991; TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 1993; VON SPERLING, 1995; CHERNICHARO, 1997; ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

O processo de coagulação ocorre por meio de dois mecanismos básicos principais, que são: O mecanismo pericínético e o mecanismo ortocínético, sendo esses mecanismos caracterizados (DEGRÉMONT, 1991; ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; HOWE, 2016) como descrito a seguir:

- ✚ Mecanismo pericinetico ou eletrocinético, caracterizado pela neutralização de cargas de forma a ser chegar ao potencial Zeta próximo de zero, sendo maior a força de atração de Van der Waals;
- ✚ Mecanismo ortocinetico, caracterizado pelo enlace interparticular com uso de polímeros (polieletrólito) e ainda remoção pela rede de precipitação, onde o floculante remove os compostos poluentes.

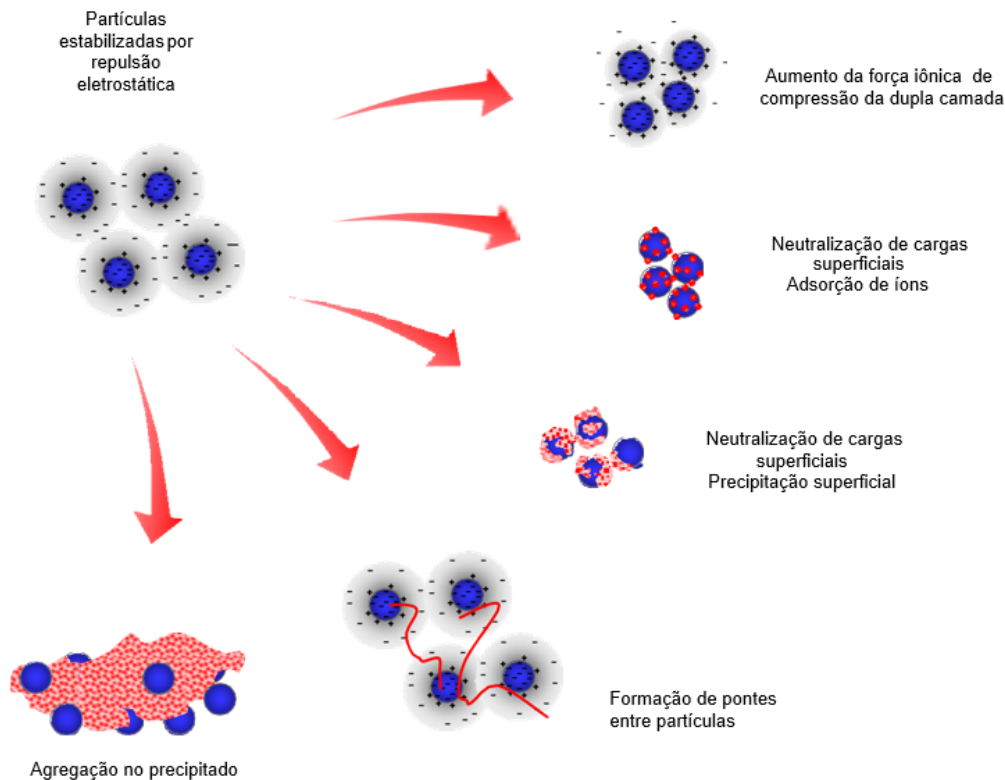
Outros mecanismos tais como: a compressão da camada difusa ou dupla camada e a remoção pela formação de hidróxidos ao redor das partículas também são conhecidos.

A coagulação é entendida (ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003) e complementada por:

- ✚ Redução da dupla camada, fazendo com o que o potencial Zeta, fique próximo de zero, por adição de eletrólito forte, que reduz as forças repulsivas, permitindo que as forças de Van der Waals se tornem efetivas, resultando em aglomeração das partículas. A dosagem do eletrólito depende da concentração de coloides;
- ✚ A adição de um eletrólito catiônico e álcali resulta na formação de hidróxidos com cargas. As partículas são adsorvidas no coloide e flocos de hidróxidos;
- ✚ Aglomeração através da adição de suficientes quantidades de eletrólito catiônico para levar o potencial Zeta a zero. Forças atrativas são então operadas e as cadeias se juntam;
- ✚ Mútua coagulação/floculação com uso polieletrólitos aniônico ou não iônico no sistema reacional;
- ✚ Aglomeração flocos gerados através de um polieletrólito aniônico ou não iônico;
- ✚ Junção em flocos de hidróxidos. Misturando-se flocos formados com o efluente, produz-se um floco mais granular e concentrado.

A Figura B.3 ilustra os mecanismos de coagulação.

Figura B.3 - Mecanismos de coagulação de partículas coloidais



Fonte: Adaptado de CAÑIZARES *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003

A tabela B.10 mostra os tipos mais comuns de produtos químicos geralmente usados no processo de coagulação e floculação.

Tabela B.10 – Produtos químicos mais usados na floculação

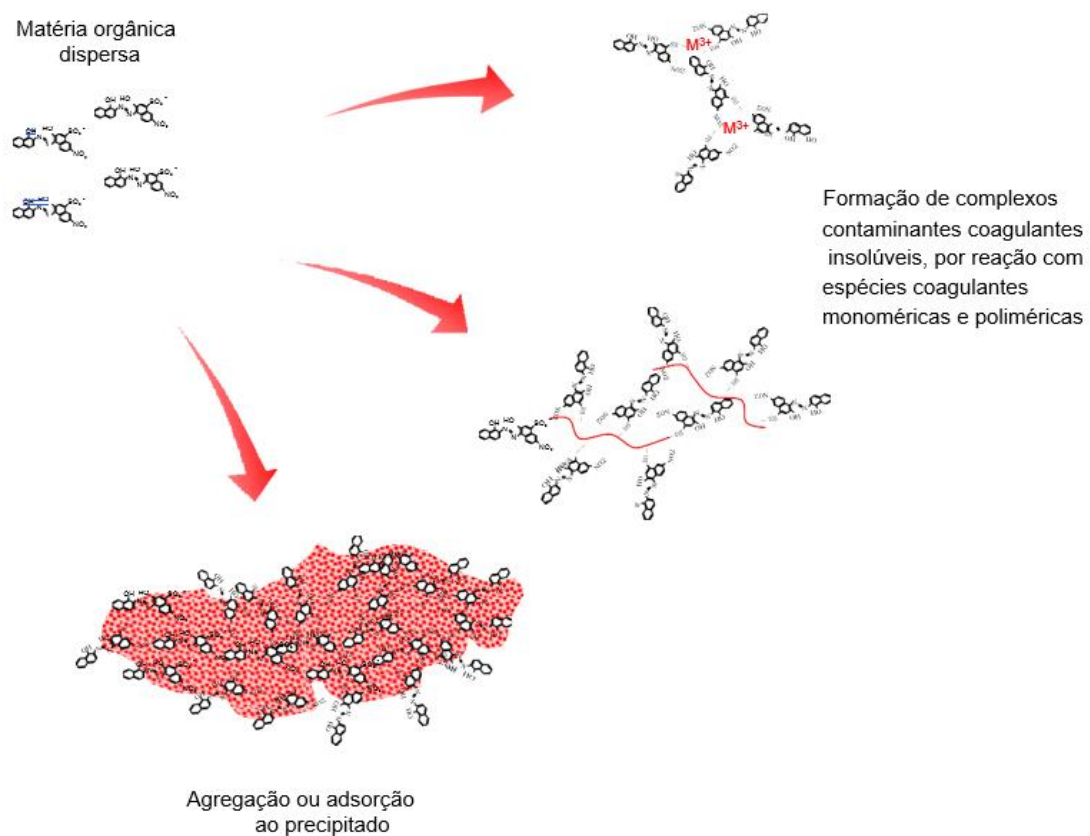
Produto químico	Fórmula	Peso Molecular
Sulfato de alumínio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	666,7
Sulfato ferroso	$Fe SO_4 \cdot 7H_2O$	278,0
Hidróxido de Cálcio	$Ca(OH)_2$	58
Cloreto férrico	$Fe Cl_3$	162,1
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	400

Fonte: Adaptado de ECKENFELDER, 2000.

O processo de coagulação de partículas coloidais e a desestabilização dos coloides também está intimamente relacionado com a eliminação de poluentes compostos

orgânicos solúveis pela formação de espécies de baixa solubilidade, ou por agregação destas espécies em precipitados de hidróxidos metálicos, já que este último processo difere nos estágios iniciais, ou na formação de partículas insolúveis (ver Figura B.4). Este processo tem sido amplamente aplicado ao tratamento de corantes industriais, mas há também aplicações para moléculas muito mais simples, como o fenol (CAÑIZARES *et al.*, 2002a, CAÑIZARES *et al.*, 2002).

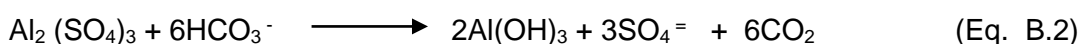
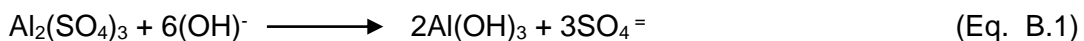
Figura B.4 - Formação de compostos insolúveis a partir de matéria orgânica solúvel



Fonte: Adaptado de CAÑIZARES *et al.*, 2002

As reações típicas do processo de coagulação são mostradas a seguir (ECKENFELDER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016):

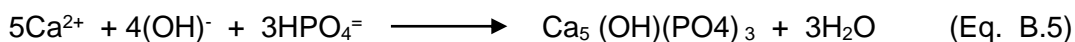
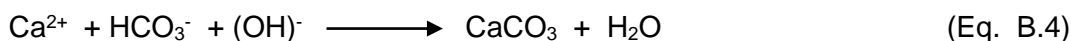
a) Reação com composto de alumínio:



b) Reação com compostos de ferro:

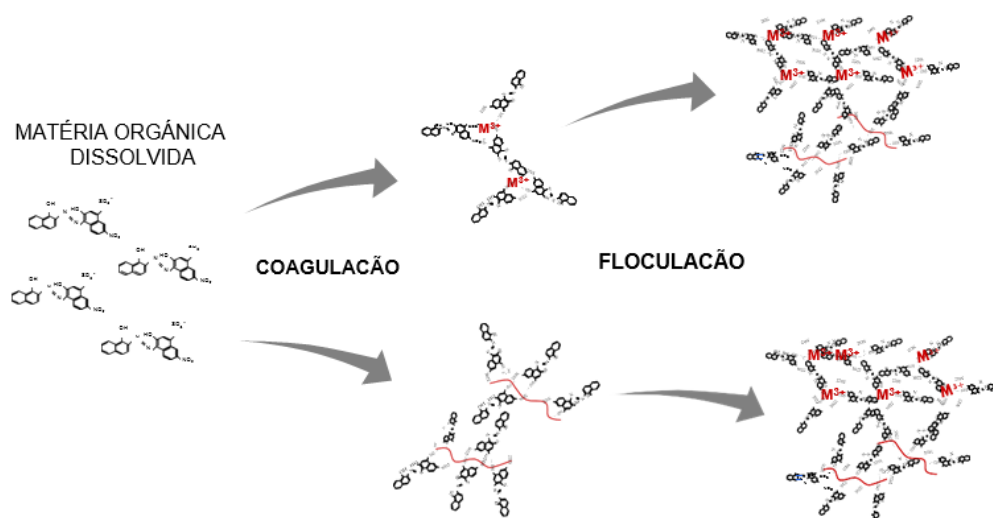


c) Reação com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (cal hidratada)



Quando a alcalinidade da água ou efluente não é suficiente, podem ser adicionados alcalinizantes, tais como o hidróxido de cálcio, hidróxido de sódio e carbonato de sódio, para otimizar o processo de coagulação, podendo também serem empregados compostos coadjuvantes para auxiliar o processo de floculação, tal como os polieletrólitos, que auxiliam a ação dos coagulantes permitindo a redução da dosagem dos reagentes, aumentando a densidade dos flocos e reduzindo o tempo de decantação (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; VIANA, 2011; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016). A Figura B.5 mostra o processo conjugado.

Figura B.5 – Coagulação e floculação de matéria orgânica solúvel



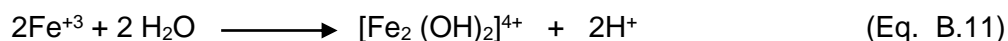
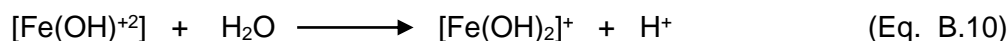
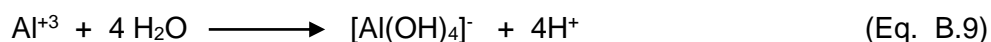
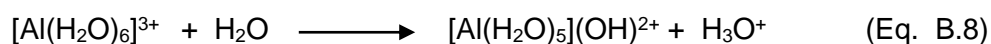
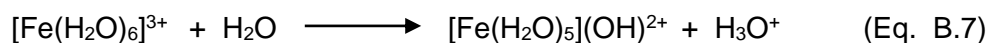
Fonte: Adaptado de CAÑIZARES *et al.*, 2002

Para melhor compreensão do processo de coagulação de águas e efluentes com aplicação de sais de Fe^{+3} e Al^{+3} , tem que se entender a química desses coagulantes

na água. Esses compostos formam hidróxidos do metal em meio aquoso alcalino, sendo que os íons livres nunca ocorrem nesses sistemas. As espécies que ocorrem no meio aquoso são: $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}_{(\text{aq})}$, $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}_{(\text{aq})}$, $[\text{Ca}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}_{(\text{aq})}$ e $[\text{H}(\text{H}_2\text{O})]^+$ ou $[\text{H}(\text{H}_2\text{O})_4]^+$, sendo em geral o íon metálico no centro envolto em moléculas de água (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

Os metais em meio aquosos: $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}_{(\text{aq})}$ e $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}_{(\text{aq})}$ são ácidos, ou seja são doadores de prótons, sendo que a dissolução desses compostos em água gera vários compostos solúveis de monoméricos a poliméricos, sendo o $(\text{OH})^-$ o ligante típico. As reações nesse caso são aquelas mostradas a seguir (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

Reações principais:



Reações secundárias:



Vários complexos de alumínio podem ser formados pelas reações secundárias, sendo que a presença desses complexos em solução aquosa confere uma característica gelatinosa ao meio. Esses complexos podem ser efetivamente os responsáveis pela remoção de poluentes, principalmente por adsorverem os compostos, formando coágulos maiores e posteriormente formando os flocos que irão sedimentar, porém a estabilidade do hidróxido de alumínio, por exemplo, depende do pH do meio (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; CRESPILO & REZENDE, 2004;

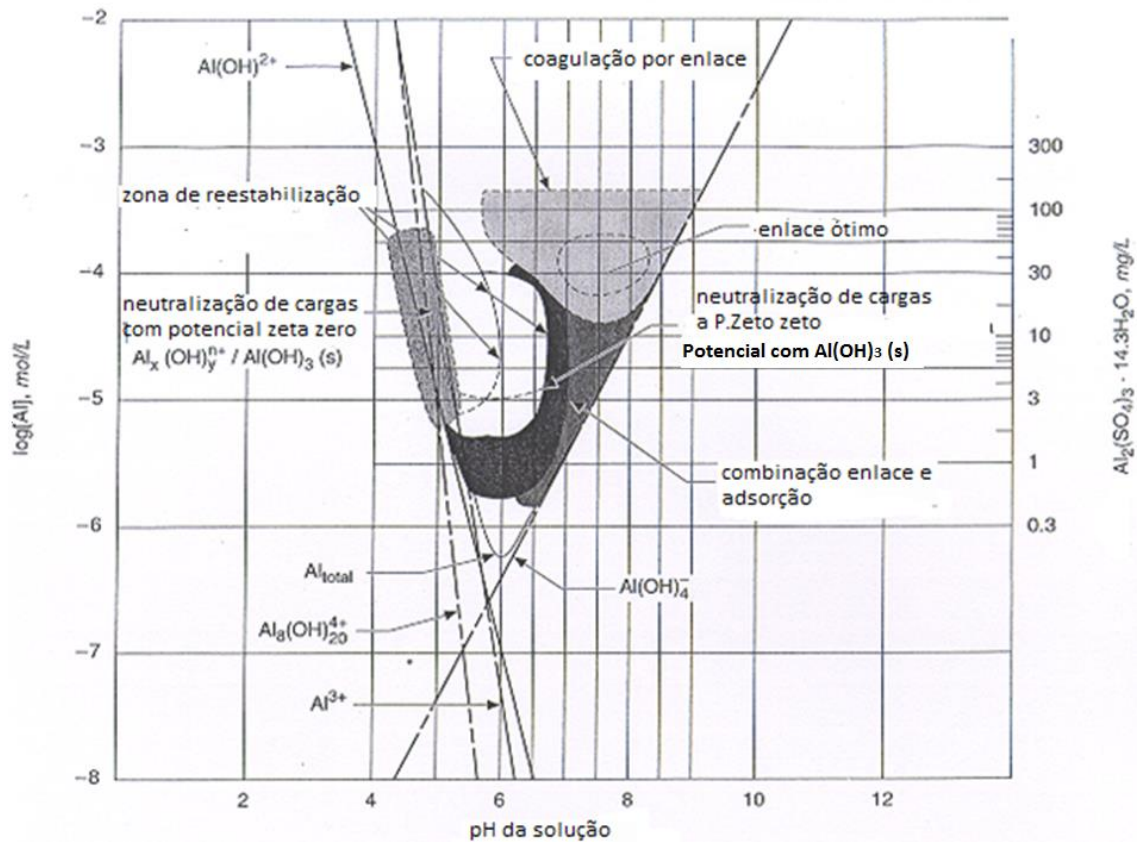
CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016). A figura B.6 mostra o diagrama de atividade para as espécies Al^{3+} em equilíbrio com o Al(OH)_x em função do pH. A Tabela B.11 ilustra as espécies em equilíbrio no caso do íon alumínio.

Tabela B.11 – Dados de equilíbrio das espécies de Alumínio

Espécie	Equação de Equilíbrio	Constante de Equilíbrio
Al^{3+}	$\text{Al(OH)}_{3S} \Leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	10^{-33}
Al(OH)^{+2}	$\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Al(OH)}^{+2} + \text{H}^+$	10^{-5}
$\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4}$	$2\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4} + 2\text{H}^+$	$10^{-6,3}$
$\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{+4}$	$7\text{Al}^{3+} + 17\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{+4} + 17\text{H}^+$	$10^{-48,8}$
$\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5}$	$13\text{Al}^{3+} + 34\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5} + 34\text{H}^+$	$10^{-97,4}$
Al(OH)_4^-	$\text{Al(OH)}_{3S} + \text{OH}^- \Leftrightarrow \text{Al(OH)}_4^-$	$10^{-1,3}$

Fonte: Adaptado de WEBER JR., W. J., 1972.

Figura B.6 - Diagrama log [Al (III)] versus pH para as espécies de Al^{3+} em equilíbrio com Al(OH)_3



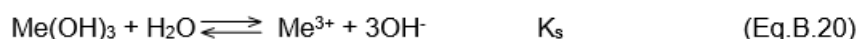
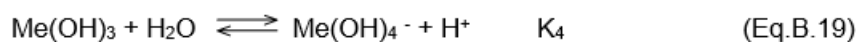
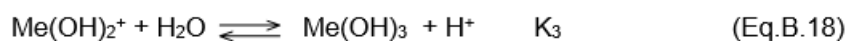
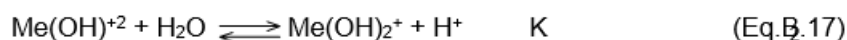
Fonte: Adaptado de WEBER JR., W. J., 1972.

Na região central do diagrama, verifica-se que baixos valores da concentração de Al^{3+} , ocorrem em faixas de baixo e alto pH, o indicando que o alumínio é solúvel tanto em meio ácido, gerando a espécie Al^{3+} solvatada, como em meio muito alcalino.

Em pH abaixo de 4,5 e acima de pH 9,0 mostra uma solubilização do hidróxido formado, como ilustrado nas equações B.14 e B.15, portanto em uma região de baixa coagulação e floculação o que indica baixa remoção dos poluentes.



Em solução aquosa, todos os metais são hidratados até certo ponto e, portanto, é existe uma camada primária de hidratação ao redor do íon do metal, onde as moléculas de água estão em contato com o íon metálico diretamente e uma segunda camada de hidratação ao redor da primeira. Devido a carga do íon do metal, as moléculas de água da primeira camada de hidratação podem ser polarizadas, e isso pode resultar na perda de um ou mais prótons de alguns das moléculas de água presentes na camada de hidratação primária, dependendo do pH da solução. Isso significa que as moléculas de água na camada de hidratação são progressivamente substituídas pelo íons hidroxila, dando lugar a uma carga positiva mais baixa das espécies hidratadas. Genericamente, isso é observado na sequência de reações de um íon metálico trivalente mostrado nas equações B.16 a B.20.



No caso do íon alumínio, sabe-se que a camada de hidratação primária consiste em seis moléculas de água em coordenação octaédrica. O íon de alumínio aquoso é muito complexo e excede em muito o nível de complexidade as espécies monoméricas, uma vez que estas podem ser combinadas para dar espécies de maior peso molecular.

Assim, sabe-se que, como produtos da hidrólise do alumínio (III), podem ser formadas espécies de peso molecular intermediário (oligômeros), como dímeros e trímeros, e também espécies de alto peso molecular. No entanto, para baixas concentrações a formação dessas espécies pode ser ignorada, e somente ocorre a formação de espécies monoméricas. No esquema de reação mostrado (equações B.16 a B.20) são listadas consecutivamente as espécies que são formadas com o aumento do pH. No caso de alumínio, o hidróxido formado tem uma solubilidade muito baixa (equação B.20) e, portanto, um precipitado amorfo é formado para pHs próximos à neutralidade. A utilização deste metal é de grande importância nos processos de coagulação. Devido ao formação de hidróxidos insolúveis e espécies poliméricas, a determinação do constantes de hidrólise é complicada, e existem diferenças importantes entre os valores publicados. (RICHEMS, 1997; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; VIANA, 2011; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

A Tabela B.12 mostra os valores das constantes de equilíbrio.

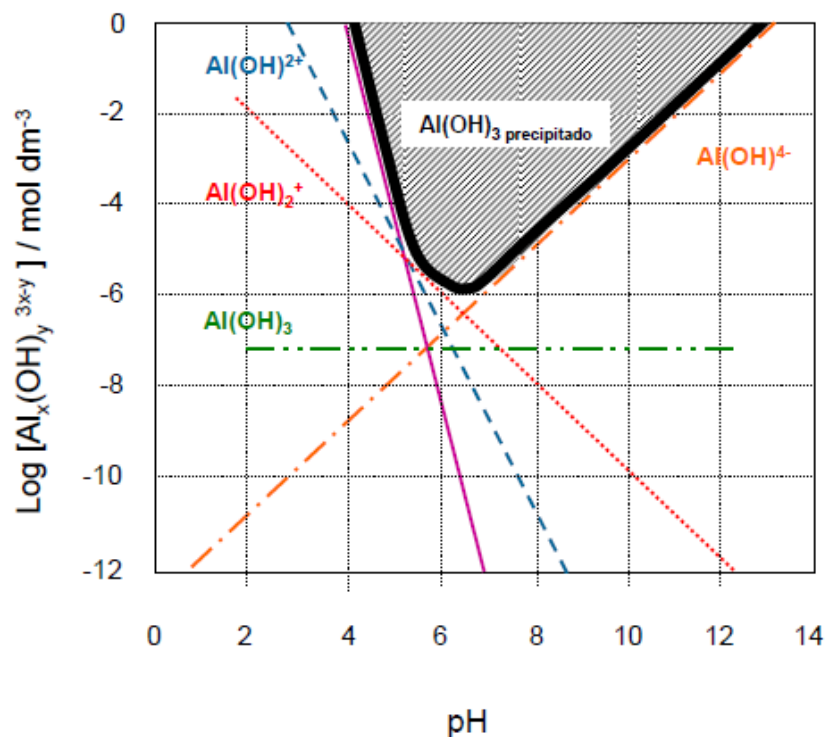
Tabla B.12. Constantes de hidrólises e solubilidade do íon alumínio em solução aquosa, em condições de força iônica zero e 25 °C.

Constante	Valor
pK ₁	4,9
pK ₂	5,6
pK ₃	6,7
pK ₄	5,6
pK _s	31,5

Fonte: Adaptado de WESOLOWSKI & PALMER, 1994

A partir dos valores mostrados na Tabela B.12, pode-se construir o diagrama de espécies monômeros de alumínio, dependendo da concentração e pH, que é mostrado no Figura B.7.

Figura B.7 - Diagrama de concentração de espécies monoméricas de alumínio em equilíbrio com o hidróxido amorfo, em condições de força iônica zero e 25 °C.

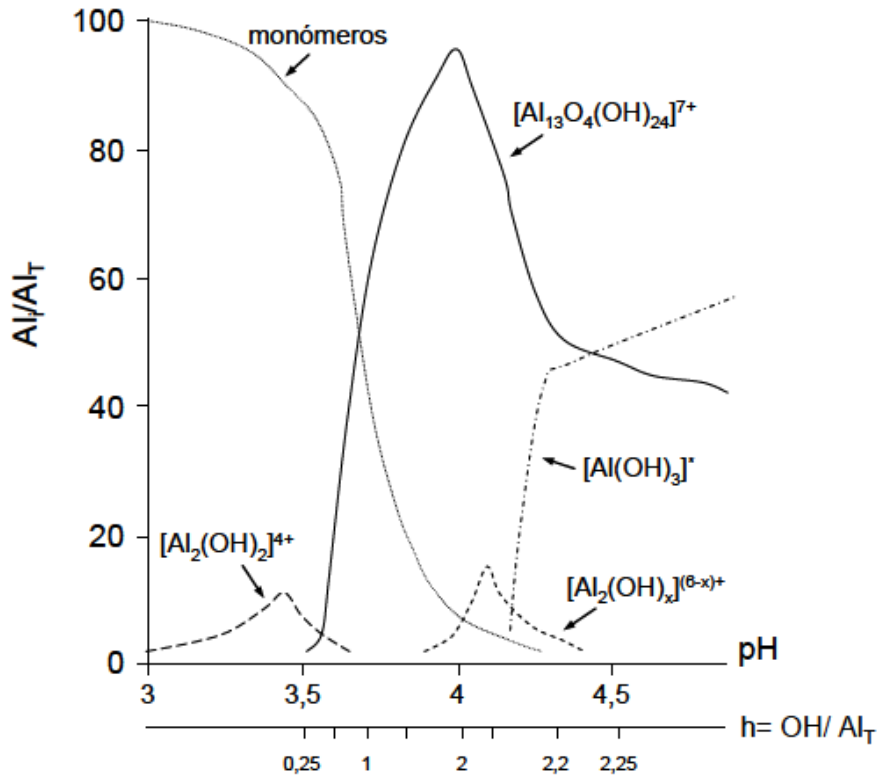


Fonte: Adaptado de WESOLOWSKI & PALMER, 1994

O diagrama da Figura B.7 é uma aproximação que considera apenas espécies monoméricas, e isso pode ser considerado bem-sucedido quando se trata de sistemas diluídos, no entanto, para altas concentrações de alumínio é necessário levar em conta a formação de diferentes espécies de alumínio polimérico. Produtos poliméricos de hidrólise de alumínio são formados em concentrações significativas sob certas condições. Várias técnicas foram usadas para demonstrar a existência dessas espécies poliméricas, que tem sido caracterizadas por métodos de raios-X (BOTTERO *et al.*, 1980; BOTTERO *et al.*, 1982)

Figura B.8 mostra uma distribuição típica de espécies poliméricas em função do pH, onde são mostradas as principais espécies predominantes na faixa de pH entre 3,5 e 4,5.

Figura B.8 - Distribuição de espécies de alumínio em função do pH e da relação OH⁻/Alumínio_{total} obtida mediante raios-X.



Fonte: Adaptado de BOTTERO *et al.*, 1980.

As Espécies monoméricas reagem quase instantaneamente, enquanto as espécies poliméricas reagem muito mais lentamente. As equações de hidrólise típicas (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; VIANA, 2011; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016) são mostradas a seguir:

Equações de hidrólise das espécies	log K	
$Al^{3+} + H_2O \longrightarrow Al(OH)^{2+} + H^+$	-5,02	(Eq. B.21)
$2Al^{3+} + 2H_2O \longrightarrow Al_2(OH)_4^{4+} + 2H^+$	-6,27	(Eq. B.22)
$6Al^{3+} + 15H_2O \longrightarrow Al_6(OH)_{15}^{3+} + 15H^+$	-47,00	(Eq. B.23)
$8Al^{3+} + 20H_2O \longrightarrow Al_8(OH)_{20}^{5+} + 20H^+$	-68,70	(Eq. B.24)
$Al(OH)_{3(ppt)} \longrightarrow Al^{3+} + 3OH^-$	-32,34	(Eq. B.25)
$Al^{+3} + 4H_2O \longrightarrow Al(OH)_4^- + 4H^+$	-23,57	(Eq. B.26)

Nos processos de tratamento eletroquímicos, a dissolução do metal que compõe o ânodo e a geração de gases pela eletrólise da água no cátodo são os mais importantes processos (equações B.27 a B.29). O primeiro deles está relacionado ao processo de coagulação das espécies contaminantes na água, e os outros dois (floculação e flotação) com o aumento do gradiente de velocidade e, portanto, com a melhoria nos processos de floculação e separação por flotação, devido à adesão de bolhas às partículas contaminantes. (RAJESHWAR & IBÁÑEZ, 1997, MOLLAH *et al.*, 2001, CHEN, 2004),



Com relação ao uso de eletrodos de alumínio, recentemente, a produção de concentrações de alumínio superiores às previstas pela lei de Faraday tem sido descrita na literatura. Estudos sobre o processo eletroquímico da dissolução do alumínio indicaram que a dissolução química de alumínio ocorre em ambos os eletrodos (PICARD *et al.*, 2000; JIANG *et al.*, 2002; CASQUEIRA, 2004 *apud* DONINI *et al.*, 1994 e PRZHEGORLINSKII *et al.*, 1987; SZPYRKOWICZ, 2005).

Essa dissolução em excesso de alumínio tem como explicação para tal fenômeno as razões a seguir:

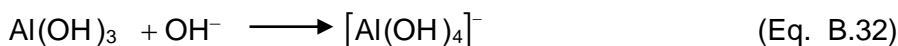
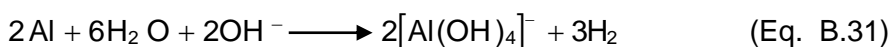
- ✚ Dissolução das camadas de óxido formado pelo ar, o que pode acontecer em tempos curtos de eletrólise, diminuindo sua significância com o incremento do tempo de eletrólise;
- ✚ As densidades de corrente aplicada, devido ao somatório dos processos de oxidação anódica e redução catódica;
- ✚ O estado de oxidação do alumínio das espécies dissolvidas for menor do que o implicado na reação.

O ataque químico em ambos os eletrodos pode ocorrer devido à alcalinidade e acidez produzida na vizinhança deles, assim com o ataque corrosivo de halogênios tais como os cloretos (MOUEDHEN *et al.*, 2007).

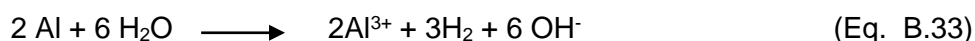
- ✚ Na vizinhança do ânodo ocorre a seguinte reação:



✚ Na vizinhança do catodo ocorre a seguinte reação:



Ainda existe assim, hipoteticamente (PICARD *et al.*, 2000 e SZPYRKOWICZ, 2005), a possibilidade de diferentes partes da superfície do alumínio, comportarem-se como ânodo e outras partes como cátodo (célula galvânica), favorecendo ainda mais a dissolução simultânea do alumínio e a geração de H₂ sem a necessidade de aplicação líquida de corrente elétrica. Com isso, e de forma simplificada, o processo de dissolução química é representado por meio da equação B.33.



Uma vez dissolvido o alumínio, em princípio, presume-se que a "especiação" deve ser semelhante ao que ocorre nos processos convencionais de coagulação, pela dosagem de soluções de sulfato de alumínio e, portanto, o pH e a concentração total de alumínio eles devem ser os principais parâmetros a serem levados em conta. Neste contexto, é importante indicar que a química aquosa do alumínio é complexa e envolve espécies monoméricas e poliméricas (de diferentes pesos moleculares) já precipitadas, e isso é altamente influenciado pela matriz de componentes que existem na solução aquosa (BOTTERO *et al.*, 1980, BOTTERO *et al.*, 1982)

O processo de tratamento físico-químico por coagulação e floculação, com uma fase final de separação dos sólidos gerados, vem sendo também estudado alternativamente no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. As partículas coloidais contidas nos lixiviados, assim como substâncias húmicas e microrganismos, possuem carga negativa, o que faz com que o lixiviado seja um efluente aplicável ao processo. Os lixiviados de aterro, em função das elevadas dosagens de produtos químicos no início do tratamento (em geral hidróxido de cálcio e sais de alumínio de ferro), precipitam óxidos de ferro ou alumínio, sendo esses óxidos os agentes na absorção da matéria orgânica contida nos lixiviados. O processo de coagulação, floculação e posterior sedimentação, pode ser empregado como pré-tratamento de sistemas mais complexos tais como: osmose inversa e processos biológicos, assim

como um tratamento de polimento após os processos biológicos. Nesses processos para tratamento de lixiviados é comum o uso de coagulantes tais como: cal, sulfato de alumínio, cloreto férrico, hidróxido de sódio e polímeros (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; DI BERNARDO & DANTAS, 2005; FELICI, 2010; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

Muitos estudos aplicando processo físico-químico realizados em lixiviados estabilizados, mostraram que o processo em questão tem boa eficiência na remoção de compostos húmicos ao variar o tipo de coagulante, pH e condições de mistura tais como: gradiente de velocidade e tempo de residência. A remoção de compostos húmicos pode chegar a 85% para aterros jovens, sendo mais eficiente o uso de sais de ferro que os de alumínio. Em aterros estabilizados, ou seja, antigos, esses processos apresentam até 50% de eficiência em geral (ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; DI BERNARDO *et al.*, 2002; DI BERNARDO & DANTAS, 2005; FELICI, 2010; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

A eficiência do tratamento depende de vários fatores tais como: natureza e dosagem do coagulante, ajuste do pH, idade do aterro que está gerando o lixiviado (grau de estabilização do aterro) e aplicação do processo como pré ou pós-tratamento. O uso de uma combinação de coagulantes, assim como adição de floculantes com coagulantes em conjunto, aumenta o desempenho do processo de tratamento, porém a desvantagem está relacionada a grande quantidade de lodo produzido, com um aumento na concentração de alumínio ou ferro efluente tratado o que pode aumentar a toxicidade do mesmo, assim como o grande consumo de produtos químicos no tratamento (AMOKRANE *et al.*, 1997; ECKENFELDER, 2000; KURNIAWAN *et al.*, 2006; LOIZIDOU *et al.*, 1992; LABANOWSKI *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2009; RENO *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2004; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016).

A Tabela B.13 indica os processos de tratamento com sais de ferro são mais eficientes que os de alumínio, chegando a reduzir até 50% da DQO, enquanto os valores correspondentes no caso do alumínio ou cal ficam entre 10 e 40%.

Tabela B.13 – Dados do tratamento de lixiviados por processo de coagulação/floculação

Referência	Coagulante/ dosagem (g/L)	Concentração inicial no lixiviado (mg/L)				Remoção (%)
		DQO	DBO ₅	DBO ₅ /DQO	pH	DQO
AMOKRANE, <i>et al.</i> , 1997	FeCl ₃ - 2,0 Al ₂ (SO ₄) ₃ - 0,9	4100	200	0,05	4,5- 5,0	55
DIAMADOPOULOS, 1994	FeCl ₃ - 0,8 Al ₂ (SO ₄) ₃ - 0,4	5690,00	2215,00	0,10	4,8	56
TATSI <i>et al.</i> , 2003	FeCl ₃ - 1,5	5350,00	1050,00	0,20	10,0	80
TATSI <i>et al.</i> , 2003	Al ₂ (SO ₄) ₃ - 1,5	5350,00	1050,00	0,20	10,0	38
KARGI <i>et al.</i> , 2003	Ca(OH) ₂ - 2,0	7000,00	-	-	12,0	86
LI <i>et al.</i> , 2009	FeSO ₄ 7H ₂ O - 0,8	640,00	30,00	-	7,0	63
LABANOWSKI <i>et al.</i> , 2010	FeCl ₂ - 0,5	380,00	70,00	0,18	7,2	63

Alguns estudos, dos autores antes descritos, envolvendo o processo de coagulação e floculação, demonstram eficiência variável na redução da DQO, como pode ser visto na Tabela B.13 anterior, sendo verificado que para lixiviados de baixa degradabilidade (DBO₅/DQO < 0,10) a eficiência é reduzida e em geral menor que 50%. Um outro ponto importante a comentar é o grande consumo de coagulantes com o uso desse processo de tratamento dos lixiviados, o que aumenta em muito os custos dos sistemas tradicionais de coagulação/floculação/sedimentação.

Outros estudos foram realizados em “*Jar Test*”, com o objetivo de testar diferentes coagulantes e as melhores condições de coagulação no tratamento do lixiviado, obtiveram como melhor resultado, remoção da DQO próxima de 60%, com dosagem de sulfato de alumínio 600 mg/L. Estudos com aplicação de cloreto férrico como coagulante em sistema de coagulação/floculação/sedimentação, como tratamento primário do lixiviado de aterro sanitário estabilizado, mostraram remoção de 50% da DQO, em condições de pH 4,0 e dosagem de cloreto férrico de 1228 mg/L. Estudos realizados com mistura de coagulantes com os coagulantes tradicionais em cinco concentrações diferentes com o lixiviado sob agitação de 25 rpm por 25 minutos para promover a formação dos flocos. Os coagulantes puros (sulfato de alumínio e cloreto férrico) apresentaram maiores níveis de remoção da DQO que qualquer mistura de coagulante, sendo a melhor faixa de remoção com pH entre 7,0 e 7,5. A adição de coagulantes sempre leva a um decréscimo do pH do meio reacional, necessitando de sua correção para atingir o pH ótimo, sendo também comum a adição de grandes

quantidades de coagulantes (CANEPA *et al.*, 2008; CHEIBUB, 2009; CASTILHO JR. *et al.*, 2010).

No tratamento do lixiviado do Aterro de Gramacho, avaliou-se a aplicação do coagulante sulfato de alumínio, sendo com uso de sulfato de alumínio a melhor dosagem de 380mg/L, em pH 5,0. Nestas condições, a remoção da DQO ficou entre 26 a 29%, sendo a concentração inicial de 3538 mg/L. Outros estudos citam a coagulação e floculação como etapas fundamentais, pois possuem relação direta com o desempenho da sedimentação. As eficiências da coagulação e floculação são influenciadas pelos fatores: pH, alcalinidade, dosagem do coagulante, intensidade de agitação, sólidos totais dissolvidos, e tamanho das partículas. Ensaio de coagulação, aplicando uma dosagem 1500 mg/L de cloreto férrico mostraram remoção de 57,4% da DQO em pH 5,0. Estudos envolvendo os processos de coagulação, floculação e decantação, utilizando coagulante à base de tanino, obtiveram remoção de 38% para a DQO, 37% para a cor aparente e 30% para a turbidez, sendo a coagulação em pH 6,5 e dosagem do coagulante de 2250 mg/L (CAMPOS *et al.*, 2005; NAGASHIMA *et al.*, 2009; LIMA *et al.*, 2010a; SILVA, 2009).

Estudos realizados pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, avaliaram várias técnicas de tratamento físico-químico: precipitação química, coagulação/floculação, adsorção com carvão ativo e reagente de Fenton, sendo os melhores resultados obtidos com o processo coagulação/floculação e oxidação com reagente de Fenton (CASTILHO JR. *et al.*, 2010).

Em experimentos conduzidos em escala de laboratório, com uso de “Jar Test”, o lixiviado foi tratado com $Al_2(SO_4)_3$ em concentração de 1,0 a 15,0 g/L e tratado com $FeCl_3$ em concentração de 0,50 a 6,0 g/L, sendo que os resultados indicaram o coagulante $FeCl_3$ como mais eficiente na remoção da DQO, que o coagulante $Al_2(SO_4)_3$. O coagulante $FeCl_3$ mostrou eficiências de remoção da DQO de 93% e 73%; enquanto o coagulante $Al_2(SO_4)_3$ mostrou eficiências de remoção da DQO de 91% e 82%. Estudos avaliando a eficiência da remoção da DQO, com concentrações de coagulantes que variaram entre 500 e 4500 mg/L, obtiveram eficiências entre 15 e 52%. O pH ótimo ficou entre 7 e 8, e as eficiências de remoção de DQO maiores foram para a maior concentração de coagulantes. (KNUPP *et al.*, 2009; COELHO *et al.*, 2002; CANEPA *et al.*, 2008),

Estudos de CASTILHO Jr. *et al.* (2010), com lixiviado proveniente de aterros antigos que continham grande concentração de compostos húmicos, de difícil degradação, verificaram que os compostos em questão causam cor escura ao lixiviado, sendo sua remoção por processo de coagulação e floculação mais eficiente em valores de pH abaixo de 6,0. Em seus ensaios de “*Jar Test*”, com o objetivo de escolher o coagulante e as melhores condições de coagulação, obtiveram uma remoção média da DQO de 47%, sendo 67,6% a maior remoção obtida, com concentração de sulfato de alumínio 600 mg/L. Esse comportamento decorre da natureza do efluente, das partículas e substâncias responsáveis pela baixa turbidez e cor elevada.

Pesquisas de CAMMAROTA *et al.* (1994), na avaliação da eficiência do processo físico-químico de coagulação, floculação e sedimentação, realizaram vários estudos usando diferentes compostos coagulantes, em diversas condições no tratamento do lixiviado do aterro de Gramacho/RJ. Esses estudos mostraram maior eficácia para o cloreto férrico como coagulante em pH 4,0 e dosagem de 400-500 mg/L, obtendo-se remoções da DQO de 22 a 47%. Nesses estudos verificou-se, no entanto, a necessidade de altas concentrações coagulante, além de problemas de corrosão dos reatores e bombas, assim como a formação de excessiva espuma, devido a reação em meio ácido de carbonatos e bicarbonatos presentes no lixiviado.

VASCONCELOS (2014) avaliou os processos de coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado em pó (CAP) e reação com Fenton para redução da concentração dos poluentes e aumento da biodegradabilidade do lixiviado. No processo de coagulação e floculação foi variado o pH (4 a 8) e a concentração de cloreto férrico (100 a 600 mg/L). O resultado do processo de coagulação/floculação foi de 22,9% de remoção da DQO e 64% de COT, utilizando 300 mg/L de coagulante em pH 4.

SILVA (2017), analisou a eficiência da coagulação e floculação na remoção da matéria orgânica do lixiviado proveniente do aterro sanitário de Seropédica. Foram testados três tipos de coagulantes: o sulfato de alumínio, o cloreto férrico e o Acquapol C1® (coagulante natural à base de taninos). Os ensaios iniciais foram realizados com uma concentração de 500 mg/L, variando-se apenas o pH. Após a determinação do pH ótimo, foram realizados novos ensaios, variando a concentração do coagulante. Os melhores resultados foram obtidos com o coagulante Acquapol C1® para os parâmetros DQO (51,5%), turbidez (90,9%) e cor (68%). Já para as substâncias húmicas, o coagulante cloreto férrico apresentou uma maior eficiência, removendo

52,7% dessas substâncias. O sulfato de alumínio foi mais eficiente na remoção de COT (59,7%).

B.2.2 Processo de precipitação química no tratamento de lixiviados

A precipitação química dos constituintes poluentes dos lixiviados de aterros sanitários tem, hoje em dia, uma grande aplicação no pré-tratamento desses efluentes, objetivando, principalmente, a remoção de compostos orgânicos de difícil degradabilidade, nitrogênio amoniacal e metais pesados, em função da eficiência do processo, sua simplicidade e baixo custo de implantação. O processo em questão objetiva remover os compostos precipitáveis quimicamente com a adição de produtos químicos (LI *et al.*, 1999; ALTINHAS *et al.*, 2002; METCALF & EDDY, 2003; OZTUK *et al.*, 2003).

A precipitação química de lixiviados se utiliza de reagentes tais como: fosfato de amônia e magnésio e hidróxido de cálcio (ou cal hidratada). Nesse processo ocorre a precipitação do íon amônio como fosfato de amônia e magnésio hexahidratado, em função da reação do íon amônio, contido nos lixiviados, com os íons fosfato e magnésio, sendo então formado um precipitado sólido conhecido como Estruvita. Sua precipitação tem como parâmetros de controle o pH, condições de saturação, temperatura etc. O precipitado formado, contendo fósforo e amônia, tem aplicação interessante como fertilizante na agricultura (LI *et al.*, 1999; CALLI, 2005; ULUDAG-DEMIRER *et al.*, 2005; KURNIAWAN *et al.*, 2006; KIM *et al.*, 2007).

Dentre as vantagens da aplicação desse processo, destacam-se a alta capacidade de remoção dos poluentes e a simplicidade operacional, podendo ainda ser empregado na remoção de metais pesados e matéria orgânica recalcitrante, porém com a grande aplicação na remoção da amônia (KURNIAWAN *et al.*, 2006). Estudos realizados com a aplicação do processo de precipitação em lixiviado proveniente do aterro de Went em Hong Kong, mostraram eficiência de 98% na remoção de nitrogênio amoniacal. No entanto, a maior dificuldade na aplicação desta técnica em larga escala, está relacionada com o alto custo operacional (LI *et al.*, 1999 & 2003).

O hidróxido de cálcio também é muito usado na precipitação química de compostos poluentes de lixiviados, podendo sendo aplicado, em geral, como uma suspensão em concentração de 5 a 10% (peso/peso). A aplicação do hidróxido de cálcio é comum no

tratamento primário de lixiviados estabilizados provenientes de diferentes aterros, tais como: o aterro de Nova Iguaçu e Seropédica. As condições de agitação, tempo de reação e velocidade de sedimentação são parâmetros importantes e devem ser definidos em função do volume e características lixiviado. A precipitação no tratamento de lixiviados mostra algumas dificuldades tais como: aumento do pH e dureza do lixiviado tratado, maior geração de lodo, que se deve ser disposto no próprio aterro, evitando custos de disposição (SANTANA-SILVA, 2008; CECEN & GURSOY, 2000; GIORDANO, 2003; RENO *et al.*, 2008).

B.2.3 Sistemas combinados no tratamento de lixiviado

A combinação das diversas operações/processos unitários envolvendo tratamento preliminar, físico-químico, biológico e avançado, conhecida como tratamento combinado de lixiviado, tem como grande dificuldade o elevado investimento, porém possuem alta eficiência. Esses processos, com suas operações unitárias em combinação, se bem projetados, conseguem atender às normas ambientais vigentes. Essas tecnologias vêm sendo aplicada em aterros tais como: o aterro de Gramacho/RJ, o aterro de Seropédica/RJ e aterro de Nova Iguaçu/RJ, onde o tratamento adotado é composto pelas etapas: desde adição de cal até membranas de nano filtração, sendo a seguir descrito um sistema típico (informações sobre o tratamento do aterro de Seropédica) (TECMA, 2001; GIORDANO, 2003; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2012; HOWE, 2016):

✓**Tratamento Preliminar:** É realizada a equalização do lixiviado em uma lagoa de equalização para regularizar a vazão de tratamento e posteriormente é feita a remoção de sólidos grosseiros por peneira, seguindo então para tratamento físico-químico;

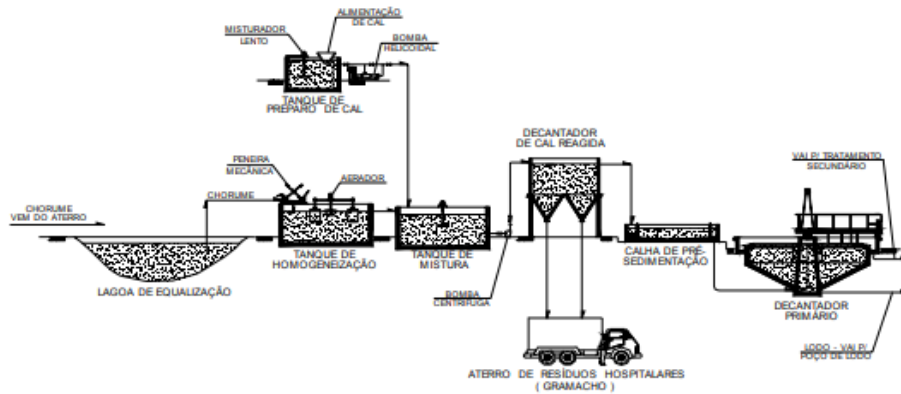
✓**Tratamento Físico-Químico:** É adicionada leite da cal (hidróxido de cálcio) e o lixiviado segue então para um decantador primário onde ocorre a precipitação química, inclusive de hidróxidos dos metais contidos no lixiviado. Posteriormente o lixiviado segue para uma torre com recheio onde é realizado o processo de “stripping” da amônia, sendo que a amônia gasosa liberada passa por tratamento através de lavador de gases onde a amônia é absorvida em ácido fosfórico. O pH do efluente que sai do físico-químico é ajustado e o mesmo segue para tratamento biológico;

✓**Tratamento Biológico:** Tem início em um tanque anóxico onde é adicionada fonte de carbono externa, posteriormente o lixiviado segue para um sistema de lodos ativados seguido de um decantador secundário. O sistema tem recirculação do tanque aeróbio para o anóxico, para que ocorra a nitrificação e desnitrificação. Após o tratamento biológico o lixiviado segue para a última etapa de tratamento, a nano filtração;

✓**Tratamento Terciário:** O lixiviado passa por uma filtração prévia em filtro de areia, para preservar e aumentar a vida útil da unidade de nano filtração. Posteriormente ocorre adição de ácido para o ajuste do pH e o lixiviado tratado é bombeado para o sistema de nano filtração. O concentrado resultante do processo passa por tratamento através de eletrocoagulação-eletroflotação e retorna para a etapa Físico-Química. Essa etapa, porém, da eletrocoagulação-eletroflotação está fora de operação, pois na planta em questão, tem se mostrado ineficiente, devido ao baixo tempo de residência e dificuldades operacionais do sistema de eletrocoagulação-eletroflotação que utiliza placas de alumínio. A ocorrência de temperatura acima de 60-80°C, com a geração de vapores, acabou por causar a desativação do reator de eletrocoagulação-eletroflotação.

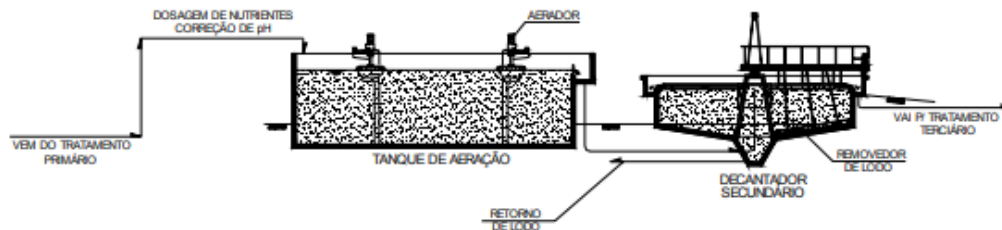
GIORDANO (2002) analisou a eficiência do tratamento do lixiviado gerado no Aterro de Gramacho/RJ por processos combinados, concluindo que o lixiviado tratado apresentava continuamente aspecto claro e ausência de odor, além de estar compatível com todos os parâmetros da legislação ambiental do Estado do Rio de Janeiro, exceto quanto ao nitrogênio amoniacal que no estado em questão tem como padrão de lançamento 5,0 mg/L. Uma grande desvantagem desse tratamento é o custo elevado de implantação e operação, devido a sua grande complexidade o que pode inviabilizar economicamente a construção de aterros. Os aterros de Seropédica e Barra Mansa, iniciaram sua operação, enviando o lixiviado para tratamento na unidade em Nova Iguaçu, porém no licenciamento de novos aterros atualmente se obriga à construção de um sistema de tratamento que atenda a legislação desde sua fase inicial de implantação com o funcionamento das primeiras células o que gera altos custos. Nas Figuras B.10 a B.13, tem-se como exemplo o fluxo simplificado do sistema de tratamento de lixiviados do aterro de Gramacho/RJ.

Figura B.10 – Fluxo simplificado do sistema de tratamento primário do aterro de Gramacho.



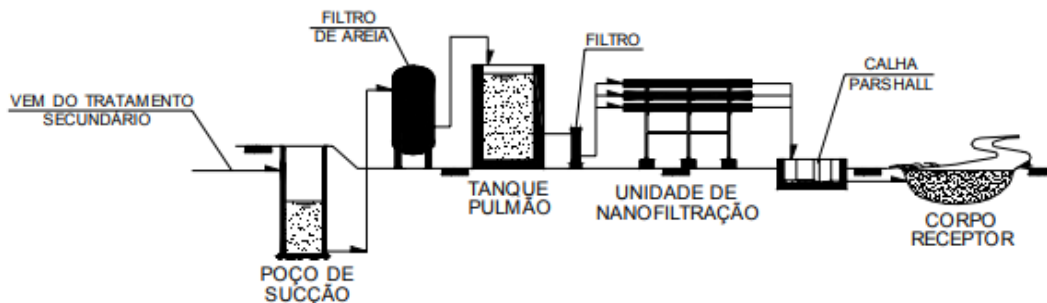
Fonte: Adaptado de GIORDANO, 2002

Figura B.11 – Fluxo simplificado do sistema de tratamento secundário do aterro de Gramacho.



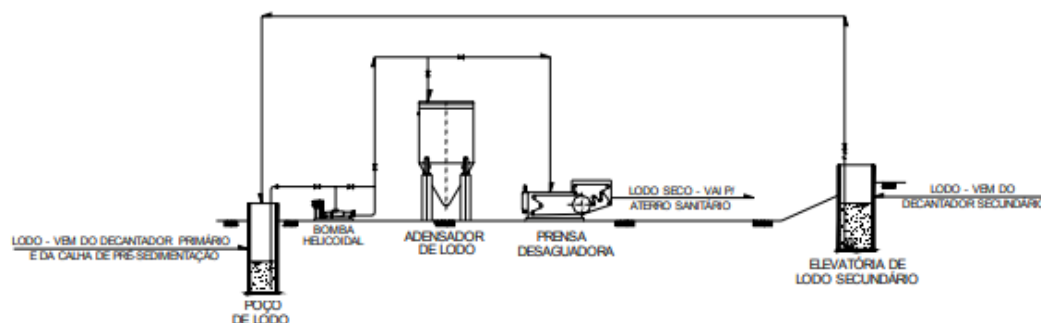
Fonte: Adaptado de GIORDANO, 2002

Figura B.12 – Fluxo simplificado do sistema de tratamento terciário do aterro de Gramacho.



Fonte: Adaptado de GIORDANO, 2002

Figura B.13 – Fluxo simplificado do sistema de tratamento do lodo do aterro de Gramacho



Fonte: Adaptado de GIORDANO, 2002

B.2.4 Processo de flotação no tratamento de lixiviados

O processo de flotação, diferentemente da sedimentação, não tem muita aplicação, principalmente no tratamento de lixiviados de aterro sanitário, tendo, em geral, aplicação conjugada com os processos de eletrocoagulação-eletroflotação ou outros. No tratamento de lixiviados o processo de flotação é utilizado para a separação entre as fases líquida e sólida com uso de microbolhas de ar que levam as impurezas suspensas à superfície do sistema e a partir dessa remoção um sistema de raspagem que remove o material flotado. Necessita de coagulação e floculação, tal qual os processos físico-químicos antes descritos, tendo dessa forma a mesma concepção teórica já descrita (DI BERNARDO, 1982; DI BERNARDO, 1993; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003; CRESPILO & REZENDE, 2004).

Os flotores funcionam de maneira inversa aos sedimentadores. Na sedimentação, o material a ser separado é mais denso do que o meio líquido e se acumula no fundo do equipamento. Já na flotação, o floco/material gerado a ser separado é naturalmente menos denso (ou se torna menos denso mediante a adesão de microbolhas de ar injetadas através do tanque de pressurização) que o meio líquido e se acumula na superfície do taque de expansão do flotor. Os flotores separam materiais de baixa densidade (orgânicos, entre eles, óleos, graxas etc.) e sólidos que possuam grande atração pelas bolhas de ar (de natureza hidrofóbica), podendo os equipamentos serem retangulares ou cilíndricos, com alterações nos sistemas de raspagem. No processo de flotação, efluente ou lixiviado é clarificado, devido à suspensão das partículas sólidas ou oleosas com o uso de microbolhas, chegando essas partículas até a

superfície do tanque, onde a espuma (o lodo) é removida por raspadores superficiais contínuos. O efluente tratado segue para a próxima etapa de tratamento. Dentre as aplicações pode-se destacar o tratamento de efluentes industriais oleosos, esgoto doméstico, assim como aplicações na recuperação de fibras. Os flotadores em geral utilizam floculantes para que ocorra a coagulação e floculação, assim iniciando a formação dos flocos, que são removidos pelas bolhas de ar. Os flotadores também são usados na pré-separação de resíduos minerais, vegetais e orgânicos, óleos emulsionados, fibras de papel, efluentes de curtumes, refino de óleo, conservas, lavanderias, frigoríficos, celulose e papel e mineradoras, entre outros (DI BERNARDO, 1982; DI BERNARDO, 1993; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003).

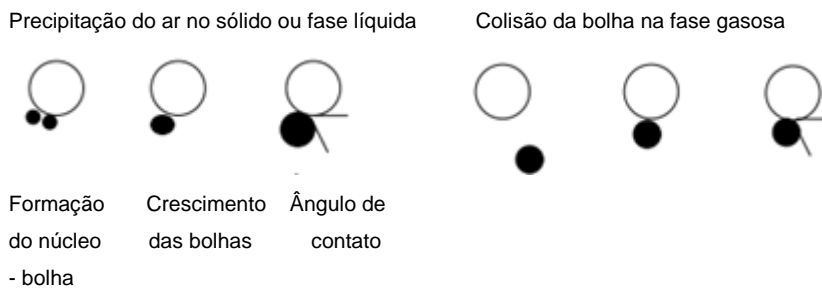
Existem diferentes tipos de sistemas de flotação e a diferença está em como ocorre a formação das microbolhas e a adoção de recirculação parcial ou total do efluente tratado no sistema. As microbolhas podem ser obtidas por três tipos de sistemas de flotação (DI BERNARDO, 1982; DI BERNARDO, 1993; ECKENFELDER, 2000; METCALF & EDDY, 2003) a saber:

- ✓ **Flotação eletrolítica (eletroflotação):** Através de eletrodos e energia elétrica. Visa à produção de hidrogênio e oxigênio a partir da passagem de solução aquosa diluída entre os eletrodos. A respeito desse processo, que já foi abordado, a grande discussão em sua aplicação industrial está relacionada aos custos de energia;
- ✓ **Flotação por ar disperso:** Utilização de produtos químicos que, em contato com o efluente, provocam reações químicas e produzem as microbolhas. A dispersão ocorre com uso de misturador tipo turbina de cavitação. Há um grande problema neste sistema relacionado a forte turbulência gerada, o que ocasiona quebra de boa parte dos flocos gerados;
- ✓ **Flotação por ar dissolvido (FAD):** É normalmente a tecnologia mais utilizada, por pressurização e despressurização de ar na massa líquida, com microbolhas da ordem de micra. O maior uso desse sistema está relacionado com o menor custo operacional dentre as três técnicas, devido à injeção de ar atmosférico diretamente na massa líquida para formar as microbolhas. A injeção de ar na massa líquida ocorre na câmara de pressurização ou saturação, cuja pressão varia de 7,5 a 8,5 kgf/cm², sendo que essa massa de ar se solubiliza na água até a completa saturação. Em seguida, a massa de flocos contendo as microbolhas é levada um tanque atmosférico de flotação, chamado tanque de expansão. No momento em

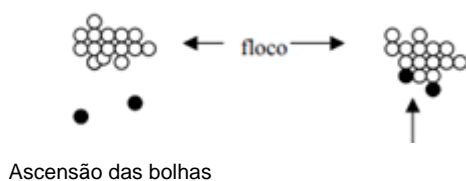
que a água saturada com ar é submetida à pressão atmosférica, as bolhas de ar se desprendem rapidamente, formando as microbolhas com diâmetros de 30 a 120 µm, que carregam os flocos formados.

A recirculação de parte do efluente tratado aumenta a eficiência de separação do processo de flotação por ar dissolvido (FAD), porque promove a remoção de pequenos sólidos não removidos no tratamento. A flotação por ar dissolvido é similar ao processo que ocorre na eletrocoagulação/eletroflotação. Os mecanismos responsáveis pela adesão das microbolhas-partículas no processo de flotação por ar dissolvido (FÉRIS, 2001; CHEN, 2003) são ilustrados a seguir:

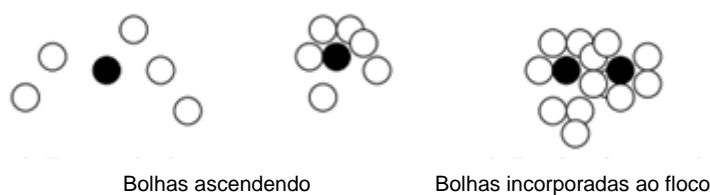
✚ Adesão das bolhas de ar à fase sólida (floco ou partícula) após a colisão entre os mesmos ou devido a formação da bolha diretamente na superfície das partículas.



✚ Oclusão da bolha no interior da estrutura do floco com a ascensão das bolhas.



✚ Absorção ou incorporação das bolhas na estrutura do floco em formação.



Os parâmetros que afetam a flotação a ar dissolvido são listados a seguir (PALANIANDY, *et al.*, 2017):

- ✚ **Eficiência de colisão entre as partículas e as bolhas formadas e concentração das partículas a serem removidas** – A interação das cargas bolha (hidrofóbicas) e das partículas e natureza hidrofílica das partículas são importantes. É necessária adição de coagulantes e floculantes. É importante melhorar a eficiência das colisões com um pré-tratamento químico (coagulação/floculação) e condição de pH ideal. Além da adição de coagulação é necessário um tempo de residência ideal na floculação para que os coágulos formados flitem.

- ✚ **Eficiência de coleta das partículas** – Partículas menores que 1,0 micrometro são coletadas. O processo de difusão e interceptação das partículas é importante e tem relação com os tamanhos e quantidade de partículas e microbolhas.

- ✚ **Diâmetro das bolhas, volume e quantidade (concentração)** – Estão relacionadas com a pressão no tanque de saturação, injeção de ar e recirculação do efluente tratado. Pequenas bolhas produzem grandes áreas interfaciais e grandes forças de superfície entre bolhas e partículas. Pequenas bolhas, melhoram a eficiência de coleta das partículas. Grande volume de bolhas garante oportunidades de colisão e redução da densidade do floco.

ZOUBOULIS, *et al.*, 2004, usaram a flotação para remoção de ácidos húmicos de lixiviados de aterro. A eficiência de remoção dos ácidos húmicos foi de 95%, o que provou que o processo de flotação pode ser usado como um pós-tratamento nos sistemas de tratamento de lixiviados de aterro. Foi usado um polímero como coagulante e a injeção de ar foi pelo fundo com um sistema microporoso para a geração das microbolhas. O tempo de residência foi de 5 minutos e a taxa de aeração 200 cm³/min.

A Tabela B.14, traz uma lista resumo dos principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas respectivas eficiências, através dos estudos de vários autores.

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências.

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afluente Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
1	PETERS, 1998	Osmose inversa	Físico-Químico	17000	95,9
2	KETTUNEN & RINTALA, 1998	Nano filtração reator UASB	Biológico	3240	58,1
3	CHIANESE <i>et al.</i> , 1999	Osmose inversa	Físico-Químico	1749	98,1
4	WENZEL <i>et al.</i> , 1999	Oxidação avançada (UV/H ₂ O ₂ e UV/O ₃)	Físico-Químico	-	-
5	LIN <i>et al.</i> , 1999	Digestor anaeróbio CSTR	Biológico	11556	52
6	BAE <i>et al.</i> , 1999	Lodos ativados e irradiação elétrica	Misto	3130	69,3
7	TIMUR & OZTURK, 1999	Reator AnSBR	Biológico	15940	64
8	LIN <i>et al.</i> , 2000	Reator UASB	Biológico	11732	42,2
9	KENNEDY & LENTZ, 2000	Reator AnSBR e UASB	Biológico	9840	92
10	LIN & CHANG, 2000	Coagulação, oxidação Eletro-Fenton e SBR	Misto	1941	85

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
11	BOHDZIEWICZ <i>et al.</i> , 2001	Lodos ativados, ultra filtração e osmose inversa	Misto	1780	96,9
12	LOUKIDOU & ZOUBOLIS, 2001	SBR aeróbio de leito fluidizado e carvão ativado	Misto	5000	81
13	TREBOUET <i>et al.</i> , 2001	Coagulação química e nano filtração	Físico-Químico	620	91,1
14	ZOUBOLIS <i>et al.</i> , 2001	Tratamento enzimático e SBR aeróbio	Biológico	13750	75
15	MARTTINEN <i>et al.</i> , (2002)	Ozonização e ultra filtração	Físico-Químico	550	56
16	MÉIER <i>et al.</i> , 2002	Adsorção e nano filtração	Físico-Químico	1450	95
17	AHN <i>et al.</i> , 2002	Biorreator de membrana (MBR) e osmose inversa	Misto	1500	97
18	USHIKOSHI <i>et al.</i> , 2002	Osmose inversa	Físico-Químico	747	98,1
19	WANG <i>et al.</i> , 2002	Coagulação química e foto-oxidação	Físico-Químico	5800	64
20	HEAVEY, 2003	Adsorção em turfa	Físico-Químico	3025	68,8
21	OZTURK <i>et al.</i> , 2003	Reator UASB e filtração por membranas	Misto	40000	99

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

Nº	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
22	GONZE <i>et al.</i> , 2003	Pré-tratamento ou pós tratamento por ultrassom	Físico-Químico	1943	78
23	ÇEÇEN <i>et al.</i> , 2003	Lodos ativados e carvão ativado em pó	Misto	18420	-
24	KARGI, & PAMUKOGLU, 2003-a	Adsorção em carvão ativado em pó e lodos ativados	Misto	9500	86
25	KARGI, & PAMUKOGLU, 2003	Coagulação e precipitação com cal e lodos ativados	Misto	7000	76
26	TATSI <i>et al.</i> , 2003	Coagulação/floculação	Físico-Químico	115000	80
27	RIVAS <i>et al.</i> , 2003	Ozônio e carvão ativado	Físico-Químico	5470	90
28	FRASCARI <i>et al.</i> , 2004	Lagoa de estabilização	Biológico	8000	40
29	LOPEZ <i>et al.</i> , 2004	Pré-tratamento Fenton	Físico-Químico	10540	60
30	WU <i>et al.</i> , 2004	Oxidação avançada (O3, O3/H2O2, O3/UV)	Físico-Químico	6500	-
31	SILVA <i>et al.</i> , 2004	Coagulação/floculação e ozonização	Físico-Químico	3470	50
32	KARGI & PAMUKOGLU, 2004	Coagulação/floculação, carvão ativado e lodos ativados	Misto	7000	94
33	UYGUR & KARGI, 2004	Coagulação/floculação e tratamento biológico (SBR)	Misto	10000	62

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

Nº	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
34	RODRÍGUES <i>et al.</i> , 2004	Recirculação e adsorção em carvão ativado e resinas	Misto	5108	96,1
35	KARGI & PAMUKOGLU, 2004	Coagulação/floculação, carvão ativado e lodos ativados	Misto	7000	87
36	RIVAS <i>et al.</i> , 2004	Coagulação/floculação e oxidação Fenton	Físico-Químico	8800	90
37	MORAES & BERTAZZOLI, 2005	Oxidação eletroquímica	Físico-Químico	2255	73
38	BILA <i>et al.</i> , 2005	Coagulação/floculação e ozonização	Físico-Químico	3945	73
39	AGDAG E SPONZA, 2005	Reatores UASB seguidos de CSTR	Biológico	20000	97
40	MORAIS & ZAMORA, 2005	Oxidação Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ /UV, H ₂ O ₂ /UV) e SBR	Físico-Químico	5200	90
41	ZHANG <i>et al.</i> , 2005	Oxidação Fenton	Físico-Químico	8894	65,9
42	NECZAJ <i>et al.</i> , 2005	Ultrassom e reator SBR	Misto	3500	90
43	KLIMIUK & KULIKOWSKA, 2006	Reator SBR	Biológico	1348	87,5
44	NTAMPOU <i>ET AL.</i> , 2006	Coagulação/floculação e ozonização	Físico-Químico	1000	72

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afluente Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
45	SHU <i>et al.</i> , 2006	Oxidação fotoquímica (H ₂ O ₂) /UV	Físico-Químico	3750	87
46	CALLI <i>et al.</i> , 2005	Reatores anaeróbios UASB, biofiltro e híbrido	Biológico	47800	85
47	LAITINEN <i>et al.</i> , 2006	Biorreatores SBR e MBR	Biológico	2430	84,5
48	ZHANG <i>et al.</i> , 2006	Eletro-Fenton	Físico-Químico	5000	83,4
49	BULK, 2006	Wetland	Biológico	770	50
50	ZHANG <i>et al.</i> , 2005	Fenton	Físico-Químico	8894	94,3
51	KURNIAWAN <i>et al.</i> , 2006	Ozonização e carvão ativado granular	Físico-Químico	8000	86
52	DI LACONI <i>et al.</i> , 2006	Biofiltro aerado, ozonização e Fenton	Misto	24400	97,1
53	LUNA <i>et al.</i> , 2007	Fuligem zeolitizada de carvão e coagulação/floculação	Físico-Químico	52310	49
54	CASTILHO <i>et al.</i> , 2007	UASB e Biodisco (RBC)	Biológico	3273	82
55	CHAN <i>et al.</i> , 2007	Sistema de membrana VSEPRO	Físico-Químico	8000	96
56	NECZAJ <i>et al.</i> , 2007	Sonificação do lixiviado e SBR	Misto	3500	92
57	VISVANATHAN <i>et al.</i> , 2007	Biorreator de membrana (MBR) termofílico	Biológico	13000	71

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afluente Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
58	TIZAOUI <i>et al.</i> , 2007	Ozonização e peróxido de hidrogênio	Físico-Químico	5230	48
59	LEI <i>et al.</i> , 2007	Biorreator de resíduos estáveis	Misto	16271	98,5
60	NIVALA <i>et al.</i> , 2007	Alagado construído aerado	Biológico	873	60
61	DENG <i>et al.</i> , 2007	Fenton e coagulação	Físico-Químico	1300	61
62	BILGILI <i>et al.</i> , 2008	Reatores aeróbicos e anaeróbios	Biológico	98000	75
63	LIANG & LIU <i>et al.</i> , 2008	Anammox e infiltração em solo	Misto	2600	71
64	BOHDZIEWICZ <i>et al.</i> , 2008	Reator anaeróbico de membranas	Biológico	5000	90
65	NECZAJ <i>et al.</i> , 2008	Tratamento conjunto SBR	Biológico	4250	98
66	BOHDZIEWICZ & KWARCLAK, 2008	UASB e osmose inversa	Misto	4200	99
67	SALEM <i>et al.</i> , 2008	Precipitação química	Físico-Químico	3552	11,4
68	PRIMO <i>et al.</i> , 2008	Foto - Fenton	Físico-Químico	4400	86
69	LIM <i>et al.</i> , 2009	Adsorção em carvão ativado	Físico-Químico	1460	50
70	ILHAN <i>et al.</i> , 2008	Eletrocoagulação	Físico-Químico	12860	59
71	YANG & ZHOU, 2008	Reatores aeróbicos e anaeróbios	Biológico	28100	94
72	ALTIN, 2008	Foto - Eletro - Fenton	Físico-Químico	2350	94

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afluente Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
73	SILVA, 2009	Coagulação / Flocculação	Físico-Químico	3269	78,4
74	TELLES, 2010	Coagulação / Flocculação	Físico-Químico	4912	30
75	LI <i>et al.</i> , 2010	Coagulação / Flocculação e adsorção por carvão ativado	Físico-Químico	2817	86
76	BASSANI, 2010	Ozonização	Físico-Químico	808	69
77	MORAVIA, 2010	POA e separação por membranas	Físico-Químico	2354	98,4
78	VIANA, 2011	Stripping e oxidação com Fenton e UASB	Físico-Químico	-	70
79	MORAVIA <i>et al.</i> , 2011	POA e reação com Fenton	Físico-Químico	2354	76,7
80	SÁ <i>et al.</i> , 2012	Destilador solar	Físico-Químico	4308	99,28
81	MAIA, 2012	Carvão ativado em pó mais lodo ativado	Misto	3946	65
82	GEWEHR, 2012	Coagulação/floculação com Reator biológico	Misto	2622	77
83	MENDES <i>et al.</i> , 2013	Adsorção em carvão ativado	Físico-Químico	1819	82,5
84	SUZUKI <i>et al.</i> , 2013	Coagulação/floculação	Físico-Químico	1344	67
85	FIEIRA, 2014	Sistema de lagoas	Biológico	1116	70,26

Tabela B.14 - Principais sistemas de tratamento de lixiviado e suas eficiências (cont.).

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afluente Máxima (mg/L)	Eficiência de remoção da DQO (%)
86	FERREIRA & CAMPOS, 2014	Coagulação/floculação	Físico-Químico	1981	59,9
87	REIS, 2014	Fenton e sistema de membranas	Físico-Químico	4463	93
88	COSTA <i>et al.</i> , 2015	Foto Fenton Solar	Físico-Químico	1392	88
89	KLAUCK <i>et al.</i> , 2015	Sistema de lagoas	Biológico	346,3	55,6
90	TORRES, 2015	Fenton com microfiltração	Físico-Químico	1948	80
91	MAIA <i>et al.</i> , 2015	Sistema de lagoas	Biológico	3581	60
92	NAPOLEÃO <i>et al.</i> , 2016	Reação com Fenton	Físico-Químico	5106	74,01

/APÊNDICE C

APÊNDICE C – INFORMAÇÕES BÁSICAS SOBRE ELETROQUÍMICA

Informações básicas sobre eletroquímica (continuação do item 3.3.4.1 do corpo da tese)

C.1 Informações sobre eletroquímica

I) Lei de Faraday

A lei de Faraday é usada para relacionar a corrente passada (I) com a massa (m) do material gerado eletroliticamente dentro do reator, gerando uma estimativa teórica da quantidade de alumínio na solução. Essa relação é baseada em dois princípios pertinentes ao processo eletrolítico (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008):

- ✚ O número de moléculas de reagente envolvidas numa reação de eletrodo está estequiometricamente relacionado ao número de cargas que flui dentro do reator;
- ✚ A carga correspondente a um equivalente-grama de elétrons é tradicionalmente conhecida pelo nome do autor da lei (Faraday).

Portanto, em um processo eletrolítico, na qual a corrente é mantida constante, a massa de material envolvida pode ser calculada pela seguinte fórmula:

$$m = \frac{M \cdot I \cdot t}{n \cdot F} \quad (\text{Eq. C.1})$$

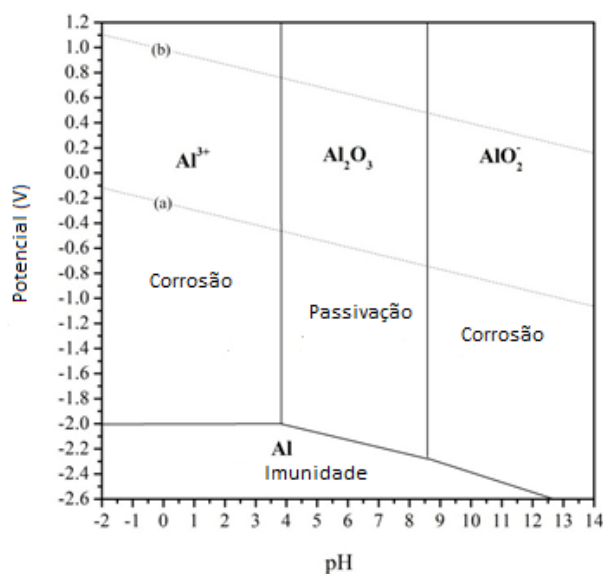
Onde: “m” é a massa da substância (g), “M” o peso atômico molecular (g/mol), “I” a corrente elétrica aplicada (A), “t” o tempo de operação (s), “n” o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução e “F” a constante de Faraday (96500 C/mol).

II) Diagramas Eh-pH

A equação de Nernst define a relação termodinâmica entre a eletroquímica e as espécies químicas, sendo a equação de Nernst representada pelo gráfico Potencial em função do pH (diagramas Eh-pH), que descreve as regiões de estabilidade relativa

de metais e seus compostos em diferentes meios aquosos (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007). A Figura C.1 representa o equilíbrio eletroquímico para o sistema água-alumínio, que mostra as regiões de imunidade, passivação (formação de uma camada de óxido) e corrosão. O processo de eletrocoagulação-eletroflotação requer corrosão do ânodo, em tais diagramas são ficam evidenciadas as condições para a corrosão (ou seja, as condições de potencial e pH sob as quais o alumínio vai para a solução) (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008)

Figura C.1 - Diagrama de equilíbrio Potencial – pH para o sistema Al – H₂O a 25°C



Fonte: Adaptado de POURBAIX, 1974.

Os diagramas Eh-pH fornecem um amplo conhecimento da estabilidade das espécies favorecidas termodinamicamente. Essas informações indicam que a passivação diminui o desempenho da eletrocoagulação-eletroflotação, por inibir corrosão. A camada, em geral, de um óxido formada na superfície do eletrodo inibe a dissolução do metal e a transferência do elétron, limitando, dessa forma, a dissolução do coagulante na solução. Essa camada aumentando com o tempo de reação, reduz a eficiência do processo de eletrocoagulação-eletroflotação, o que pode ser contornado com estratégias de inversão dos eletrodos, por exemplo (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

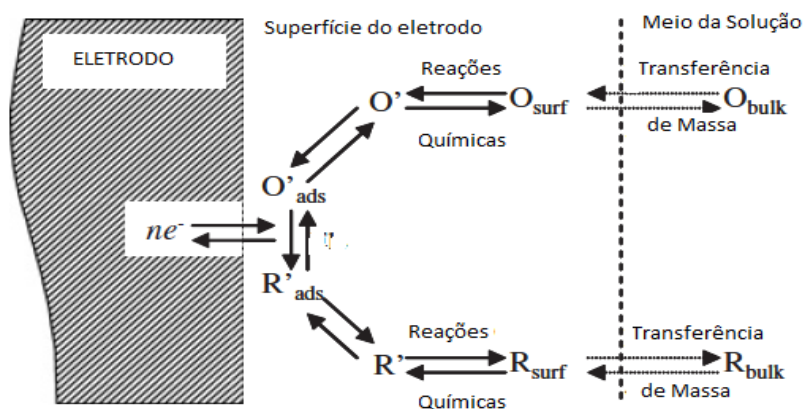
III) Cinética Eletroquímica

A avaliação do processo reacional através dos parâmetros termodinâmicos não gera as condições reacionais até as reações atingirem o equilíbrio, sendo necessário

avaliar o desenvolvimento reacional com as ferramentas da cinética química para quantificação e acompanhamento do desenvolvimento das reações químicas (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008). No processo reacional eletrolítico, a taxa da adição do coagulante é determinada pela cinética reacional do eletrodo. As reações que ocorrem nos eletrodos são em meios heterogêneos, ocorrendo na interface entre o eletrodo e a solução, existindo gradientes de concentração e de potencial entre a superfície do eletrodo e o meio reacional. Os compostos a serem reduzidos ou oxidados migram do meio reacional para a superfície do eletrodo, por processo de transferência de massa, para que na superfície do eletrodo ocorra a transferência do elétron para os compostos. As reações eletroquímicas dessa forma são limitadas pela transferência de carga ou transferência de massa, sendo que em certos casos práticos, ambas das transferências são relevantes para determinar a taxa global da reação (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

No processo o oxidante (O_{bulk}) se difunde do meio reacional até a região da superfície do eletrodo. Nesse ponto existe um gradiente de concentração e de potencial entre a superfície do eletrodo e o meio reacional. Os compostos O_{surf} e R_{surf} equivalem aos redutores e oxidantes na superfície do condutor compostos reagem quimicamente, formando compostos intermediários antes da adsorção na superfície do eletrodo (O'_{ads}). Na superfície, a transferência de elétrons ocorre e a espécie é reduzida até a forma " R'_{ads} ", sendo que um processo similar, de ordem inversa, descreve a difusão do redutor no seio da solução conforme ilustrado na Figura C.2. A taxa total da reação é governada pela relativa velocidade dos processos de transferência de massa e a transferência do elétron (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

Figura C.2 – Esquema das etapas reacionais nos processos eletrolíticos.



Fonte: Adaptado de KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007.

A análise da cinética de uma reação eletroquímica deve, portanto, relacionar a velocidade da reação, expressa pela densidade de corrente “ i ”, (que é a corrente por unidade de área do eletrodo), determinando a taxa de reação do processo; com a força motriz do processo, expressa pela tensão aplicada nos eletrodos (KREYSA, 1986; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

Considerando-se a passagem da corrente elétrica no sistema eletroquímico, os eletrodos dessa forma não estão mais em equilíbrio, sendo o desvio do equilíbrio chamado de polarização, e, a medida da polarização é a sobretensão “ η ”. A polarização representa a natureza irreversível de uma reação de eletrodo, e, conseqüentemente, corresponde a uma perda de energia elétrica que é convertida em calor (KREYSA, 1986; CASQUEIRA, 2004; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

O processo de polarização pode ser dividido em (KREYSA, 1986; CASQUEIRA, 2004; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008):

- ✚ **Polarização por concentração:** ocorre quando existe um grande gradiente de concentração da espécie eletroativa entre a superfície do eletrodo e o meio reacional. A velocidade da reação terá como etapa limitante, essa troca de massa, desde o meio reacional até superfície do eletrodo;
- ✚ **Polarização por ativação ou transferência de carga:** ocorre quando uma energia de ativação apreciável precisa ser superada para que a reação (transferência de elétrons) ocorra;
- ✚ **Polarização por cristalização:** ocorre quando a difusão superficial do íon descarregado até o lugar de crescimento do cristal requer energia adicional, porém é um efeito pouco comum e desprezado em muitos casos;
- ✚ **Polarização por queda ôhmica:** ocorre quando a concentração dos íons responsáveis pelo transporte de carga é baixa, a condutividade do eletrólito for baixa, ou ainda, se a corrente for muito elevada, podendo haver dificuldades na manutenção da eletroneutralidade da solução, gerando um retardamento do processo eletroquímico global.

A polarização em suas vertentes está associada a uma sobretensão, sendo o objetivo da cinética eletroquímica estabelecer uma equação de velocidade que descreva a densidade de corrente como função da sobretensão e de outros parâmetros racionais. O sobrepotencial pode ser definido por (KREYSA, 1986; CASQUEIRA, 2004; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008):

$$\eta = E - E_0 \quad (\text{Eq. C.2})$$

Onde:

η = Sobretensão (V);

E = Potencial de eletrodo em relação a qualquer eletrodo de referência (V);

E_0 = Potencial de eletrodo reversível, em relação ao mesmo eletrodo de referência (V).

IV) Eficiência de corrente (EC)

E definida como a taxa de corrente consumida na produção de um produto alvo em relação ao consumo total, indicando a especificidade de um processo e a performance do processo em relação a reação e transferência de massa. Embora a lei de Faraday seja válida para todos os eletrólitos na interface metal/eletrólito, desvios aparentes podem ocorrer por várias razões. Alguns dos desvios das leis são listados a seguir (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008):

✚ Reações simultâneas no eletrodo.

Quando várias reações eletroquímicas ocorrem simultaneamente no eletrodo, as leis de Faraday só são válidas se o número de equivalentes que entra na reação for usado no cálculo. A desconsideração de todas as reações no eletrodo irá resultar em um desvio aparente das leis. A razão do número de equivalentes de um produto pelo número total de equivalentes calculados pela lei de Faraday é chamada de eficiência de corrente, com respeito à reação eletroquímica em questão, portanto se a eficiência de corrente for menor que 100% não indica uma falha na aplicação da lei, mas sim, que nem todas as reações eletroquímicas foram incluídas no cálculo (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008)

✚ Interação dos produtos do ânodo e do cátodo

Desde que os produtos das reações no ânodo de alguma célula eletrolítica sejam reduzidos, e, aqueles que no cátodo tenham sido oxidados, é evidente que a mistura dos produtos de eletrodo pode resultar em reações químicas que acabam por reduzir a eficiência de ambos os processos de eletrodos. A observação de quantidades de produtos nas reações de eletrodos será, conseqüentemente, menor do que os valores calculados. Nos casos em que o meio reacional gera corrosão aos eletrodos, a lei de Faraday mostra valores de eficiência bem acima de 100%, o que não é possível, exceto se a dissolução do ânodo seja por conta da corrosão (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

✚ Reversão eletrolítica dos processos de eletrodos.

Se o produto de um eletrodo numa célula é levado por difusão ou outros meios para o outro eletrodo, o produto pode ser totalmente, ou parcialmente, restaurado a sua condição original. Um produto anódico oxidado pode ser reduzido se ele chegar ao cátodo e vice-versa (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

V) Perdas por resistência ôhmica

O custo e gasto de eletricidade nos processos eletrolíticos são importantes, portanto, devem ser minimizadas as perdas por quedas ôhmicas. As perdas em questão incluem as resistências dos eletrólitos (portanto efluentes pouco condutivos não tem aplicação de processos eletrolíticos) das membranas, dos gases gerados e dos condutores sólidos. Dessas resistências, a dos eletrólitos é, geralmente, a mais importante (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

✚ Perdas por resistência do eletrólito.

As perdas pelo eletrólito estão relacionadas a maior ou menor resistividade do meio reacional. A consideração de um fluxo de corrente unidimensional é adequada para a maioria dos reatores eletrolíticos que têm espaçamento entre os eletrodos. Em reatores eletrolíticos, em que a taxa de reação é expressa em termos de densidade de corrente. As estratégias então para minimizar as perdas ôhmicas, são necessariamente usar baixas densidades de corrente, pequenas distâncias entre os

eletrodos e altas condutividades do meio reacional (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008)

✚ Perdas por geração de gás.

Na reação eletrolítica, a geração de gás durante o processo sempre ocorre e gera uma dispersão de bolhas no eletrólito. As bolhas aparentemente têm condutividade elétrica zero, portanto o caminho do fluxo de corrente fica restrito e as perdas por resistência ôhmica tornam-se maiores do que aquelas provenientes do eletrólito. As bolhas podem causar um efeito considerável por acumulação próxima ao eletrodo, produzindo uma camada rica em bolhas de gás. O meio usual para contornar este problema é induzir a circulação do eletrólito e/ou usar eletrodos perfurados, permitindo a liberação dos gases na parte anterior, ou em outros casos utilizando eletrodos de forma vertical (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008)

✚ Resistência dos condutores Sólidos.

O tipo de resistência ôhmica está associado ao barramento, aos condutores de eletricidade entre o retificador e a célula, entre as próprias células e entre os eletrodos. A resistência dos eletrodos é variada e depende do tipo de condutores (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008).

VI) Rendimento Espaço-Tempo (R_{st})

Que é definido como a massa produzida no reator por unidade de tempo, com a formulação (KREYSA, 1986; BASTOS, 2000; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008) a seguir:

$$R_{st} = EC \cdot (DC \cdot a \cdot M) / 1000 \cdot z \cdot F \quad (\text{Eq. C.3})$$

Onde:

DC = densidade de corrente (A/m^2);

a = é a área específica do eletrodo (m^2/m^3);

M = massa molecular do composto tratado (g/mol);

z = número de carga;

F = constante de Faraday (C/mol);

EC = eficiência de corrente.

VII) Consumos de energia nos processos eletroquímicos

O consumo de energia dos processos eletroquímicos pode ser calculado como a seguir:

$$E = \frac{I \cdot V \cdot t}{3600} \quad (\text{Eq. C.4})$$

Onde:

I = corrente elétrica (A);

V = Tensão da célula (V);

t = tempo de reação (s);

E = energia consumida (W.h);

O consumo de energia específico (W.h/m³) dos processos eletroquímicos pode ser calculado como a seguir:

$$\left(\frac{\text{Energia consumida}}{\text{Volume de efluente}} \right) = E_v = \frac{(I \cdot V \cdot t)/3600}{\text{Volume efluente (m}^3\text{)}} \quad (\text{Eq. C.5})$$

Onde:

I = corrente elétrica (A);

V = Tensão da célula (V);

t = tempo de reação (s);

E_v = energia consumida (W.h/m³).

O consumo de energia específico (W.h/g DQO) dos processos eletroquímicos pode ser calculado como a seguir:

$$\left(\frac{\text{Energia consumida}}{\text{grama DQO removida}} \right) = E_g = \frac{(I \cdot V \cdot t)/3600}{\text{grama DQO removida (g DQO)}} \quad (\text{Eq. C.6})$$

Onde:

I = corrente elétrica (A);

V = Tensão da célula (V);

t = tempo de reação (s);

E_g = energia consumida (W.h/g DQO).

O processo eletroquímico tem sido usado com grande frequência na recuperação de metais, em processos chamados eletro-metalúrgicos na recuperação de cobre, eletrodeposição de chumbo, cromo, estanho e outros metais (KREYSA, 1986; WALSH & HERRON, 1991; GOODRIDGE & SCOTT, 1995; BASTOS, 2000; CHEN, 2003; PETER, 2005; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016).

Os reatores utilizados são em sua maioria tanques com células com dois eletrodos e em alguns casos células girantes, leito fluidizado, leitos compactados, células compactas de carbono poroso. O número de eletrodos varia de 2 a 100 unidades e em geral o fluxo, quando contínuo, entra no reator por gravidade, porém a grande maioria dos reatores na literatura é de um litro de volume em escada de bancada. O arranjo dos eletrodos pode ser monopolar, sendo alimentação em cada eletrodo ou bipolar com alimentação no primeiro e último eletrodo. A densidade de corrente pode variar de 10 a 1500 A/m², dependendo das condições de fluxo, em sistemas contínuos, e ainda do pH variando de 2,0 a 10,0, sendo que em casos especiais a densidade de corrente pode ficar entre 300 e 800 A/m², para os casos de efluentes muito ácidos ou muito alcalinos (FLEET, 1989; CHEN, 2003; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016).

Quanto aos materiais dos eletrodos a utilização de eletrodos de titânio é comum por ser inerte, sendo muito utilizado na indústria eletroquímica. Outros eletrodos, tais como o eletrodo de grafite, fibra de carbono, aço inox, Alumínio e Ferro/aço têm sido usados em muitos estudos e plantas industriais (GOODRIDGE & SCOTT, 1995; CHEN, 2003; ZOSKI, 2007; MERMA, 2008; MOUSSA, 2016).