



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - PPGESA

CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE LIXIVIADO BRUTO E TRATADO POR OSMOSE REVERSA DE ATERRO SANITÁRIO NO ESTADO DO PARÁ

ENG^o FILIPE CASTRO PEREIRA

ORIENTADOR PROF.DR NEYSON MARTINS MENDONÇA

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**



BELÉM (2022)



44 **CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE LIXIVIADO BRUTO E TRATADO POR**
45 **OSMOSE REVERSA DE ATERRO SANITÁRIO NO ESTADO DO PARÁ**

46

47

FILIPE CASTRO PEREIRA

48

49 PTT (PRODUTO BIBLIOGRÁFICO) APRESENTADO AO CORPO DOCENTE DO
50 PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL –
51 MESTRADO PROFISSIONAL (PPGESA/ITEC) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
52 COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE
53 MESTRE EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL.

54

55 Examinada por:

56

57

58

59

Prof. Dr. Neyson Martins Mendonça
(PPGESA/ITEC/UFPA - Orientador)

60

61

62

63

64

65

Prof. Dr. Mário Augusto Tavares Russo
(IPVC Portugal - Membro)

66

67

68

69

70

71

Prof. Dr. Arnaldo Sarti
(UNESP – Membro)

72

73

74

75

76

77

BELÉM, PA - BRASIL

78

Dezembro de 2022



79
80
81
82
83
84
85
86
87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a)
autor(a)

P436c Pereira, Filipe Castro.
Caracterização físico-química de lixiviado bruto e tratado
por osmose reversa de aterro sanitário no Estado do Pará /
Filipe Castro Pereira. — 2022.
95 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Neyson Martins Mendonça
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental, Belém, 2022.

1. Caracterização. 2. Lixiviado. 3. IPL. 4. Aterro
Sanitário. 5. Osmose reversa. I. Título.

CDD 628.5

98
99



100
101
102
103

104
105
106
107
108
109
110
111
112
113
114
115

116
117
118
119
120
121
122
123
124
125
126
127
128
129

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE LIXIVIADO BRUTO E TRATADO POR
OSMOSE REVERSA DE ATERRO SANITÁRIO NO ESTADO DO PARÁ**

FILIPE CASTRO PEREIRA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental – Mestrado Profissional, PPGESA/ITEC, da Universidade Federal do Pará, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador(es): Prof. Dr. Neyson Martins Mendonça

Belém
Dezembro de 2022

ÍNDICE DE FIGURA

131	Figura 1. Mapa de localização da Central de Processamento e Tratamento de Resíduos (CPTR)	
132	situada no município de Marituba (PA).....	14
133	Figura 2. Fluxograma do protocolo de caracterização do lixiviado envolvendo aspectos	
134	quantitativos e qualitativos para as três fases da pesquisa.....	15
135	Figura 3. Fração de gás sulfídrico em função do pH e da temperatura.....	20
136	Figura 4. Gráficos para a obtenção de Pi propostos por (KUMAR; ALAPPAT, 2005).....	25
137	Figura 5. Gráficos de teste de normalidade de Anderson-Darling das vazões de entrada (m^3/d)	
138	para os períodos seco e chuvoso de 2018 e 2019.....	28
139	Figura 6. Gráfico de série temporal da vazão de entrada (m^3/d) dos períodos seco e chuvoso dos	
140	anos de 2018 e 2019.....	29
141	Figura 7. Gráfico de volume acumulado de lixiviado (m^3) em um intervalo de um mês e o	
142	comportamento da precipitação durante esse período. (Fonte: Autor, 2022; AGÊNCIA	
143	NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), 2022).....	32
144	Figura 8. Gráfico de volume acumulado de lixiviado (m^3) em um intervalo de um mês e a	
145	tonelada de resíduos mensal para o mesmo período.....	32
146	Figura 9. Dendograma dos metais pesados do lixiviado do aterro sanitário de Marituba.	35
147	Figura 10. Fracionamento do nitrogênio amoniacal total em amônia livre ($N-NH_3$) e íon amônio	
148	($N-NH_4$).....	37
149	Figura 11. Concentração do gás sulfídrico e do pH ao longo do tempo (Fonte: Autor, 2022).....	38
150	Figura 12. Porcentagem de gás sulfídrico (H_2S) e sua forma ionizável (HS^-) no lixiviado	
151	(Fonte: Autor, 2022).....	39
152	Figura 13. Gráfico do fracionamento da DQO bruta (em porcentagem) em fração filtrada e	
153	suspensa no lixiviado da CPTR Marituba.....	40
154	Figura 14. Fracionamento da DQO nas suas diversas frações no lixiviado da CPTR Marituba	
155	(Fonte: Autor, 2022).....	41
156	Figura 15. Valores de IPL para lixiviados de aterros de alguns países internacionais e para alguns	
157	aterros brasileiros.	43
158	Figura 16 - Valores de IPL e IAD para lixiviados de aterros brasileiros (Fonte: LINS, (2011);	
159	ALMEIDA, (2017).	45
160	Figura 17. Mapa de localização do aterro sanitário de Marituba.....	53
161	Figura 18. Fluxograma do do protocolo de caracterização do permeado das unidades de OR.....	55
162	Figura 19. amostras compostas do permeado das unidades de osmose reversa.....	57
163	Figura 20. Temperatura de conservação das amostras para transporte.....	57
164	Figura 21. Percentual de atendimento da Condutividade Elétrica (CE), pH, Temperatura (T),	
165	Turbidez (TU), Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Cor Aparente (CA) aos padrões de	
166	lançamento adotados para cada variável de acordo com os Grupos 1 e 2.	67
167	Figura 22. Gráfico de eficiência para os parâmetros da primeira fase.....	69
168	Figura 23. Box-Plot das vazões de entrada (Q_e), permeado (Q_p) e concentrado (Q_c) das unidades	
169	de OR dos grupos 1 e 2.....	75
170	Figura 24. Gráfico de probabilidade para os dados de vazão referentes ao Grupo 1 e ao Grupo 2	
171	75



172	Figura 25. Percentual de atendimento dos parâmetros da segunda fase aos padrões de lançamento	
173	adotados para cada variável de acordo com os Grupos 1 e 2.....	78
174	Figura 26. Fracionamento do nitrogênio amoniacal total em amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+)	
175	80
176	Figura 27. Gráfico de eficiência para os parâmetros da segunda fase (a).....	82
177	Figura 28. Gráfico de eficiência para os parâmetros da segunda fase (b).....	83
178		



ÍNDICE DE TABELA

180	Tabela 1. Unidades de OR e seus respectivos datas e períodos de operação	16
181	Tabela 2. Métodos de análise utilizados para caracterização de parâmetros físico-químicos no	
182	lixiviado bruto (Marituba - PA) Brasil.	17
183	Tabela 3. Valor da constante de equilíbrio para o gás sulfídrico (KH_2S).	19
184	Tabela 4. Equações utilizadas no Fracionamento da DQO	21
185	Tabela 5. Poluentes considerados no IPL e suas respectivas significâncias e pesos.	22
186	Tabela 6. Tabela de resultados da aplicação do teste de Grubbs	27
187	Tabela 7. Estatística descritiva e intervalos de confiança das vazões de entrada (em m^3/d) de	
188	lixiviado geradas nos períodos seco e chuvoso dos anos de 2018 e 2019	28
189	Tabela 8. Dados de volume de lixiviado por mês, soma da precipitação no mês e quantidade de	
190	resíduos recebidos no mês	30
191	Tabela 9. Informações sobre precipitação, quantidade de resíduos e vazão de lixiviado para seis	
192	aterros sanitários.....	31
193	Tabela 10. Resultado da correlação de Pearson para os dados de volume de lixiviado (m^3) em	
194	cada mês, assim como a precipitação e tonelada de resíduos no mesmo período.....	33
195	Tabela 11. Estatística descritiva dos parâmetros analisados do lixiviado.....	33
196	Tabela 12. Fracionamento do Nitrogênio amoniacal total.	37
197	Tabela 13. Fracionamento da alcalinidade do lixiviado.....	38
198	Tabela 14. Fracionamento da DQO no lixiviado do aterro sanitário de Marituba.....	39
199	Tabela 15. Valores médios dos parâmetros e cálculo do IPL.	41
200	Tabela 16. Valores médios de alguns parâmetros para lixiviados de aterros internacionais e	
201	brasileiros	42
202	Tabela 17. Poluentes e seus respectivos pesos considerados para o cálculo do IAD.	44
203	Tabela 18. Vazão (m^3/h), número de estágios e tipo de fluxo das unidades de osmose reversa do	
204	aterro sanitário.....	54
205	Tabela 19. Estatística descritiva do Grupo 1 e Grupo 2 para a primeira fase	64
206	Tabela 20. Valores máximos permitidos para cada parâmetro de acordo com a legislação	66
207	Tabela 21. Porcentagem de atendimento de cada grupo para cada parâmetro.....	67
208	Tabela 22. Dados de lixiviado bruto, tratado e eficiência de tratamento para os grupos 1 e 2.....	68
209	Tabela 23. Resultado do teste de Anderson-Darlin.....	69
210	Tabela 24. Teste de Kruskal Wallis para comparação entre os grupos 1 e 2 em relação aos	
211	parâmetros da primeira fase	70
212	Tabela 25. Tabela de resultados da aplicação do teste de Grubbs	71
213	Tabela 26. Outliers encontrados no conjunto de dados de vazão de entrada, permeado e	
214	concentrado das OR's.....	72
215	Tabela 27. Estatística descritiva das vazões de entrada (Q_e), de permeado (Q_p) e de concentrado	
216	(Q_c) de cada unidade de OR por grupo.....	73
217	Tabela 28. Porcentagem, em média, de vazão de permeado e concentrado gerados a partir da	
218	vazão de alimentação	73
219	Tabela 29. Estatística descritiva da segunda fase referente aos Grupos 1 e 2.....	76
220	Tabela 30. Valores máximos permitidos para cada parâmetro de acordo com a legislação	77



221	Tabela 31. Porcentagem de atendimento de cada grupo para cada parâmetro.....	79
222	Tabela 32. Fracionamento do nitrogênio amoniacal em amônia (NH ₃) e íon amônio (NH ₄ ⁺).....	80
223	Tabela 33. Dados de lixiviado bruto, tratado e eficiência de tratamento para os grupos 1 e 2.....	80
224	Tabela 34. Resultado do teste de Anderson-Darlin.....	83
225	Tabela 35. Teste de Kruskal Wallis para comparação entre os grupos 1 e 2 em relação aos	
226	parâmetros da segunda fase.....	84
227		



228

ÍNDICE DE QUADRO

229	Quadro 1. Material, equipamentos e EPI's envolvidos no monitoramento das unidades de OR...55
230	Quadro 2. Métodos e procedimentos aplicados na determinação dos parâmetros58
231	



232 **CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO E POTENCIAL POLUIDOR DO LIXIVIADO DE**
233 **ATERRO SANITÁRIO NO ESTADO DO PARÁ**

234
235 *CHAPTER I: CHARACTERIZATION AND POLLUTING POTENTIAL OF LECHATE FROM A*
236 *SANITARY LANDFILL IN THE STATE OF PARÁ*
237

238
239 **Filipe Castro Pereira**¹
240

241 **Abstract**

242 *The effluent generated inside landfills is called leachate. The characterization of the leachate generated in landfills is*
243 *important to indicate its polluting potential and enable the application of techniques for its treatment. Thus, this work*
244 *aims to characterize quantitatively and qualitatively the leachate from landfills located in the state of Pará. In addition,*
245 *it aims to calculate the value of IPL for this leachate in order to know its potential contamination by comparing the*
246 *results with those obtained by other authors. To this end, the work was divided into three phases, where the first was*
247 *about the quantitative evaluation of the leachate, the second corresponded to the qualitative evaluation and the third*
248 *is related to the calculation of the polluting potential of the leachate. The quantitative characterization had as a result*
249 *a strong connection of the leachate input flow with rainfall, where it was noted an increase in flow when comparing*
250 *the year 2018 with the year 2019, explained by the expansion of the landfill and the increase in the capacity of the*
251 *Leachate Treatment Plant (LTP). The qualitative characterization showed a leachate with high organic matter*
252 *contents and high fouling potential. The results of the third phase pointed out that the IPL methodology is not suitable*
253 *for Brazilian leachates, being the Index of Deactivated Landfill (IDL) a more appropriate index for it. Thus, it is*
254 *concluded that the leachate from Marituba landfill has a high complexity and should go through advanced treatment*
255 *processes.*

256
257 **Keywords:** Characterization, Leachate, IDL, IPL.

¹Universidade Federal do Pará (UFPA).



258 **Resumo**

259 O efluente gerado no interior de aterros sanitários é denominado lixiviado. A caracterização do lixiviado gerado nos
260 aterros é importante para indicar seu potencial poluidor e possibilitar a aplicação de técnicas para o seu tratamento.
261 Desta forma, este trabalho tem por objetivo caracterizar quantitativa e qualitativamente o lixiviado de aterro sanitário
262 localizado no estado do Pará. Além disso, objetiva-se realizar o cálculo do valor do Índice de Poluição de Lixiviado
263 (IPL) para este lixiviado com a finalidade de saber o potencial de contaminação do mesmo comparando os resultados
264 com obtidos por outros autores. Para tal, dividiu-se o trabalho em três fases, onde a primeira tratou-se da avaliação
265 quantitativa do lixiviado, a segunda correspondeu à avaliação qualitativa e a terceira é referente ao cálculo do potencial
266 poluidor do lixiviado. A caracterização quantitativa teve como resultado uma forte ligação da vazão de entrada de
267 lixiviado com a pluviosidade, onde notou-se um incremento de vazão quando se comparou o ano de 2018 com o de
268 2019, explicado pela expansão do aterro sanitário e pelo aumento da capacidade da Estação de Tratamento de Lixiviado
269 (ETL). A caracterização qualitativa apresentou um lixiviado com elevados teores de matéria orgânica e elevado
270 potencial incrustador. Os resultados da terceira fase apontaram que a metodologia do IPL não é adequada para
271 lixiviados brasileiros, sendo o Índice de Aterros Desativados (IAD) um índice mais apropriado para o mesmo. Desta
272 forma, conclui-se que o lixiviado do aterro sanitário de Marituba possui uma alta complexidade, devendo passar por
273 processos avançados de tratamento.

274
275 **Palavras-chave:** Caracterização, Lixiviado, IAD, IPL.
276

277 **Introdução**

278 O efluente gerado no interior de aterros sanitários é denominado lixiviado e representa um
279 desafio no que tange ao seu tratamento e disposição final (EL-GOHARY; KAMEL, 2016). O
280 lixiviado contém uma gama de compostos químicos que podem contaminar as águas subterrâneas
281 e superficiais, representando sérios riscos para a saúde humana, além de conter microrganismos
282 patogênicos (AGBOZU; OGHAMA; AKINYEMI, 2015). A geração e o tratamento do lixiviado
283 são questões importantíssimas envolvendo a gestão dos aterros sanitários (BHATT *et al.*, 2017).

284 Este lixiviado possui enorme quantidade de matéria orgânica, sendo uma parte de fácil
285 biodegradabilidade e outra de difícil biodegradabilidade (matéria recalcitrante), na qual inclui
286 substâncias húmicas, metais pesados, sais inorgânicos e microrganismos (MORAVIA; AMARAL;
287 LANGE, 2013), se caracterizando como um efluente complexo e de difícil tratamento. Sendo
288 assim, é comum utilizar a combinação de métodos físicos, químicos e biológicos em conjunto para
289 realizar o tratamento do lixiviado de aterros, objetivando um tratamento eficiente para o mesmo
290 (EL-GOHARY; KAMEL, 2016).

291 Entretanto, realizar o tratamento do lixiviado em unidades convencionais de tratamento de
292 esgoto é difícil, pois o lixiviado apresenta elevadas concentrações de constituintes tóxicos que
293 podem prejudicar o tratamento, como o nitrogênio amoniacal, que em elevadas concentrações afeta
294 negativamente os microrganismos que realizam a decomposição da matéria orgânica em
295 tratamentos biológicos (GOTVAJN; TISLER; ZAGORC-KONCAN, 2009). Logo, conhecer a
296 composição do lixiviado que se quer tratar é necessário para adequação e escolha do tratamento
297 mais correto (HUSSEIN *et al.*, 2019). As características do lixiviado variam de acordo com a
298 composição dos resíduos, idade do aterro, hidrogeologia e condições climáticas do local e formas
299 de operação do aterro (DI IACONI; RAMADORI; LOPEZ, 2006; GHAFARI; AZIZ; BASHIR,
300 2010).

301 A composição do lixiviado de aterros sanitários pode ser definida como: contaminantes
302 orgânicos (ácidos graxos voláteis, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos), contaminantes inorgânicos
303 (cloreto, sulfato, fosfato, amônio e sódio), metais pesados (níquel, manganês, ferro, zinco, chumbo,
304 etc.) (ZAINOL; AZIZ; YUSOFF, 2012a) e sólidos (NAVEEN *et al.*, 2017).

305 Zainol, Aziz e Yusoff, (2012b) caracterizaram o lixiviado de dois aterros na Malásia a partir
306 de parâmetros convencionais, onde analisaram pH, condutividade elétrica, potencial de
307 oxirredução, turbidez, cor, sólidos suspensos, DBO₅, DQO, DBO/DQO, nitrogênio amoniacal,
308 sulfato, cloreto e metais. Encontraram um lixiviado estabilizado com pH básico, valores baixos de
309 DBO₅, razão DBO₅/DQO entre 0,11 – 0,26, característico de um lixiviado de aterro com idade
310 superior a 10 anos.

311 No Brasil, autores como Da Costa *et al.* (2018) realizaram uma caracterização físico-química
312 do lixiviado de dois aterros sanitários e encontraram uma alta concentração de matéria orgânica na
313 forma de DQO e uma baixa concentração de matéria de fácil biodegradabilidade, encontrando uma
314 razão de DBO₅/DQO menor que 0,3 e um pH superior a 7,5. Seguindo nesta mesma linha, Gomes
315 *et al.* (2018) realizaram a caracterização do aterro de Campina Grande, no estado da Paraíba e
316 levantaram os parâmetros pH, DQO, ácidos graxos voláteis, alcalinidade, cloreto, metais e
317 nitrogênio amoniacal para analisar a toxicidade do lixiviado, do ponto de vista ambiental, e seus
318 resultados chamaram a atenção para a toxicidade da amônia volátil e sua relação com o pH e a
319 alcalinidade.

320 Por sua vez, os autores fizeram a caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Curitiba,
321 no Brasil, através de parâmetros convencionais e não convencionais (análise de DQO inerte para
322 caracterizar a matéria orgânica solúvel e não solúvel, e técnicas de espectroscopia para caracterizar
323 a matéria orgânica dissolvida) com o objetivo de determinar a parte orgânica do lixiviado em
324 relação a refratabilidade, composição, origem e biodegradabilidade dos resíduos.

325 Baettker *et al.* (2020) obtiveram DQO entre 3078 – 9569 mg/L, nitrogênio amoniacal entre
326 1792 – 3435 mg/L e uma relação DBO₅/DQO entre 0,1 e 0,3. Os autores também obtiveram um
327 percentual médio de 35% de matéria orgânica inerte solúvel no lixiviado e os resultados da análise
328 da matéria orgânica dissolvida apontam para a presença de compostos aromáticos que podem ser
329 classificados como ácidos fúlvicos, presença de substâncias de fácil biodegradabilidade e de
330 diferentes compostos orgânicos que, juntamente com os resultados dos parâmetros convencionais,
331 apontam para um lixiviado de idade intermediária.

332 A caracterização do lixiviado gerado nos aterros é importante para indicar seu potencial
333 poluidor e possibilitar a aplicação de técnicas para o seu tratamento e, a partir de sua caracterização,
334 é possível ter informações relativas à necessidade de monitoramento pós-fechamento do aterro
335 (ALMEIDA, 2017). Uma forma de medir o potencial poluidor do lixiviado é através do IPL (Índice
336 de Poluição de Lixiviado), que representa o nível de contaminação que um lixiviado de um aterro
337 possui. O IPL varia de 5 a 100, sendo que, quanto maior seu valor numérico, maior é o potencial
338 de contaminação do lixiviado em questão (AGBOZU; OGHAMA; AKINYEMI, 2015).

339 O IPL foi desenvolvido por Kumar e Alappat (2003) para quantificar o possível potencial
340 poluidor de um lixiviado de aterro sanitário, sendo representado por um valor único de acordo com
341 vários parâmetros físicos, químicos e biológicos (KUMAR; ALAPPAT, 2004). Para o cálculo do
342 IPL foram considerados 18 (dezoito) parâmetros que são: pH, sólidos totais dissolvidos, DBO₅,
343 DQO, NTK, nitrogênio amoniacal total, ferro, cobre, níquel, zinco, chumbo, cromo, mercúrio,
344 arsênio, cianeto, fenóis, cloreto e coliformes totais (KUMAR; ALAPPAT, 2003, 2012). Para a
345 estimativa correta do IPL é desejável que os 18 parâmetros sejam levantados, entretanto, diante da
346 dificuldade de medição de alguns deles, o índice pode ser calculado com os parâmetros que foram
347 possíveis de medir, apesar de gerar um erro no cálculo (LOTHE; SINHA, 2017).

348 Sendo assim, este trabalho tem por objetivo caracterizar quantitativa e qualitativamente o
349 lixiviado de aterro sanitário localizado no estado do Pará. Além disso, objetiva-se realizar o cálculo
350 do valor do IPL para este lixiviado com a finalidade de mensurar seu potencial de contaminação
351 comparando os resultados com os obtidos por outros autores.

352
353

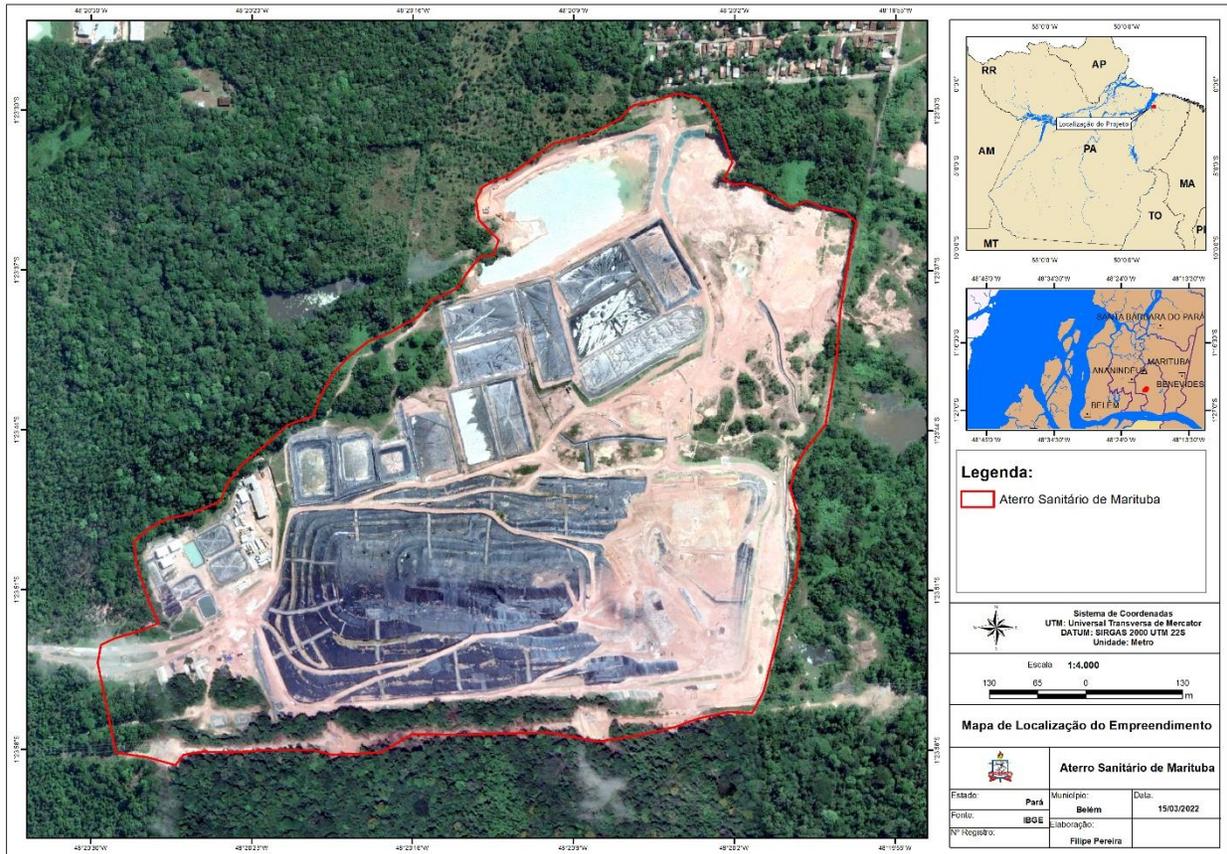
354 **Metodologia**

355
356

356 Caracterização da área de estudo

357 Esta pesquisa foi desenvolvida na Central de Processamento e Tratamento de Resíduos
358 (CPTR) situada no município de Marituba (PA), nas coordenadas geográficas 1°23'48,60"S e
359 48°20'12,58"O, com acesso por via terrestre pelo Km 04 da Alça Viária, PA 483, distante
360 aproximadamente 4,0 Km da Rodovia BR 316, ocupando área de aproximadamente 52 hectares
361 (Figura 1).

362 Essa CPTR realiza o processamento e tratamento de resíduos de classe II (inertes e não
363 inertes) dos municípios de Ananindeua, Belém e Marituba, recebendo em média 1.330,3 ton/dia
364 (2018-2020) e cuja infraestrutura é integrada pelas seguintes unidades e instalações principais:
365 unidades de apoio (guarita, portaria, balança, oficina, estacionamento, etc.), unidade
366 administrativa, sistema de tratamento do lixiviado, sistema de drenagem de águas pluviais, sistema
367 de drenagem e tratamento dos gases, Aterro Sanitário (AS) com células de disposição de Resíduos
368 Sólidos Urbanos (RSU), pátio de equipamentos e máquinas de operação, equipamentos de combate
369 a incêndio e unidade de triagem de RSU.



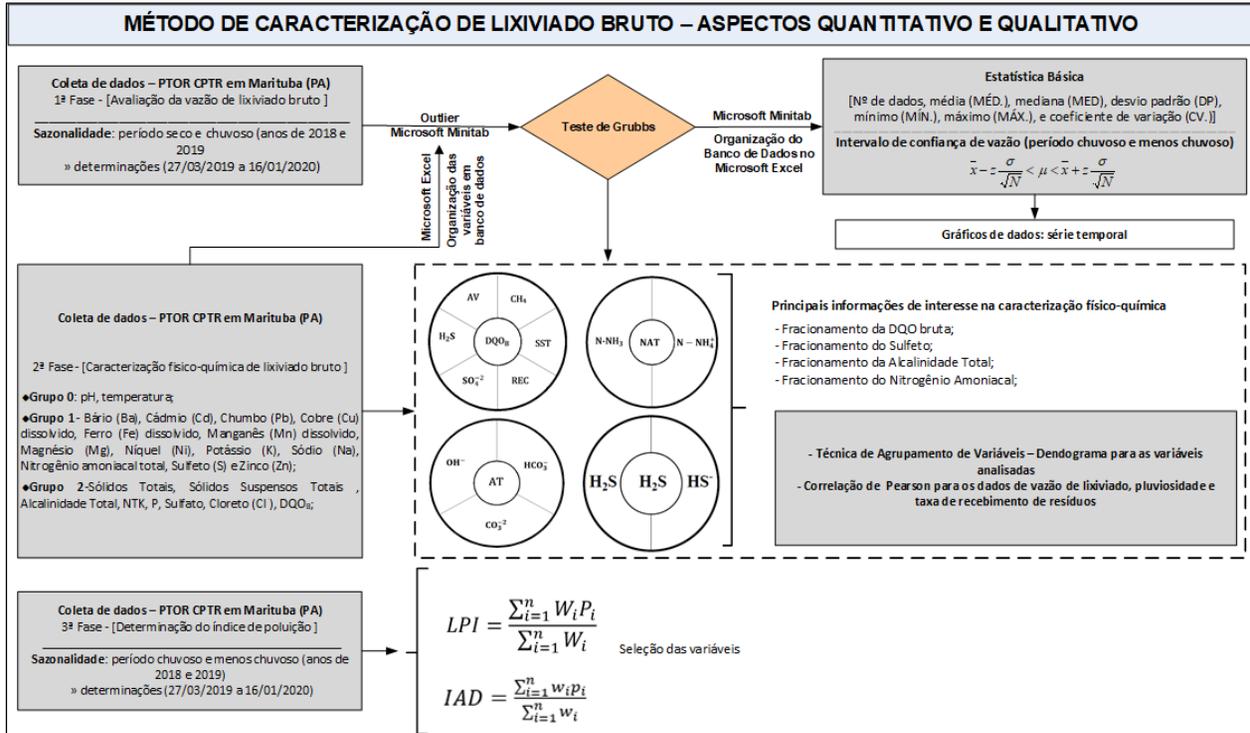
370
371 **Figura 1. Mapa de localização da Central de Processamento e Tratamento de Resíduos (CPTR) situada no**
372 **município de Marituba (PA). Fonte: Autor, 2022**
373

374 *Procedimento de caracterização do lixiviado bruto*

375 O desenvolvimento do protocolo de caracterização do lixiviado bruto foi realizado durante
376 2018 a 2020, sendo esse dividido em três fases distintas envolvendo os aspectos quantitativos e
377 qualitativos, os quais são sumarizados a seguir: Fase 1-avaliação do comportamento da vazão de
378 lixiviado bruto em função da sazonalidade (período chuvoso: dezembro a junho e menos chuvoso:
379 julho a novembro); Fase 2-caracterização físico-química convencional do lixiviado mediante a
380 determinação de variáveis relacionadas a degradação anaeróbia da matéria orgânica, distribuição
381 das concentrações das espécies do sistema carbônico, NAT, enxofre, série de sólidos, tipo de dureza

382 e a hierarquização dos metais; e Fase 3-determinação do índice de poluição do lixiviado acordo
 383 com Kumar e Alappat (2005).

384 A seguir na Figura 2 se pode observar o fluxograma do protocolo de caracterização do
 385 lixiviado desenvolvido no presente estudo.
 386



387
 388 **Figura 2. Fluxograma do protocolo de caracterização do lixiviado envolvendo aspectos quantitativos e**
 389 **qualitativos para as três fases da pesquisa. Fonte: Autor, 2022**

390
 391 Amostragem quantitativa e qualitativa

392 A avaliação quantitativa da vazão foi realizada com auxílio de medidor de vazão
 393 eletromagnético flangeado (DN 100 mm marca Connaut modelo Waterflux) acoplado a um
 394 conversor de sinal IFC 050 que permite obter informações diárias da vazão de lixiviado, cujos
 395 dados foram fornecidos pela empresa que opera o AS. Tais dados foram obtidos entre março de
 396 2018 e dezembro de 2019.

397 A Estação de Tratamento de Lixiviados (ETL) presente na CPTR Marituba tem atualmente
 398 capacidade nominal de tratar cerca de 1.200 m³/d, sendo constituído por uma tubulação coletora
 399 do lixiviado bruto em PEAD DN 400 mm e 450 m, caixa de passagem em concreto, Estação
 400 Elevatória de Lixiviado (EEL) do tipo poço úmido com regime de operação 1+1 (reserva) para
 401 atender Qmáx:16,2 m³/h e Qméd:6,25 m³/h, linha de recalque em PEAD (DN 100 mm e 230 m),
 402 medidor de vazão eletromagnético, 4,0 tanques de armazenamento temporário de 9.407 m³ e
 403 parque de tratamento com unidades de osmose reversa (PTOR) (3,0 unidades de dois estágios e 4,0
 404 unidades de três estágios).

405 Os dados obtidos são referentes à vazão de entrada de lixiviado na ETL e a Tabela 1
406 identifica a capacidade de operação da mesma na CPTR Marituba de acordo com os períodos secos
407 e chuvosos dos anos de 2018 e 2019. Ressalta-se que, apesar da unidade de OR 05 ter iniciado sua
408 operação dentro do período de levantamento de campo, seus dados não foram considerados pois
409 estava em fase de testes e operou em momentos pontuais.

410
411

Tabela 1. Unidades de OR e seus respectivos datas e períodos de operação

Unidade de OR	Data do início de Operação	Período do início de operação	Capacidade da OR (m ³ /d)	Capacidade da ETL (m ³ /d)
OR 01	18/03/2018	Período chuvoso – 2018	120	360
OR 02	18/03/2018	Período chuvoso – 2018	120	360
OR 03	18/03/2018	Período chuvoso – 2018	120	360
OR 04	25/06/2018	Período chuvoso – 2018	200	560
OR 07	01/11/2018	Período seco – 2018	200	760
OR 06	07/11/2018	Período seco – 2018	200	960
OR 05	01/04/2019	Período chuvoso - 2019	200	1160

412
413

Fonte: Mendonça et al, 2022

414 Para a caracterização físico-química convencional do lixiviado bruto em função do período
415 de operação do AS foram levantados dados entre o mês de julho de 2019 e janeiro de 2020. A
416 composição da amostragem composta foi realizada de 9:00 h até 13:00 h, sendo realizada em
417 intervalos de 15 min, com a retirada de 2,0 L de alíquotas de amostra de lixiviado, os quais eram
418 transferidos para container (PP) de 50 L, de modo a se obter volume útil de 32 L, para que ao final
419 do período de amostragem tal volume de lixiviado bruto fosse homogeneizado, e então se retirava
420 cerca de 4,0 L finais de alíquota para armazenamento e transporte até o Laboratório de Instalações
421 Piloto de Tratabilidade de Águas e Lodo da Universidade Federal do Pará (UFPA).

422 O armazenamento das amostras finais foi realizado em 4,0 frascos PP de 1.000 ml, sendo
423 essas abrigadas em caixa térmica de 75 L com gelo em cubo, e efetuando-se a aferição da
424 temperatura com termômetro digital infravermelho de mira laser (Medicaltec) para manter essas
425 sob refrigeração <4°C de modo a se ter a preservação das características físico-químicas do
426 lixiviado bruto em decorrência da distância de 26,5 km entre o laboratório da UFPA e a CPTR de
427 Marituba (PA).

428

429 Análise dos parâmetros físico-químicos

430 A seleção dos parâmetros físico-químicos desse trabalho considerou as diretrizes
431 estabelecidas pela Resolução CONAMA N° 430/2011 e o levantamento bibliográfico (autores)
432 realizado na presente pesquisa, e que resultou nos seguintes parâmetros:

- 433
- 434 ■ pH, Temperatura (T); Cor Aparente (CA), Turbidez (TU), DQO bruta (DQO_B);
435 DQO filtrada (DQO_F); Nitrogênio amoniacal total (NAT), Sulfeto (H₂S), Sulfato
436 (SO₄⁻²); fósforo total (P_{total}); Alcalinidade Total (AT); Ácidos Graxos Voláteis
437 (AGV); Cloreto (Cl⁻); Sólidos Totais (ST); Sólidos Suspensos Totais (SST); Sólidos
438 Dissolvidos Totais (SDT); Bário (Ba), Cádmiu (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu),
Ferro (Fe), Manganês (Mn) , Níquel (Ni) e Zinco (Zn);

439 Todas as análises foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no
440 Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), com exceção dos
441 ácidos voláteis, para os quais obedeceram ao método de titulação direta proposto por Dilallo &
442 Albertson (1961) e a DQOF em que previamente antes da determinação dessa, a amostra bruta era
443 submetida a filtração em membrana com poro de filtro de 1,2 μ m. Ressalta-se aqui que temperatura,
444 pH e condutividade elétrica (CE) tiveram sua determinação realizado no momento de obtenção do
445 volume de 4,0 L. A seguir, na Tabela 2 se pode observar os métodos, procedimentos e
446 equipamentos envolvidos na caracterização de parâmetros físico-químicos.

447
448 **Tabela 2. Métodos de análise utilizados para caracterização de parâmetros físico-químicos no lixiviado bruto**
449 **(Marituba - PA) Brasil.**

Parâmetros	Procedimento SMWW	Parâmetros	Procedimento SMWW
Temperatura (°C)	4500 H+ B	Cl-(mg/L)	SM 4500 Cl B (23ª ed.)
pH (-)	4500 H+ B (23ª ed.)	ST (mg/L)	SM 2540 - B (23ª ed.)
Cor Aparente (uC)	SM 2120 C (23ª ed.)	SST (mg/L)	SM 2540 - D (23ª ed.)
Turbidez (UNT)	SM 2130 B (23ª ed.)	SDT (mg/L)	SM 2540 - D (23ª ed.)
DQO _B (mg/L)	SM 5220 D (23ª ed.)	Bário (mg/L)	SMWW 3111 D
DQO _F (mg/L)	SM 5220 D (23ª ed.)	Cádmio (mg/L)	SMWW 3111 B
NAT (mg/L)	500-NH3 B, C (23ª ed.)	Chumbo (mg/L)	SMWW 3111 B
H ₂ S (mg/L)	4500-S2 B, C D (23ª ed.)	Cobre (mg/L)	SMWW 3111 B
SO ₄ ⁻² (mg/L)	HACH 8051	Ferro (mg/L)	SMWW 3111 B
P total (mg/L)	HACH 8190	Manganês (mg/L)	SMWW 3111 B
AT (mg/L)	SM 2320 B (23ª ed.)	Níquel (mg/L)	SMWW 3111 B
AGV (mg/L)	5560 A, C (23ª ed.)	Zinco (mg/L)	SMWW 3111 B

450 *Fonte: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, 2017*

451
452 Caracterização do lixiviado bruto

453 A caracterização físico-química convencional do lixiviado foi realizada mediante a
454 determinação dos parâmetros encontrados na Tabela 2. Além disso, foi realizado o fracionamento
455 de alguns parâmetros que foram Nitrogênio Amoniacal Total, Alcalinidade Total, sulfeto e DQO_B.
456 Abaixo apresenta-se o detalhamento das equações estequiométricas utilizadas.

457
458 Fracionamento do nitrogênio amoniacal (NAT)

459 O nitrogênio amoniacal total é a soma do nitrogênio amoniacal dissociado, íon amônio
460 ($N - NH_4^+$) e o nitrogênio amoniacal em forma de gás ($N - NH_3$) e suas respectivas concentrações
461 estarão associadas ao pH e temperatura da amostra. A Equação 1 representa o nitrogênio amoniacal
462 total em suas formas de íon e gás. Já a Equação 2 é a dissociação do íon amônio em amônia livre.

463

$$NAT = N - NH_4^+ + N - NH_3$$

Equação (1)

464

465

466

$$NH_4^+ = H^+ + NH_3$$

Equação (2)

467

468

Onde:

469

NAT: Nitrogênio amoniacal total

470

N-NH₄⁺: Nitrogênio em forma de íon amônio

471

N-NH₃: Nitrogênio em forma de amônia

472

H⁺: Íon hidrogênio

473

A porcentagem de íon amônio presente na amostra é definida pela Equação 3.

474

475

$$NH_4^+(\%) = \frac{100}{1 + K_a/[H^+]}$$

Equação (3)

476

Onde:

477

K_a: Constante de acidez.

478

479

A 25° C o valor de K_a é de 5,61x10⁻¹⁰.

480

481

Fracionamento de alcalinidade total

482

A alcalinidade pode ser definida como a capacidade de reagir com um ácido até um valor

483

definido de pH e pode ser encontrada nas formas de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, onde

484

alcalinidade total é definida pela Equação 4.

485

486

$$AT = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-]$$

Equação (4)

487

488

Para a obtenção da fração correspondente a bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos

489

necessita-se saber o pH da amostra e utilizar as Equações 5 e 6, juntamente com a Equação 4.

490

491

$$K_{a1} = \frac{[HCO_3^-][H^+]}{[H_2SO_4]}$$

Equação (5)

492

Onde:

493

K_{a1}: Constante de acidez 1

494

[HCO₃⁻]: Concentração de bicarbonatos

495

[CO₃²⁻]: Concentração de carbonatos

496

[OH⁻]: Concentração de hidroxila

497

498

$$K_{a2} = \frac{[CO_3^{2-}][H^+]}{[HCO_3^-]}$$

Equação (6)

499

500

A 25° C os valores de K_{a1} e K_{a2} será 4,3x10⁻⁷ e 4,7x10⁻¹¹, respectivamente.

501

502

Fracionamento do sulfeto

503

O sulfeto de hidrogênio não ionizável é mais tóxico para alguns tipos de tratamento

504

anaeróbico que a sua forma ionizável. Ele estará presente na fase líquida como gás (H₂S), íon (HS⁻)

505 ou sulfeto (S^{-2}) e está diretamente relacionado com o pH e a temperatura do meio. As relações de
506 equilíbrio são apresentadas a seguir (METCALF; EDDY, 2016):



511
512 Assim, aplicando-se o equilíbrio químico nas Equações 7 e 8 tem-se:

513
514
$$K_{a1} = \frac{[HS^-][H^+]}{[H_2S]} \quad \text{Equação (9)}$$

515
$$K_{a2} = \frac{[S^{-2}][H^+]}{[HS^-]} \quad \text{Equação (10)}$$

516 Onde K_{a1} é a primeira constante de dissociação ácida, igual a 10^{-7} , considerando a
517 temperatura igual a $25^\circ C$. K_{a2} corresponde à segunda constante de dissociação ácida,
518 correspondendo a aproximadamente 10^{-19} (METCALF; EDDY, 2016). Sendo assim, é possível
519 calcular a fração de H_2S (em porcentagem) em função do pH a partir da Equação 9. Levando em
520 consideração um pH neutro e uma temperatura de $30^\circ C$, 60% do H_2S total será correspondente em
521 sua forma gasosa.

522
523
$$H_2S (\%) = \frac{[H_2S] \cdot 100}{[H_2S] + [HS^-]} = \frac{100}{1 + [HS^-]/[H_2S]} = \frac{100}{1 + K_{a1}/[H^+]} \quad \text{Equação (11)}$$

524
525 A partir da Tabela 3 a seguir pode ser obtido o valor de K_{a1} de acordo com a temperatura.
526 A Figura 3 refere-se à porcentagem de gás sulfídrico em função do pH e da temperatura do meio
527 (METCALF; EDDY, 2016).

528
529 **Tabela 3. Valor da constante de equilíbrio para o gás sulfídrico (K_{H_2S}).**

Temperatura ($^\circ C$)	K_{H_2S}
0	$0,262 \times 10^{-7}$
10	$0,485 \times 10^{-7}$
20	$0,862 \times 10^{-7}$
25	$1,000 \times 10^{-7}$
30	$1,480 \times 10^{-7}$
40	$2,440 \times 10^{-7}$

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2016.

530
531

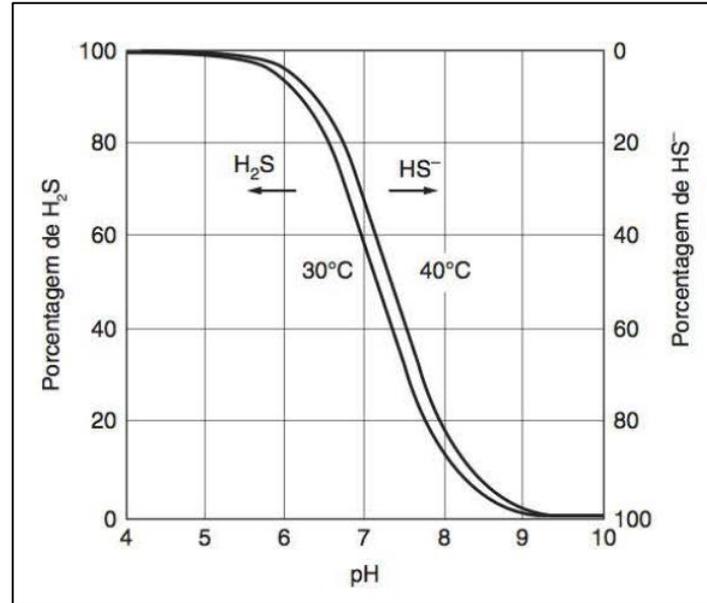
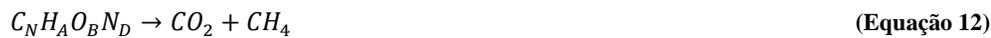


Figura 3. Fração de gás sulfídrico em função do pH e da temperatura. Fonte: Metcalf e Eddy, 2016.

532
533
534
535
536
537
538

Fracionamento da Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para o fracionamento da DQO considerou-se primeiramente a Equação 12 da oxidação completa da matéria orgânica abaixo.



539
540
541
542

Considerando $C_N H_A O_B N_D$ uma molécula neutra, tem-se:

$$xn + a - 2b - 3d = 0 \rightarrow x = \frac{2B+3D-A}{N} \quad \text{(Equação 13)}$$

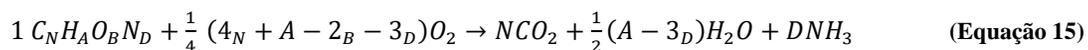
544
545
546
547

O número de elétrons liberados por átomo de carbono na oxidação completa de $C_N H_A O_B N_D$ é +4, sendo a forma mais oxidada de carbono como CO_2 . Sendo assim:

$$4 = \frac{2B+3D-A}{N} \quad \text{(Equação 14)}$$

549
550
551

Desta forma, o número de moléculas necessárias de O_2 para oxidação completa:



553
554
555
556

Ou seja, uma molécula de O_2 aceita no máximo 4 elétrons. Isto implica que um mol de matéria orgânica demanda 1/4 de mol de O_2 . Como a massa molar do O_2 é 32 gramas, tem-se que 1/4 de O_2 equivale a 8 gramas.

557
558

Desta forma, a DQO teórica, sendo uma relação massa por massa, é (considerando as massas molares do carbono=12, hidrogênio=1, oxigênio=16 e nitrogênio=14):

559

560

$$DQO_{TEÓRICA} = \frac{8*(4N+A-2B-3D)}{12N+A+16B+14D}$$

(Equação 16)

561

562

Tal equação é genérica, sendo aplicada para gerar as fórmulas abaixo de fracionamento da

563

DQO_B:

564

565

Tabela 4. Equações utilizadas no Fracionamento da DQO

Fracionamento da DQO _B	Equação Estequiométrica	Equação	Referência
Ácidos Voláteis	$2O_2 + CH_3COOH \rightarrow 2CO_2 + 2H_2O$	$DQP_{AV} = 1,07 * \left(\frac{mgDQO}{mgC_2H_4O_2}\right) * [AV]$	(SPEENCE, 1996)
Metano	$2O_2 + CH_4 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$	$DQO_{CH_4} = 4,00 * \left(\frac{mgDQO}{mg[CH_4]_{AQ}}\right) * [CH_4]$	(KHANAL, 2008)
Sulfato	$C_6H_{12}O_6 + SO_4^{-2} \rightarrow 3H_2S + 6HCO_3^-$	$DQO_{SO_4^{-2}} = 0,67 * \left(\frac{mgDQO}{mg[SO_4^{-2}]}\right) * [SO_4^{-2}]$	(CALLADO; DAMIANOVI C; FORESTI, 2017)
Sulfeto	$C_6H_{12}O_6 + SO_4^{-2} \rightarrow 3H_2S + 6HCO_3^-$	$DQO_{H_2S} = 2,00 * \left(\frac{mgDQO}{mg[H_2S]}\right) * [H_2S]$	(CALLADO; DAMIANOVI C; FORESTI, 2017)
Particulada		$DQO_P = DQO_B - DQO_F$	
Recalcitrante		$DQO_P = DQO_B - DQO_{AV} - DQO_{CH_4} - DQO_{SO_4^{-2}} - DQO_{H_2S}$	

566

Nota: AV= Ácidos Voláteis; DQO_B= DQO bruta; DQO_F= DQO filtrada.

567

568

A DQO particulada é calculada pela subtração entre a DQO bruta e a DQO filtrada. Já a DQO recalcitrante é calculada pela subtração da DQO bruta pelos valores de DQO particulada, ácidos voláteis, metano, sulfato e sulfeto.

569

570

571

572

Índice de poluição do lixiviado IPL

573

Para o cálculo do IPL foram considerados os parâmetros analisados em laboratório. De acordo com Kumar e Alappat (2005), cada parâmetro tem uma ordem de significância e um peso específico conforme a Tabela 5. Para a concepção desse método, foram escolhidos, primeiramente, 50 parâmetros que podem ser encontrados nos lixiviados e atribuído um valor de 1 a 5 para cada um, onde um valor numericamente maior significa uma importância maior e vice-versa. Sendo assim, foram escolhidos os primeiros 18 parâmetros para compor o IPL, de tal forma que cada um possua um peso gerado de acordo com a sua significância, onde o somatório desses pesos totalize 1 (KUMAR; ALAPPAT, 2003).

574

575

576

577

578

579

580

581

582 Tabela 5. Poluentes considerados no IPL e suas respectivas significâncias e pesos.

	Poluente	Significância	Peso (Wi)
1	Cromo	4,057	0,064
2	Chumbo	4,019	0,063
3	DQO	3,963	0,062
4	Mercúrio	3,923	0,062
5	DBO	3,902	0,061
6	Arsênio	3,885	0,061
7	Cianeto	3,694	0,058
8	Fenóis	3,627	0,057
9	Zinco	3,585	0,056
10	pH	3,509	0,055
11	NTK	3,367	0,053
12	Níquel	3,321	0,052
13	Coliformes totais	3,289	0,052
14	NAT	3,25	0,051
15	SDT	3,196	0,05
16	Cobre	3,17	0,05
17	Cloreto	3,078	0,048
18	Ferro	2,83	0,045
	Total	63,165	1

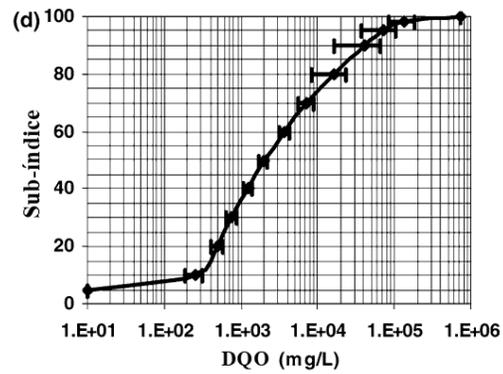
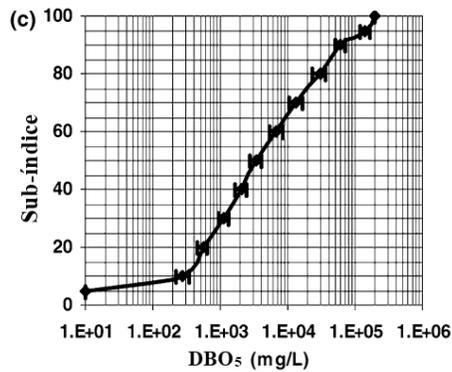
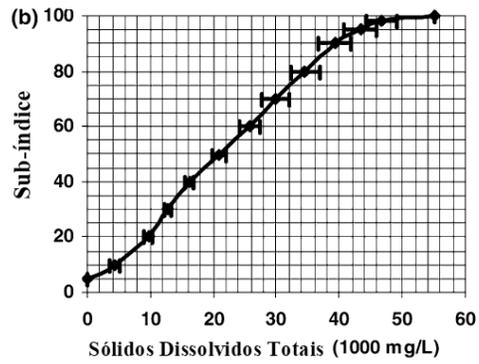
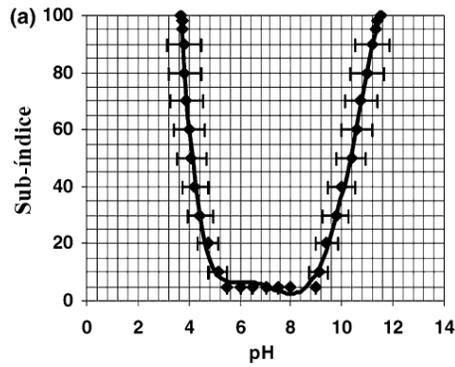
Fonte: KUMAR e ALAPPAT, 2005.

583 A partir dos valores dos pesos calculou-se o valor do IPL a partir da Equação 17, onde n é
584 o número de parâmetros utilizados no cálculo do IPL, Wi é o peso do parâmetro e Pi está associado
585 ao valor do parâmetro que foi observado e sendo obtido a partir dos gráficos encontrados na Figura
586 4 (KUMAR; ALAPPAT, 2005).

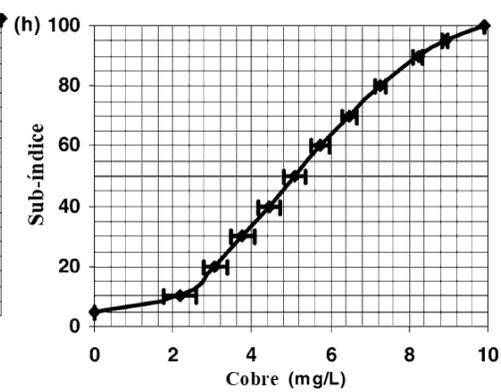
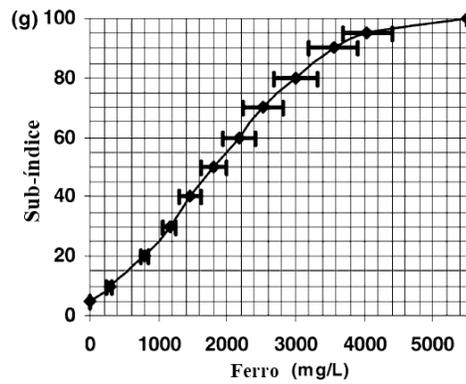
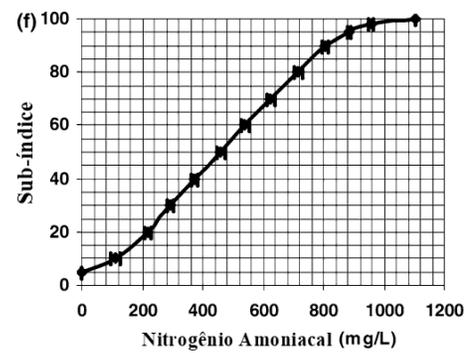
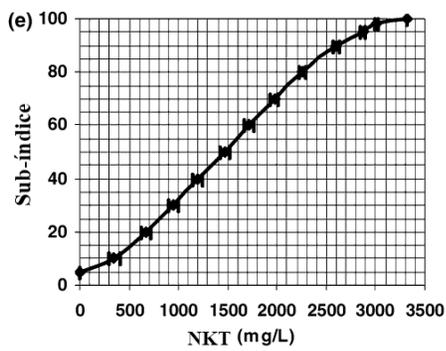
587
588
589
590
$$IPL = \sum_{i=1}^n W_i P_i$$
 Equação (17)

591
592 Entretanto, sob a condição de não possuir os 18 parâmetros em questão, utiliza-se a Equação 18
593 para o cálculo do IPL.

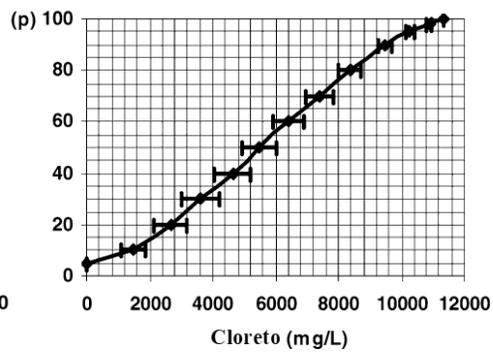
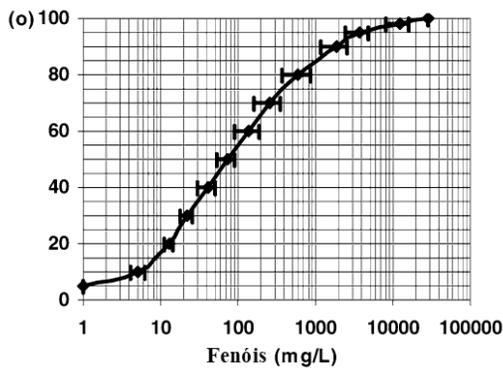
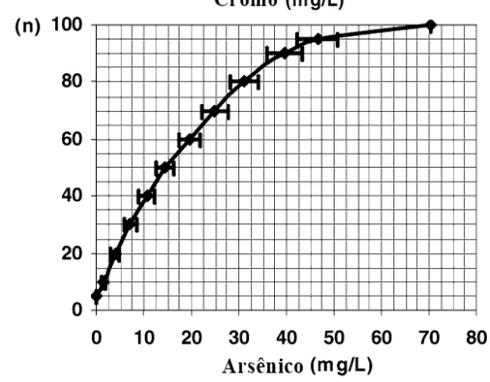
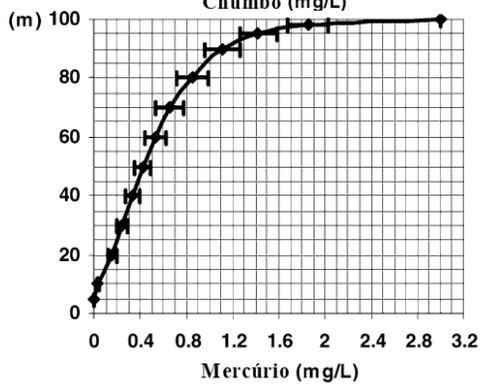
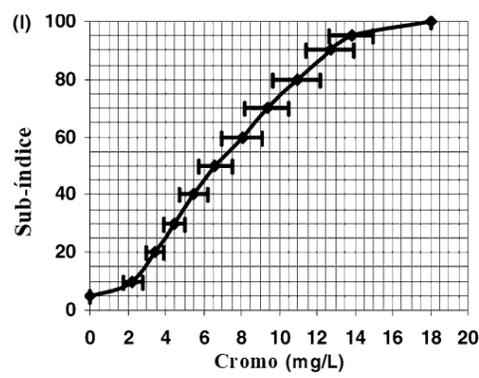
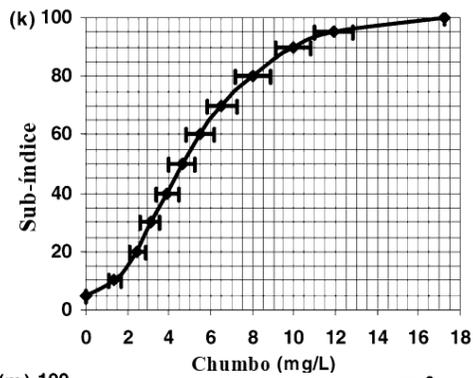
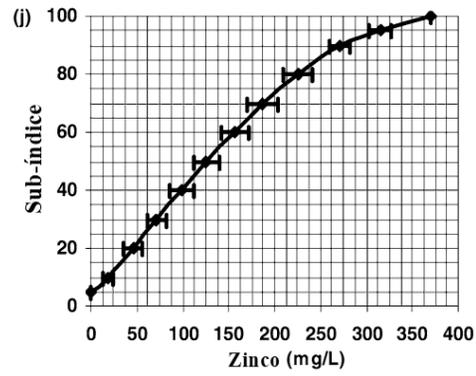
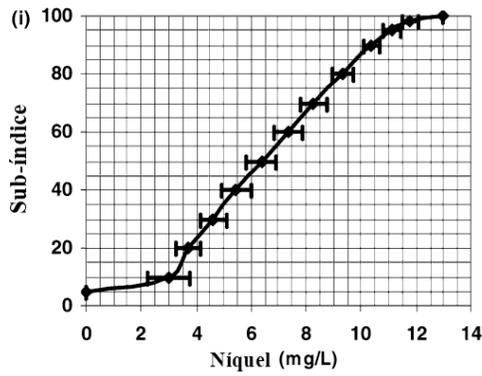
594
595
$$IPL = \frac{\sum_{i=1}^n W_i P_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$
 Equação (18)
596



597



598



599

600

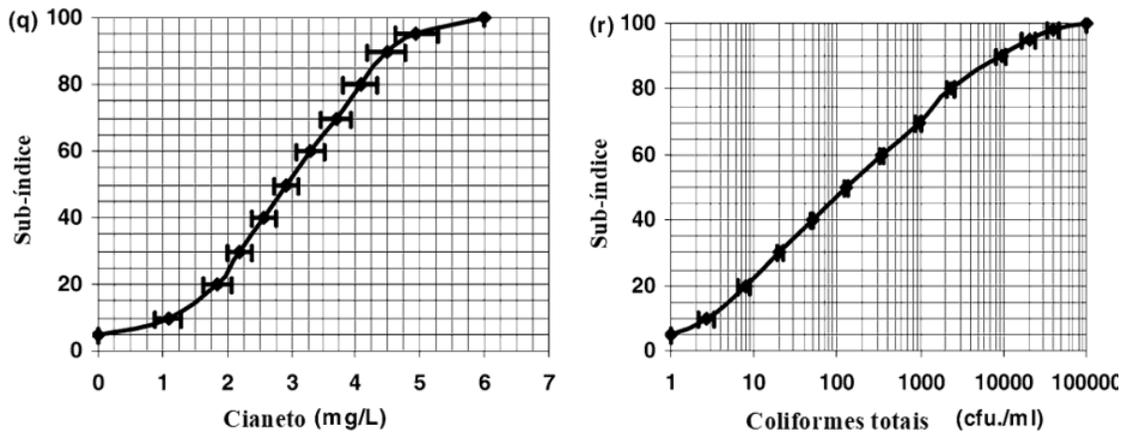


Figura 4. Gráficos para a obtenção de Pi propostos por Kumar e Alappat, 2005.

601
602
603

Aplicações estatísticas

604

Teste de Grubbs

605

606

Os dados de vazão de lixiviado de entrada obtidos entre os anos de 2018 e 2019 necessitam passar por um teste para identificar os possíveis *outliers* existentes. O teste utilizado para tal é o de Grubbs e o mesmo foi executado no Minitab 2018. O teste de Grubbs trabalha com as hipóteses abaixo (TRIOLA, 2008).

611

Hipótese nula: H_0 – Todos os valores da amostra pertencem a mesma população;

612

Hipótese alternativa: H_1 – Um valor da amostra não pertence à mesma população;

613

É adotado um nível de significância (α) para o teste, para tornar possível aceitar ou rejeitar as hipóteses. Para os dados de vazão de entrada foi adotado um nível de significância de 0,05, o que garante 95% de confiabilidade no resultado obtido.

616

O teste gera um valor denominado de valor de estatística de Grubbs (G) que, por sua vez, é utilizado para calcular o valor-p do teste que, quando comparado com o nível de significância adotado, permite tirar as conclusões sobre a existência ou não de *outliers*. Se o valor-p for menor que o nível de significância conclui-se que existe um *outlier* e rejeita-se a hipótese nula e adota-se a hipótese alternativa. Se caso o valor-p for superior ao nível de significância conclui-se que não existe um *outlier*, não sendo possível rejeitar a hipótese nula, adotando-a.

622

Teste de Anderson-Darling

623

O teste de Anderson-Darling é um teste de normalidade para verificar se os dados seguem ou não uma distribuição normal (TRIOLA, 2008). O teste adota hipóteses para sua aplicação, que são:

627

Hipótese nula: H_0 – Os dados seguem uma distribuição normal;

628

Hipótese alternativa: H_1 – Os dados não seguem uma distribuição normal;

629

Para o teste é considerado um nível de significância ($\alpha=0,05$) onde a análise feita será a respeito do valor-p do teste, sendo que para um valor-p menor que o nível de significância considerado ($p \leq \alpha$), a hipótese H_0 é descartada e se conclui que os dados não seguem uma distribuição normal. No caso de obtenção de valor-p maior que o nível de significância considerado ($p > \alpha$), não é possível descartar a hipótese H_0 pois não há evidências para se concluir que os dados

633

634 não seguem uma distribuição normal, ou seja, conclui-se que os dados seguem uma distribuição
635 normal.

636 O teste de Anderson-Darlin foi aplicado nos dados de vazão de entrada do lixiviado da
637 CPTR Marituba para cada período trabalhado (seco e chuvoso dos anos de 2018 e 2019), para
638 verificar se tais dados seguem ou não uma distribuição normal, possibilitando a escolha adequada
639 do teste para gerar o intervalo de confiança.

640

641 Intervalo de confiança

642 O intervalo de confiança fornece os valores de mediana possíveis para a mediana da
643 população. Ele é gerado a partir do teste de Wilcoxon, adequado para dados que não seguem uma
644 distribuição normal (TRIOLA, 2008).

645 A confiança alcançada indica o grau de probabilidade de que a mediana populacional esteja
646 contida no intervalo de confiança. Por exemplo, um nível de confiança de 95% indica que, se você
647 extrair 100 amostras aleatórias da população, poderia esperar que, aproximadamente, 95 das
648 amostras produza intervalos que contêm a mediana da população.

649 O intervalo de confiança foi gerado para os dados de vazão de entrada do lixiviado da CPTR
650 Marituba para cada período trabalhado (seco e chuvoso dos anos de 2018 e 2019).

651

652 Estatística Descritiva e Agrupamento de Variáveis

653 A estatística descritiva foi aplicada nos dados de vazão de entrada do lixiviado e nos dados
654 de caracterização do mesmo. Foi obtido o número de observações (N), média, desvio padrão (DP),
655 coeficiente de variação (CV), mínimo, mediana e máximo. A estatística descritiva serve para fazer
656 um resumo dos dados levantados, permitindo, em um primeiro momento, verificar o
657 comportamento dos mesmos. A estatística descritiva foi calculada a partir do *software* Minitab
658 2018.

659 No Minitab 2018 foi realizado também o agrupamento das variáveis analisadas que, como
660 o próprio nome já sugere, permite agrupar as variáveis com maior grau de similaridade entre si,
661 possibilitando tirar possíveis conclusões sobre suas origens e características. Quanto maior o grau
662 de similaridade entre as variáveis, mais correlacionadas elas estão entre si.

663

664 Correlação de Pearson

665 A correlação de Pearson é usada para analisar a intensidade e a direção da relação linear
666 entre duas variáveis contínuas, onde o coeficiente de correlação de Pearson mede a relação
667 estatística existente entre duas variáveis contínuas (TRIOLA, 2008).

668 O coeficiente de correlação possui um intervalo de valores entre +1 e -1, sendo que, para o
669 caso de o coeficiente possuir o valor "0" (zero), significa que as duas variáveis não possuem relação
670 entre si. Um valor maior que zero indica uma associação positiva, isto é uma relação direta, e um
671 valor menor que zero indica uma associação negativa, ou seja, uma relação inversa.

672 Para a determinar se o coeficiente de correlação é significativo se deve comparar o valor-p
673 com o valor de significância adotado ($\alpha = 0,05$). Se valor de $p \leq \alpha$ se conclui que a correlação é
674 estatisticamente significativa e conclui-se que as variáveis estão correlacionadas, logo para valor
675 de $p > \alpha$ a correlação não é estatisticamente significativa e não é possível concluir se as variáveis
676 estão correlacionadas.

677 A correlação de Pearson foi aplicada para verificar o grau de similaridade entre os dados de
678 vazão de lixiviado com a precipitação do período e quantidade de resíduos recebidos na CPTR
679 Marituba.

680
681

682 **Resultados**

683

684 Caracterização Quantitativa do Lixiviado

685 O primeiro passo para o tratamento dos dados de vazão de entrada de lixiviado é identificar
686 se existe algum *outlier* dentro do banco de dados. *Outliers* são dados que se diferenciam
687 drasticamente do conjunto de dados, sendo gerados por problemas de operação, instabilidade no
688 sistema, etc. Desta forma, aplicou-se o teste de Grubbs nos dados de vazão dos períodos seco e
689 chuvoso dos anos de 2018 e 2019, e os resultados estão expostos na tabela abaixo.

690

691 **Tabela 6. Tabela de resultados da aplicação do teste de Grubbs**

Período	N	Valor do teste de Grubbs (G)	Valor-P
Chuvoso-2018	132,00	2,08	1,00
Seco-2018	168,00	2,94	0,486
Chuvoso-2019	196,00	3,45	0,092
Seco-2019	145,00	3,16	0,194

692

Fonte: Autor, 2022

693

694 Nota-se que os valores de p gerados para os quatro períodos são superiores ao valor de α
695 adotado (0,05), logo não é possível rejeitar a hipótese nula e conclui-se que não há *outliers*
696 presentes no conjunto de dados, ou seja, todos os dados levantados são relevantes dentro do
697 conjunto de dados.

698 Com o objetivo de observar o comportamento dos dados de vazão de entrada de lixiviado
699 na estação de tratamento de lixiviado do aterro de Marituba, aplicou-se estatística descritiva e
700 intervalo de confiança nos dados levantados durante os períodos seco e chuvoso dos anos de 2018
701 e 2019.

702 Para a aplicação do intervalo de confiança faz-se necessário a aplicação do teste de
703 normalidade para verificar o teste ideal para os dados. Desta forma, o teste de normalidade aplicado
704 foi o de Anderson-Darlin e os gráficos dos dados e a curva normal geradas para cada período são
705 identificados na Figura 5 abaixo.

706

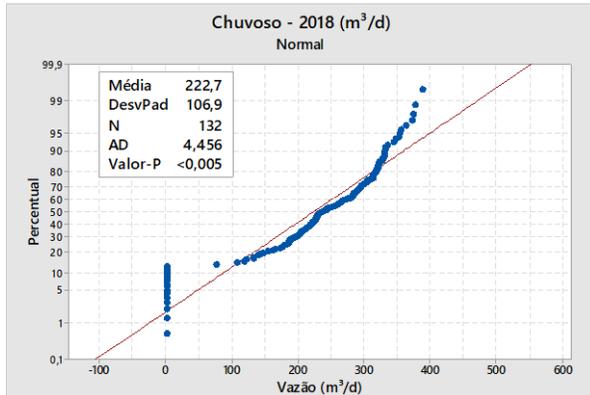


Gráfico de normalidade – Chuvoso 2018

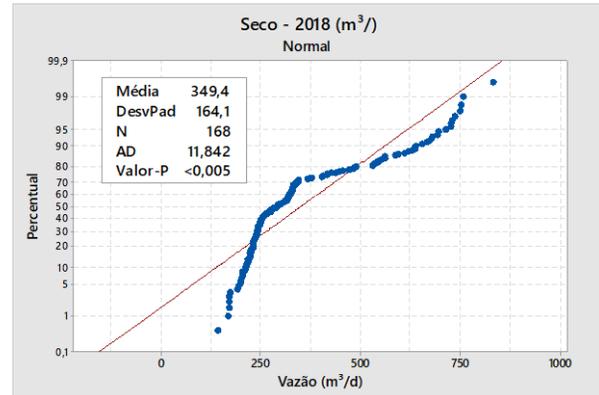


Gráfico de normalidade – Seco 2018

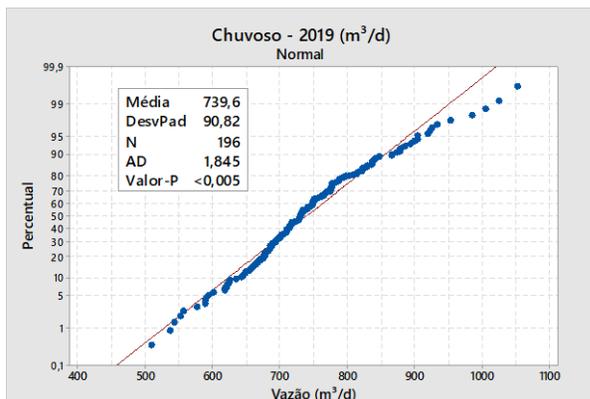


Gráfico de normalidade – Chuvoso 2019

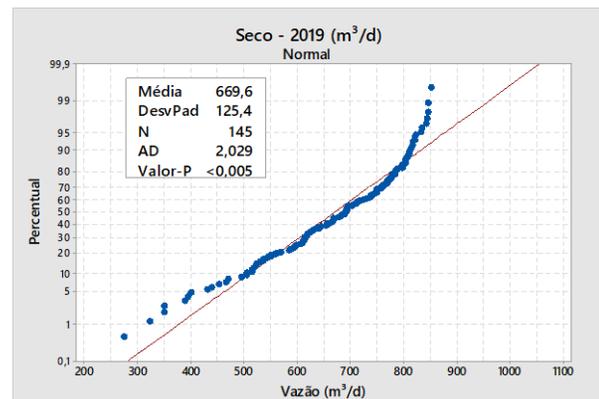


Gráfico de normalidade – Seco 2019

707 **Figura 5. Gráficos de teste de normalidade de Anderson-Darling das vazões de entrada (m³/d) para os períodos**
 708 **seco e chuvoso de 2018 e 2019. Fonte: Autor, 2022.**

709
 710 Na Figura 5 nota-se que todos os resultados de valor-p foram inferiores à 0,05, permitindo
 711 rejeitar a hipótese nula e concluir que os dados não seguem uma distribuição normal, sendo
 712 necessário a aplicação do teste de Wilcoxon para obtenção dos intervalos de confiança (Triola,
 713 2008).

714 A Tabela 7 é referente à estatística descritiva da vazão de entrada de lixiviado bruto na
 715 unidade de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Marituba, monitorada durante os períodos
 716 seco e chuvoso dos anos de 2018 e 2019. Além dos valores de média (\bar{X}), desvio padrão (DP),
 717 coeficiente de variação (CV), mínimo, mediana e máximo, encontra-se também os valores do
 718 intervalo de confiança para cada período.

719
 720 **Tabela 7. Estatística descritiva e intervalos de confiança das vazões de entrada (em m³/d) de lixiviado geradas**
 721 **nos períodos seco e chuvoso dos anos de 2018 e 2019**

Período	N	\bar{X}	DP	CV	Mín.	Mediana	Máx.	IC
Chuvoso-2018	132,00	222,69	106,89	48,00	0,00	236,00	388,00	(216,00; 254,00)

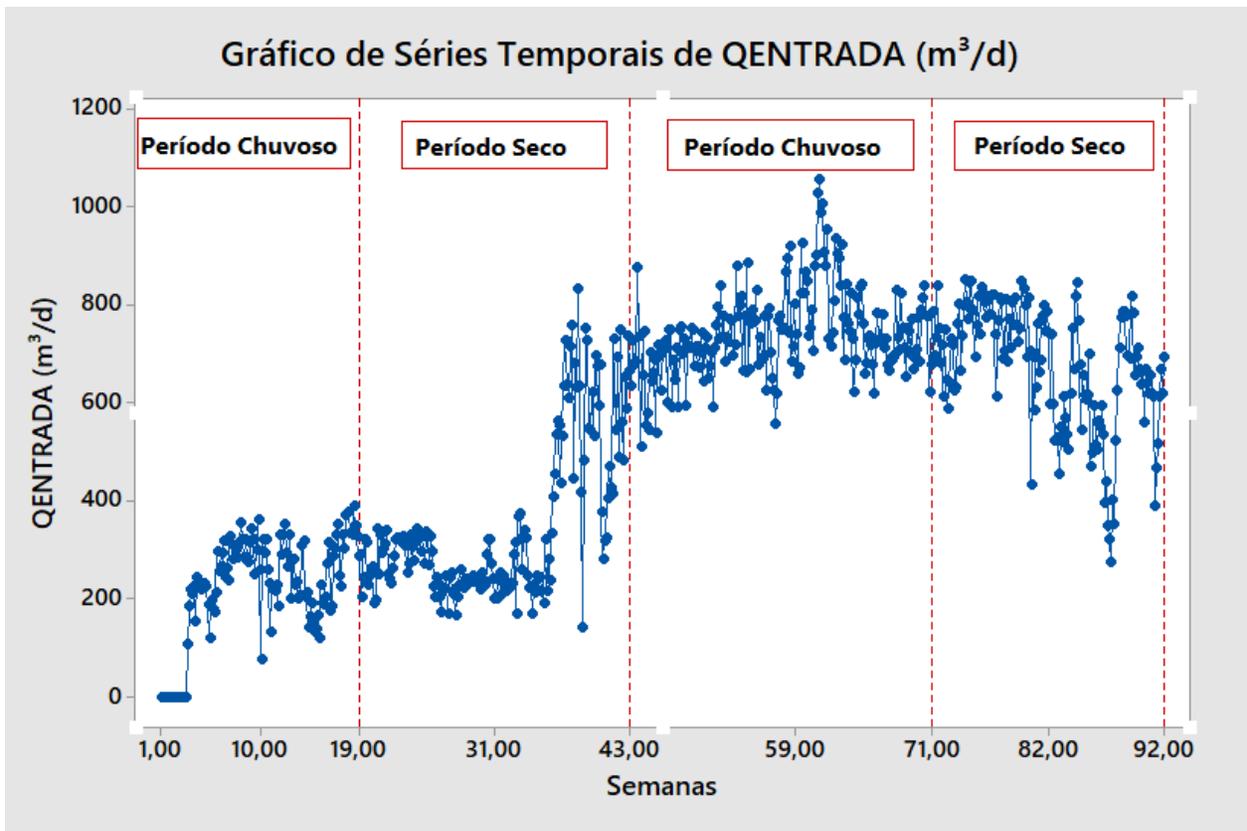
Seco-2018	168,00	349,40	164,10	46,96	141,00	289,50	832,40	(286,00; 350,80)
Chuvoso-2019	196,00	739,60	90,82	12,28	509,60	729,95	1052,60	(722,40; 746,05)
Seco-2019	145,00	669,60	125,40	18,72	274,00	691,40	851,10	(657,00; 700,35)

Fonte: Autor, 2022

722
723
724
725
726
727
728
729
730
731
732
733
734

Na Figura 6 encontra-se o gráfico de série temporal das vazões de entrada de lixiviado para os períodos estudados – noventa e duas (92) semanas – envolvendo os anos de 2018 e 2019. É interessante observar que no período chuvoso inicial as vazões de entrada possuíram uma média de 222,69 m³/d como apresentado na Tabela 7. Já o período seguinte, que corresponde ao seco de 2018, a média de vazão foi de 349,40 m³/d, valor superior à média do período chuvoso. Em relação ao ano de 2019, o período chuvoso apresentou média 739,60 m³/d e o período seco média de 669,600 m³/d.

É importante analisar que durante os anos de 2018 e 2019 o aterro sanitário estava em fase de expansão, o que explica a média muito superior do período seco de 2019 em comparação com o ano anterior.



735
736
737
738

Figura 6. Gráfico de série temporal da vazão de entrada (m³/d) dos períodos seco e chuvoso dos anos de 2018 e 2019. Fonte: Autor, 2022.

739 Para obtenção dos dados pluviométricos da região, consultou-se o banco de dados da
740 Agência Nacional de Águas, onde considerou-se os dados da estação pluviométrica mais próxima
741 da área estudada e com série histórica acima de 30 anos de monitoramento. Desta forma, a estação
742 considerada foi a 148002, situada na cidade de Belém do Pará a aproximadamente 11km da CPTR
743 de Marituba. Os dados de precipitação e volume de lixiviado durante as 92 semanas de
744 monitoramento podem ser encontrados na Tabela 8. Além disso, foram obtidos os dados de
745 tonelada de resíduos sólidos recebidos pela CPTR de Marituba no mesmo período. Os dados de
746 pluviosidade são contemplados até a semana 69, enquanto os dados de tonelada de resíduos
747 abrangem todo período estudado.

748
749 **Tabela 8. Dados de volume de lixiviado por mês, soma da precipitação no mês e quantidade de resíduos**
750 **recebidos no mês**

Semana	V _{LIXIVIADO} (m ³ /mês)	Precipitação (mm/mês)	Razão (mm/m ³)	CPTR-RSUR (t/mês)	Razão (m ³ /t)
1 - 4	2870	506,7	0,177	42.505,66	0,068
5 - 8	8231	406,3	0,049	40.091,11	0,206
9 - 13	8060	438,2	0,054	39.734,39	0,203
14 - 17	7187	132,8	0,018	38.979,14	0,184
18 - 22	8822	135,0	0,015	37.548,21	0,235
23 - 26	8925	197,4	0,022	40.907,94	0,218
27 - 30	6462	171,5	0,030	40.712,66	0,159
31 - 35	7700	134,7	0,017	42.453,89	0,181
36 - 39	15754,1	246,1	0,016	39.919,16	0,394
40 - 43	18008,8	432,8	0,024	42.467,73	0,424
44 - 48	20531,8	414,1	0,020	41.573,74	0,494
49 - 52	20122	453,0	0,023	40.042,16	0,503
53 - 58	22679,5	625,0	0,028	38.173,81	0,594
57 - 61	25023,6	493,7	0,020	39.478,32	0,634
62 - 65	23700,9	348,9	0,015	38.320,33	0,618
66 - 69	21837,9	235,7	0,011	36.553,93	0,597
70 - 74	22685,1	-	-	36.935,57	0,614
75 - 78	23726,2	-	-	38.959,69	0,609
79 - 82	19713,9	-	-	38.458,57	0,513
83 - 87	17229,62	-	-	41.496,60	0,415
88 - 92	20476,8	-	-	39.782,04	0,515
Média	15702,25	335,7	0,034	39766,41	0,399

751 *Fonte: Autor, 2022; (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), 2022).*

752
753 Observa-se que, a razão mm/m³ acima da média representa uma quantidade maior de
754 precipitação para gerar uma unidade em metro cúbico de lixiviado. Este cenário é observado nas
755 três primeiras semanas em que ocorreram pluviosidade elevada e uma vazão de tratamento menor,
756 devido a operação de apenas 04 unidades de OR. A partir da semana 36, ocorre o incremento da

757 capacidade de tratamento da ETL, coincidindo com o final do período seco de 2018,
758 proporcionando então uma diminuição na razão mm/m³.

759 Por sua vez, a razão m³/t abaixo da média representa uma quantidade menor de lixiviado
760 por tonelada de resíduo, cenário este observado até a semana 39. Nota-se também que a quantidade
761 de resíduos possui baixa variação durante este período, logo, o aumento da razão m³/t está atribuído
762 ao aumento de lixiviado após o início de operação das unidades de OR 06, 07 e 05 e o começo do
763 período chuvoso do ano de 2019.

764 Sousa, Ferreira e Ritter (2022) apresentaram os resultados de vazão de seis aterros sanitários
765 (Central de Tratamento de Resíduos – CTR) localizados no Rio de Janeiro e Minas Gerais. Todos
766 os aterros são de médio e grande porte, além de receberem resíduos classe II A e B. Os resultados
767 obtidos pelos autores estão dispostos na Tabela 9 e, a partir dos mesmos, foram obtidas as razões
768 de precipitação com a vazão de lixiviado e de vazão de lixiviado com a quantidade de resíduos.

769
770 **Tabela 9. Informações sobre precipitação, quantidade de resíduos e vazão de lixiviado para seis aterros**
771 **sanitários**

CTR	Precipitação (mm/ano)	V _{LIXIVIADO} (m ³ /mês)	Razão (mm/m ³)	Ton/mês	Razão (m ³ /t)
1	1.400	60	0,065	11.500	0,164
2	1.600	20	0,222	5.000	0,120
3	1.600	70	0,063	10.000	0,210
4	1.700	120	0,039	15.000	0,240
5	1.800	600	0,008	120.000	0,150
6	1.900	120	0,044	24.000	0,150
Média	1.667	165	0,074	30.917	0,172

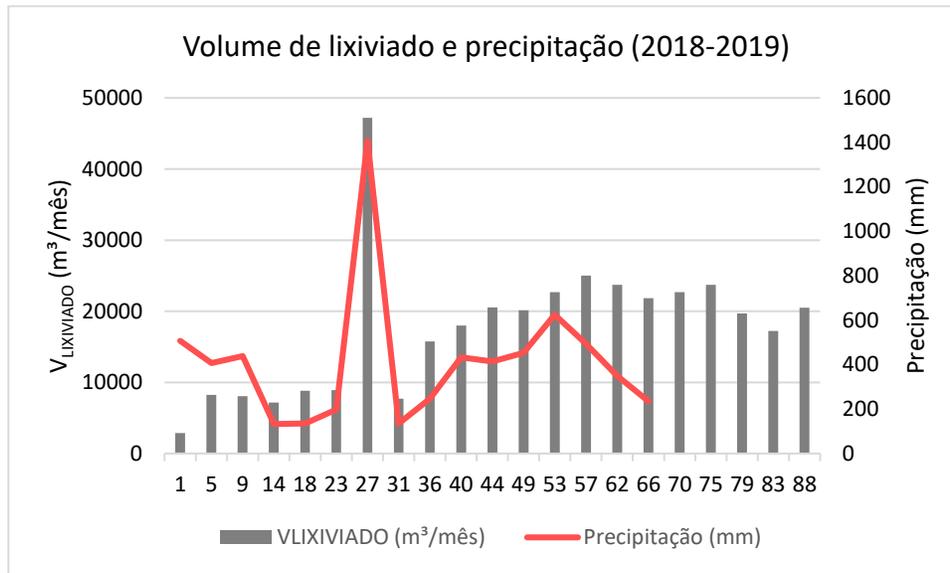
772 *Fonte: Adaptado de Sousa, Ferreira e Ritter (2022)*

773
774 De acordo com Tabela 9, a razão entre a pluviosidade e a média da vazão de lixiviado para
775 os seis aterros sanitários variou entre 0,008 e 0,222 mm/m³, enquanto a encontrada neste estudo
776 apresentou valores entre 0,011 e 0,177 mm/m³. Por sua vez, a razão entre a vazão de lixiviado e a
777 quantidade de resíduos variou entre 0,150 e 0,240 m³/t, enquanto a encontrada neste estudo
778 apresentou valores entre 0,068 e 0,634 m³/t.

779 Nota-se que a razão entre a pluviosidade e a vazão de lixiviado obtida pelos autores está
780 dentro da margem encontrada neste estudo. Em contrapartida, neste estudo foram encontrados
781 valores três vezes superiores para a razão m³/t quando comparado com os valores obtidos pelos
782 autores. Tal fato está associado principalmente a elevada precipitação da região norte em
783 comparação com a região sudeste, na qual estão localizados os aterros estudados por Sousa,
784 Ferreira e Ritter (2022).

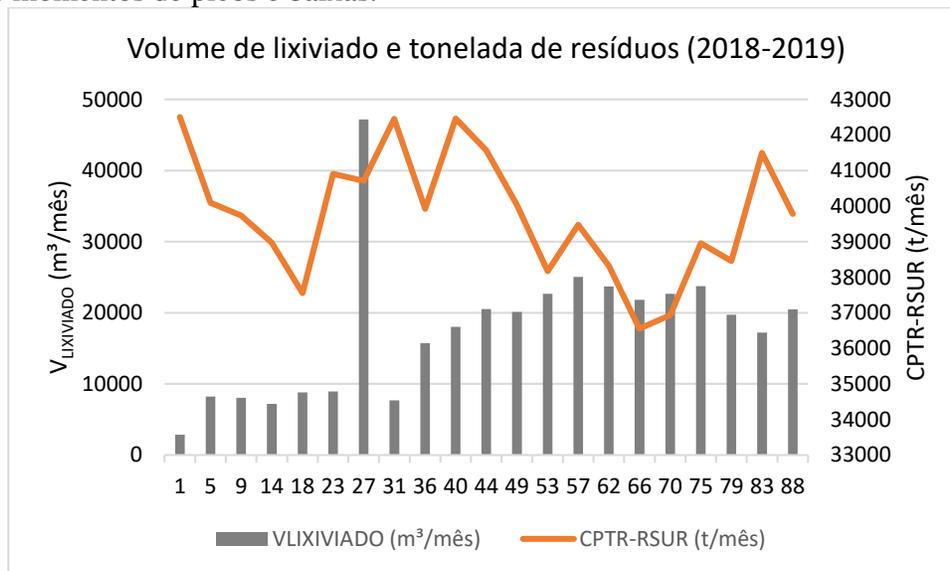
785 Na Figura 7 apresenta-se o gráfico do volume de lixiviado em m³/mês obtido com a soma
786 das vazões diárias em um mês com a soma da precipitação mensal durante as semanas de
787 monitoramento. Verifica-se que a pluviosidade apresentou um pico na semana 27, juntamente com
788 o volume de lixiviado medido na entrada da estação.

789



790
791 **Figura 7. Gráfico de volume acumulado de lixiviado (m³) em um intervalo de um mês e o comportamento da**
792 **precipitação durante esse período. Fonte: Autor, 2022; Agência Nacional De Águas (ANA), 2022.**

793
794 Já a Figura 8 apresenta o gráfico do volume de lixiviado e a quantidade de resíduos
795 recebidos por mês durante a semana de monitoramento. Nota-se que os valores de toneladas de
796 resíduos no mês recebidos pela CPTR estão dentro de uma entre 36000 e 43000 toneladas/mês,
797 com vários momentos de picos e baixas.



798
799 **Figura 8. Gráfico de volume acumulado de lixiviado (m³) em um intervalo de um mês e a tonelada de resíduos**
800 **mensal para o mesmo período. Fonte: Autor, 2022.**

801
802 Com a finalidade de verificar o grau de relação da pluviosidade com o volume de lixiviado
803 e da tonelada de resíduos recebidos com o volume de lixiviado gerado, aplicou-se a correlação de

804 Pearson em tais dados. A seguir encontra-se a Tabela 10 com os resultados da correlação de
805 Pearson.

806
807 **Tabela 10. Resultado da correlação de Pearson para os dados de volume de lixiviado (m³) em cada mês, assim**
808 **como a precipitação e tonelada de resíduos no mesmo período.**

Correlação de Pearson	V _{LIXIVIADO} (m ³ /mês)	Precipitação (mm/mês)
Precipitação (mm/mês)	Coefficiente de correlação = 0,781 Valor-p = 0,000	-
CPTR – RSUR (t/mês)	Coefficiente de correlação = -0,161 Valor-p = 0,551	Coefficiente de correlação = 0,169 Valor-p = 0,531

809 *Fonte: Autor, 2022*

810
811 O valor do coeficiente de correlação Pearson entre a precipitação e o volume do lixiviado é
812 positivo (0,781), isso significa que à medida que a precipitação aumenta, o volume de lixiviado
813 também aumenta. Tal valor é considerado bem positivo, indicando que a correlação entre as
814 variáveis é alta. O valor de p encontrado é menor que o nível de significância adotado (0,05), ou
815 seja, permitindo concluir que a correlação é significativa.

816 Em contrapartida, o coeficiente de correlação de Pearson obtido para o volume do lixiviado
817 e a quantidade em tonelada de resíduos recebidos por mês é de -0,161, o que indica uma correlação
818 fraca e inversamente proporcional entre as variáveis, ou seja, à medida que uma cresce a outra
819 diminui. Entretanto, o valor de p obtido é superior ao nível de significância adotado para o método
820 (0,05), ou seja, concluindo que não há evidências conclusivas sobre a significância.

821 Notou-se que a quantidade de resíduos recebidos por dia não está correlacionada com o
822 volume de lixiviado produzido, entretanto, o volume de lixiviado está diretamente relacionado com
823 a precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial, infiltração, intrusão de águas
824 subterrâneas no aterro, e grau de compactação dos resíduos, considerando possíveis ineficiências
825 da impermeabilização por danos graves e também a ausência de drenagem subsuperficial.
826 Aumentando a quantidade de resíduos depositados na área do aterro e aumentando o grau de
827 compactação dos mesmos, o volume de lixiviado tende a aumentar (COSTA; ALFAIA; CAMPOS,
828 2019).

829
830 *Caracterização Qualitativa do Lixiviado: Análise Físico-Química*

831 Na Tabela 11 encontra-se a estatística descritiva dos resultados dos parâmetros analisados
832 no lixiviado.

833
834 **Tabela 11. Estatística descritiva dos parâmetros analisados do lixiviado.**

Poluente	N	\bar{X}	DP	CV	Mínimo	Mediana	Máximo
pH	4	7,66	0,31	4,05	7,44	7,74	8,03
Temperatura	15	35,70	1,93	5,42	30,26	33,89	40,12
Cor Aparente (uC)	15	5.083,00	2.255,00	44,37	2.500,00	5.000,00	10.000,00
Turbidez (NTU)	15	1.714,00	2.046,00	119,37	116,00	620,00	7.670,00
DQO _B (mg/L)	16	9.845,00	13.321,00	135,30	3.713,00	6.804,00	59.280,00
DQO _F (mg/L)	16	1.218,40	3.483,94	285,93	3,00	21,00	25.470,00

NAT (mg/L)	13	6.479,00	9.797,00	151,20	1.860,00	3.274,00	38.656,00
H ₂ S (mg/L)	12	687,98	471,31	0,07	10,00	670,00	1455,00
SO ₄ ⁻² (mg/L)	11	234,00	477,00	204,10	8,00	100,00	1.650,00
Ptotal (mg/L)	15	646,80	309,60	47,86	30,00	665,00	1.380,00
AT (mg/L)	6	12.368,00	2.365,00	19,12	8.815,00	12.105,00	15.375,00
AGV (mg/L)	6	7.361,00	3.925,00	53,32	1.706,00	8.581,00	11.595,00
Cl ⁻ (mg/L)	13	15.985,00	9.162,00	57,32	1.800,00	14.800,00	29.400,00
ST (mg/L)	6	24.045,00	10.409,00	43,29	15.462,00	21.906,00	44.140,00
SST (mg/L)	6	782,00	326,00	41,72	200,00	870,00	1.140,00
SDT (mg/L)	6	23.263,00	10.272,00	44,16	15.262,00	21.011,00	43.180,00
Bário (mg/L)	3	0,05	0,00	0,00	0,05	0,05	0,05
Cádmio (mg/L)	3	0,04	0,01	12,71	0,04	0,05	0,05
Chumbo (mg/L)	3	0,12	0,03	20,40	0,10	0,12	0,15
Cobre (mg/L)	3	0,01	0,00	30,00	0,01	0,01	0,01
Ferro (mg/L)	3	105,41	17,22	16,34	88,94	104,00	123,30
Manganês (mg/L)	3	4,36	1,43	32,85	2,83	4,59	5,67
Níquel (mg/L)	3	0,34	0,29	84,62	0,01	0,49	0,51
Zinco (mg/L)	3	479,00	825,00	172,08	1,00	5,00	1.432,00

Fonte: Autor, 2022.

835

836

837

838

839

O aterro sanitário possui fases que variam ao longo do tempo. A primeira é a fase inicial em que a matéria orgânica é decomposta principalmente em condições aeróbias, pois há a ocorrência de grande quantidade de oxigênio no interior os resíduos recém depositados.

840

841

842

843

844

A segunda fase caracteriza-se por ser uma fase de transição, onde a quantidade de oxigênio decai e as reações anaeróbias se desenvolvem. Na terceira fase (denominada de ácida), as reações anaeróbias se processam mais rapidamente, ocorrendo a produção significativa de ácidos orgânicos e gás carbônico por microrganismos não metanogênicos, sendo constituídos por bactérias anaeróbias estritas e facultativas.

845

846

847

848

Na terceira fase o pH do lixiviado é ácido, ocorrendo solubilização dos metais presentes no mesmo. A quarta fase é chamada de metanogênica, onde predominam microrganismos metanogênicos que convertem o ácido acético e o gás hidrogênio em metano e gás carbônico. O pH do lixiviado na quarta fase tende a ser mais básico, variando entre 6,8 e 8,0.

849

850

851

852

853

A quinta fase é denominada de maturação e ocorre após grande parte da matéria orgânica ter sido convertida em metano e gás carbônico, a taxa de geração de gás diminui pois os nutrientes já foram consumidos nas fases anteriores em sua grande parte (SOUSA *et al.*, 2015). Nota-se que o pH médio do lixiviado estudado é básico, o que nos permite concluir que o aterro está na fase metanogênica.

854

855

856

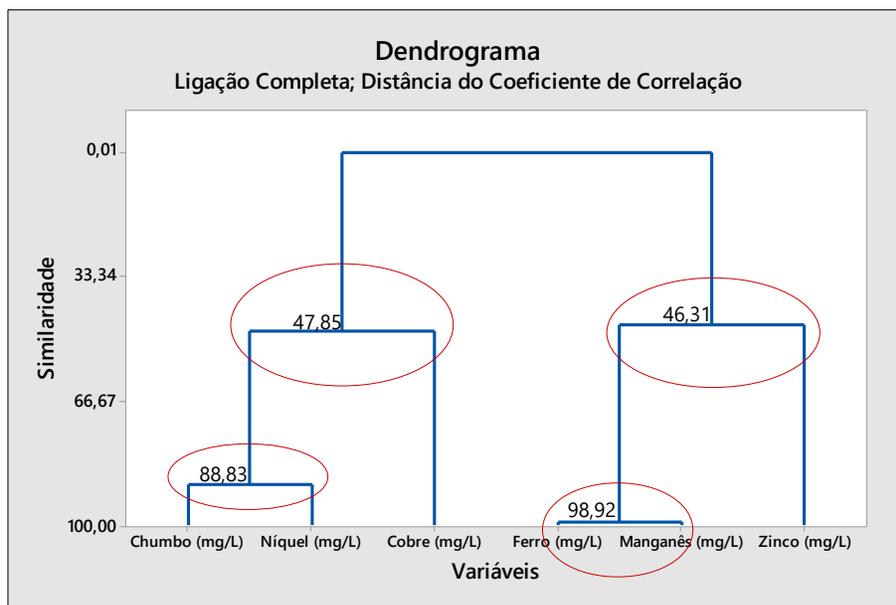
857

858

As concentrações de metais elevadas podem ser encontradas em lixiviados mais novos, durante a fase acidogênica, pois o pH é ácido e aumenta a solubilidade dos metais. Entretanto, de acordo com o desenvolvimento da fase metanogênica e a elevação do pH, as concentrações de metais dissolvidos no lixiviado é pequena (ALMEIDA, 2017). As concentrações de metais encontradas no lixiviado estudado são baixas e estão compreendidas abaixo do valor máximo

859 permitido (VMP) pela legislação para lançamento de efluentes, com exceção do ferro, manganês e
860 zinco.

861 De acordo com a resolução do CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011), o VMP para o
862 lançamento em corpos d'água para o ferro, manganês e zinco é 15 mg/L, 1 mg/L e 5 mg/L,
863 respectivamente. Observa-se que os valores dos últimos estão bem acima do permitido, com
864 destaque para o zinco. Sabe-se que o solo da região é rico nesses três metais (SANTOS, 2002),
865 entretanto, apenas isso não justifica um valor muito elevado nas concentrações de zinco, que teve
866 como concentração máxima 1432 mg/L, o que nos leva a crer que exista uma fonte grande deste
867 metal contribuindo para este valor, além do solo. A Figura 9 abaixo mostra os agrupamentos dos
868 metais pesados, identificando um grau de similaridade de 46,31 do zinco com o ferro e manganês
869 que, por sua vez, apresentam uma similaridade de 98,92. Sendo assim, o dendrograma contribui
870 para a conclusão de que o zinco pode estar presente no solo, juntamente com o ferro e o manganês,
871 entretanto há uma fonte externa que eleva as concentrações deste metal.
872



873
874 **Figura 9. Dendrograma dos metais pesados do lixiviado do aterro sanitário de Marituba. Fonte: Autor, 2022.**
875

876 Os resíduos sólidos podem apresentar uma concentração elevada de metais pesados através
877 de materiais como plásticos, tintas, produtos para cuidados do corpo, medicamentos e pesticidas
878 (BARDOS, 2004). De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS
879 (2022), 11% dos municípios da região norte possuem coleta seletiva, correspondendo a 13% da
880 população da Região Norte, porcentagem esta considerada muito baixa. Sendo assim, materiais
881 como pilhas, baterias e eletrodomésticos em geral são comuns estarem presentes nos resíduos
882 sólidos que chegam aos lixões, aterros controlados e sanitários brasileiros. Apesar de ferro e zinco
883 serem considerados micronutrientes necessários para animais e plantas, em concentrações elevadas
884 podem prejudicar a fisiologia desses organismos (NAIR, 2010).

885 Oliveira (2004) encontrou uma concentração dos metais cádmio, chumbo, cromo, níquel e
886 zinco abaixo do valor máximo estabelecido pelo CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011) para o
887 lixiviado (com pH básico acima de 8,0) de um aterro localizado em Botucatu – SP. Desta forma, o
888 valor elevado encontrado para o zinco, mesmo com um pH básico, indica a existência de uma fonte
889 específica deste metal contaminando o lixiviado aqui estudado.

890 Os valores de DQO_B ficaram compreendidos entre 3713 – 59280 mg/L e com uma média
891 de 9845 mg/L, valores esses considerados elevados para aterros com uma idade intermediária (6
892 anos), onde a DQO está compreendida entre 4000 – 10000 mg/L (RENOU *et al.*, 2008). Galvez *et*
893 *al.* (2008) *apud* Almeida (2017) indicaram um valor de DQO compreendido entre 12158 – 51250
894 mg/L para um aterro sanitário brasileiro que operou entre 1999 e 2006, desta forma, o valor
895 encontrado neste estudo não chega a ser incomum diante da realidade brasileira.

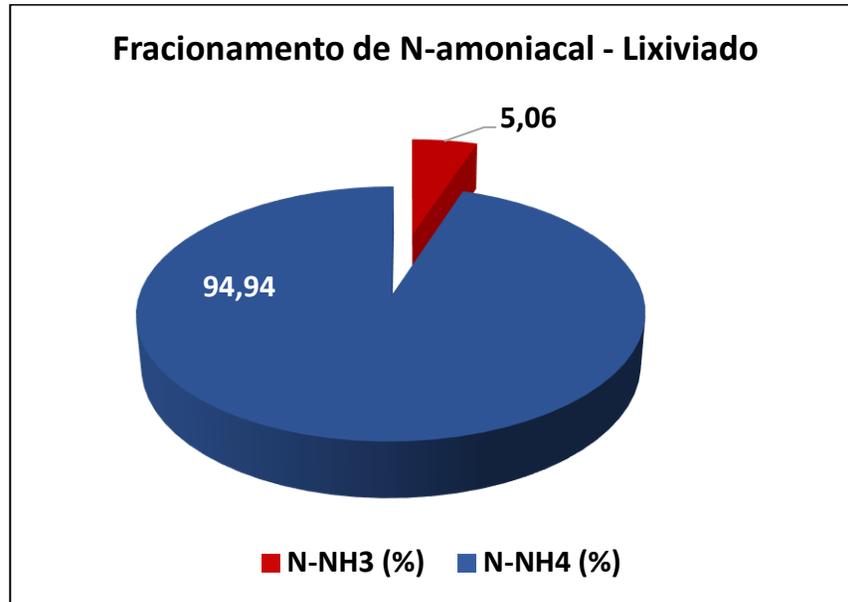
896 Além disso, evidencia-se que grande parte dos resíduos sólidos brasileiros possui elevada
897 fração orgânica devido à falta de iniciativa de compostagem (ALMEIDA, 2017). Silva *et al* (2022)
898 constataram um percentual entre 42,4 a 51,2% de resíduos orgânicos para os municípios de Belém,
899 Ananindeua e Marituba, que se configuram como os municípios atendidos pela CPTR de Marituba.

900 O nitrogênio amoniacal total (NAT) apresentou valores elevados em comparação com
901 estudos feitos por Zainol, Aziz e Yusoff (2012b) em dois aterros na Malásia – que possui um clima
902 e uma economia emergente semelhante ao Brasil – que apresentaram um valor de NAT entre 174
903 mg/L – 1185 mg/L. Esses dois aterros (situados na cidade de Kuala Sepetang e Kulim) possuem
904 um tempo de operação de 14 e 16 anos, ou seja, são aterros maduros que apresentaram pH entre
905 7,27 – 8,31 e DQO entre 105 mg/L – 950 mg/L, valores típicos de aterros estabilizados.

906 Naveen e Malik (2017), em seus estudos, apresentaram valores entre 29,5 mg/L – 34,6 mg/L
907 para o NAT e o pH compreendido entre 7,6 – 8,1 para o lixiviado de três aterros – que recebem
908 somados cerca de 5400 toneladas de resíduos sólidos por dia, provindos de mercados de varejo,
909 comércio, hospitais, matadouros e indústrias – situados na capital da Índia, Deli. Apesar do
910 lixiviado do aterro em Deli apresentar um pH semelhante ao lixiviado deste estudo, a concentração
911 de NAT difere muito, onde o lixiviado deste estudo apresenta valor médio de 6479 mg/L para o
912 nitrogênio amoniacal total que, por sua vez, é considerado um poluente importante para aterros
913 brasileiros diante da grande presença de matéria orgânica nos resíduos sólidos, apresentando
914 elevadas concentrações ao longo do tempo de operação do aterro (ALMEIDA, 2017). Valores entre
915 1125 mg/L – 2900 mg/L de NAT foram encontrados em um aterro no estado de Pernambuco, que
916 estão abaixo dos valores encontrados neste estudo, porém são considerados elevados (LINS, 2011).

917 Cabe ressaltar que em valores de pH básicos, o nitrogênio amoniacal total dissolvido se
918 transforma em amônia livre, composto que é mais tóxico aos seres vivos, em especial aos peixes,
919 que geralmente não suportam concentrações de amônia livre acima de 5 mg/L (ALMEIDA, 2017),
920 o que torna este parâmetro mais relevante ainda para aterros brasileiros.

921 Realizando o fracionamento do nitrogênio amoniacal total para o lixiviado aqui estudado,
922 a partir da média da temperatura, do nitrogênio amoniacal total e do pH médio obtidos, tem-se que
923 apenas 5,06% do NAT é amônia livre (NH₃), entretanto isso corresponde uma média de 327,723
924 mg/L de amônia livre no lixiviado, significando um enorme risco para os corpos d'água e a fauna
925 aquática em caso de uma possível contaminação. A Figura 10 mostra a porcentagem de amônia
926 livre e do íon amônio presentes no lixiviado e a Tabela 12 apresenta o resumo do fracionamento
927 do nitrogênio amoniacal total.



929
930
931
932
933

Figura 10. Fracionamento do nitrogênio amoniaco total em amônia livre (N-NH₃) e íon amônio (N-NH₄⁺).
Fonte: Autor, 2022.

Tabela 12. Fracionamento do Nitrogênio amoniaco total.

Efluente	T (°C)	pH	NAT (mg/L)	T (K)	pKa	Ka	[H ⁺]	Fa (-)	N-NH ₃ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
Lixiviado	35,7	7,6 6	6479,00	308, 7	8,9 3	1,17E- 09	2,19E- 08	0,05 1	327,723	6151,277

Fonte: Autor, 2022.

934
935
936
937
938
939
940
941
942
943
944
945
946
947
948
949
950
951

Acompanhando o nitrogênio amoniaco e DQO_B, a cor e a turbidez do lixiviado do aterro de Marituba também apresentaram altas concentrações, com uma média de 5083 uC e 1714 NTU, respectivamente. A cor está relacionada com o alto teor de substâncias orgânicas dissolvidas e apresentou valores altos entre 2430 uC – 8180 uC para o lixiviado de um aterro com 3 anos de operação situado na Malásia (AZIZ *et al.*, 2007) e valores menores compreendidos entre 192 uC – 3110 uC para dois aterros mais maduros situados no mesmo país (ZAINOL; AZIZ; YUSOFF, 2012b).

A turbidez está associada aos sólidos suspensos presentes no meio e ela na maioria das vezes apresenta concentrações menores em comparação com a cor. Apesar de apresentarem valores elevados, a tendência é que as concentrações de cor e turbidez diminuam de acordo com a maturação do aterro.

Em comparação com os valores encontrados por Lins (2011) no aterro de Muribeca em Pernambuco, os valores de alcalinidade total (5867 mg/L – 8375 mg/L), fósforo total (8,25 mg/L – 14,62 mg/L), cloreto (140 mg/L – 760 mg/L), ST (8990 mg/L – 11469 mg/L) e SDT (7022 mg/L – 10012 mg/L) ficaram abaixo em comparação com os valores encontrados neste estudo. Isso mostra que mesmo sendo o mesmo país, as características dos lixiviados mudam, muito por conta

952 do tipo de resíduo, pluviosidade, forma de operação, quantidade de resíduos aterrados etc.
 953 Entretanto, os valores de alguns parâmetros se assemelharam, como foi o caso do sulfato (662 mg/L
 954 – 967 mg/L) e SST (760 mg/L – 2082 mg/L). Em relação ao resultado do fracionamento da
 955 alcalinidade (Tabela 13), a análise mostrou que 99,57% da mesma corresponde a alcalinidade de
 956 bicarbonatos, como era de se esperar visto que o pH se encontra inferior a 8,3, de acordo com Piveli
 957 e Kato (2006).

958
 959

Tabela 13. Fracionamento da alcalinidade do lixiviado

Efluente	pH	AT (mg/L)	$K_a/[H^+]$	$[H^+]$ (mol/L)	$[OH^-]$ (mgCaCO ₃ /L)	$[CO_3^{2-}]$ (mgCaCO ₃ /L)	$[HCO_3^-]$ (mgCaCO ₃ /L)
Lixiviado	7,6	12368,0	0,00214	2,19E-08	2,29x10 ⁻² (0,0002%)	26,46 (0,21%)	12315, 06 (99,57%)

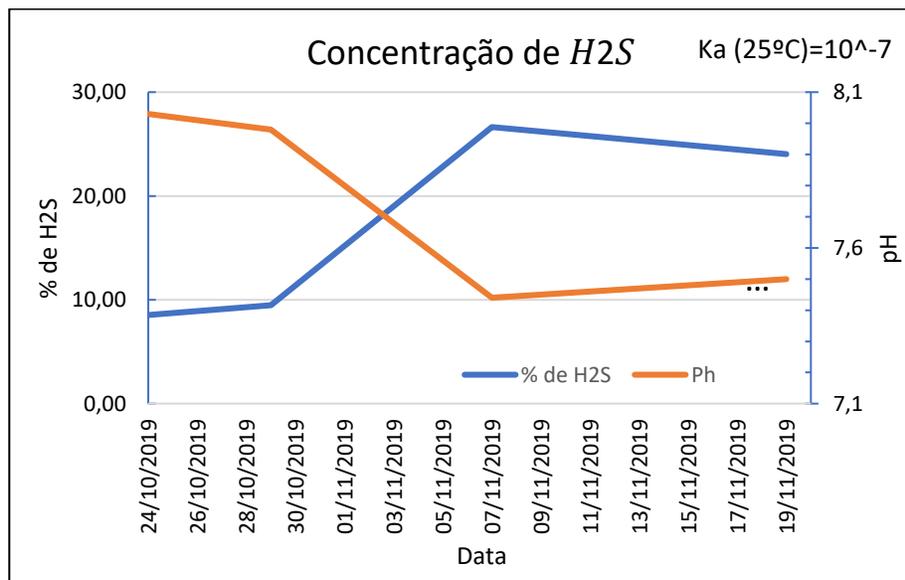
960
 961

Fonte: Autor, 2022

962 A alcalinidade elevada está relacionada diretamente com o potencial de incrustação do
 963 lixiviado quando são utilizadas membranas de filtração como osmose reversa (METCALF; EDDY,
 964 2016), que é o caso do aterro sanitário de Marituba. Essa incrustação é conhecida também como
 965 *fouling* e além de estar relacionada com a alcalinidade, pode também ser causada por
 966 microrganismos (HOWE *et al.*, 2016) e pela presença de ácidos húmicos no efluente (COLLADO
 967 *et al.*, 2020).

968 O fracionamento do sulfeto total realizado de acordo com as Equações 7, 8, 9, 10 e 11
 969 apresentou como resultado uma concentração média de 114 mg/L de gás sulfídrico no lixiviado
 970 estudado, enquanto 521,06 mg/L se encontra em sua forma iônica (HS^-). O sulfeto na forma de
 971 S^{-2} é quase nulo e pode ser desconsiderado para o pH de 7,66 do lixiviado.

972

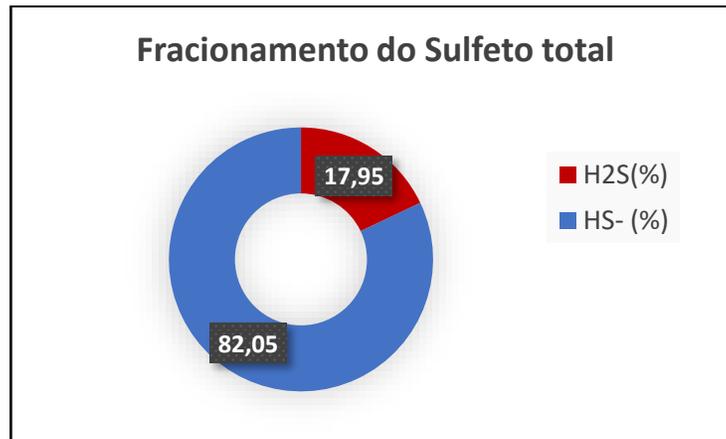


973
 974

Figura 11. Concentração do gás sulfídrico e do pH ao longo do tempo. Fonte: Autor, 2022

975
976
977
978

A Figura 11 acima corresponde ao comportamento do gás sulfídrico e à interferência do pH na sua concentração, enquanto a Figura 12 apresenta a porcentagem de H_2S e HS^- em %.



979
980
981
982
983
984
985
986
987
988
989
990
991

Figura 12. Porcentagem de gás sulfídrico (H_2S) e sua forma ionizável (HS^-) no lixiviado. Fonte: Autor, 2022.

Pensando em um tratamento biológico anaeróbico para este lixiviado, a concentração de gás sulfídrico com uma média de 114 mg/L pode interferir na atividade metanogênica das bactérias, podendo ser reduzida em 50% (METCALF; EDDY, 2016). Sendo assim, para este lixiviado um tratamento biológico anaeróbico não se apresenta como uma opção mais adequada.

Além do fracionamento do nitrogênio amoniacal, alcalinidade total e sulfeto foi aplicado o fracionamento da DQO no lixiviado do aterro sanitário de Marituba. Tal fracionamento foi realizado para 9 coletas de lixiviado realizadas entre os meses de agosto e novembro de 2019 e podem ser encontradas na Tabela 14.

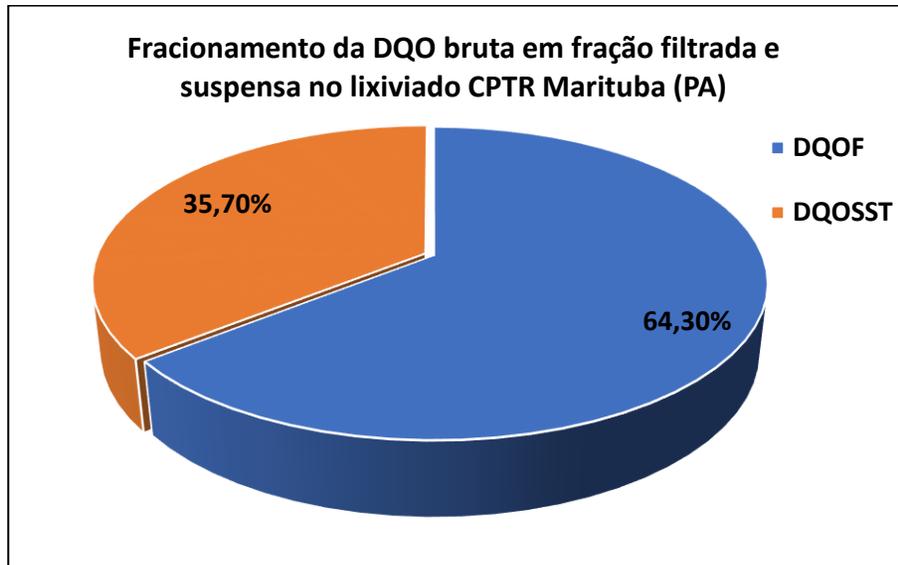
Tabela 14. Fracionamento da DQO no lixiviado do aterro sanitário de Marituba

DATA	DQO _B (mg/L)	DQO _F (mg/L)	DQO _{SST} (mg/L)	DQO _{SO4-2} (mg/L)	DQO _{AV} (mg/L)	DQO-CH ₄ (mg/L)	DQO-H ₂ S (mg/L)	DQO _R (mg/L)
21/08/2019	6.790,70	4.456,80	2.333,90	5,36	1.661,73	61,47	58,30	2.706,83
22/08/2019	6.527,00	3.390,00	3.137,00	14,74	1.263,97	61,46	51,75	2.030,69
29/08/2019	3.756,70	3.523,30	233,40	18,76	1.313,68	61,46	349,47	1.982,70
03/09/2019	8.891,20	3.056,50	5.834,70	20,10	1.139,63	61,46	377,68	1.679,98
10/09/2019	7.257,50	5.390,40	1.867,10	8,04	2.009,83	61,46	361,62	3.159,51
24/10/2019	3.713,00	3.340,00	373,00	1.105,50	1.245,33	61,47	490,98	724,63
29/10/2019	7.027,00	5.907,00	1.120,00	167,50	2.202,45	61,46	504,27	3.276,73
07/11/2019	6.817,00	866,00	5.951,00	67,00	322,89	61,46	570,92	175,37
19/11/2019	9.454,00	8.801,00	653,00	120,60	3.281,49	61,46	183,08	5.265,90
Média	6.692,68	4.303,44	2.389,23	169,73	1.604,56	61,46	327,56	2.333,59

992

Fonte: Autor, 2022

993
994 As frações de DQO filtrada e suspensas presentes no lixiviado de Marituba correspondem
995 respectivamente a 4303,44 mg/L e 2389,23 mg/L em média, ou seja, a maior parte desta matéria
996 orgânica encontra-se dissolvida no meio. A Figura 13 apresenta o gráfico da fração filtrada e
997 suspensa em porcentagem.
998



999
1000 **Figura 13.** Gráfico do fracionamento da DQO bruta (em porcentagem) em fração filtrada e suspensa no
1001 lixiviado da CPTR Marituba. Fonte: Autor, 2022.

1002
1003 A DQO filtrada foi decomposta em DQO de sulfato ($DQO_{SO_4^{2-}}$), DQO de ácidos voláteis
1004 (DQO_{AV}), DQO de metano (DQO_{CH_4}), DQO de sulfeto (DQO_{H_2S}) e DQO recalcitrante (DQO_R). A
1005 Figura 14 apresenta o fracionamento da DQO realizado de forma mais detalhada. A fração
1006 recalcitrante representa a DQO de substâncias que sofrem uma degradação muito lenta.
1007

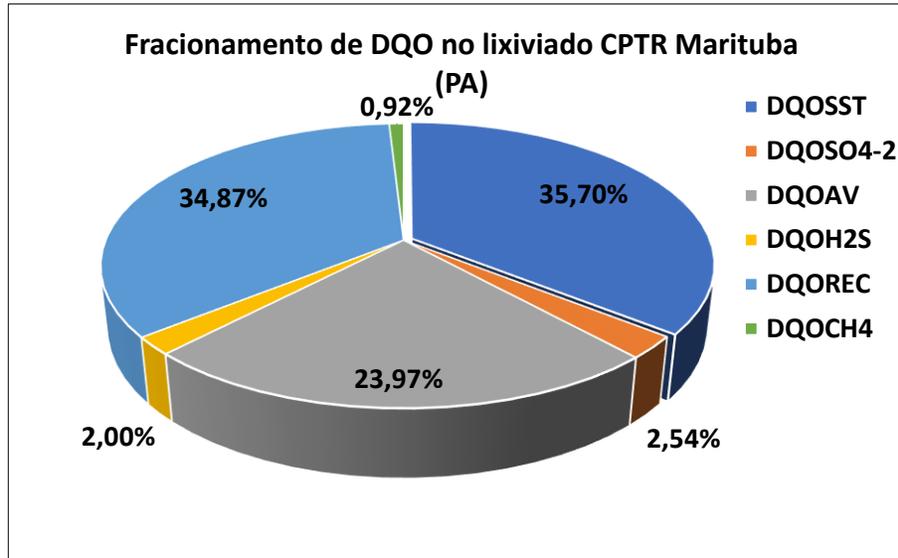


Figura 14. Fracionamento da DQO nas suas diversas frações no lixiviado da CPTR Marituba. Fonte: Autor, 2022.

Aplicação do Índice de Poluição de Lixiviado (IPL)

Os valores dos pesos de cada parâmetro (W_i) e os valores de P_i atribuídos de acordo com a concentração e a Figura 4 estão dispostos na Tabela 5, juntamente com o valor de IPL obtido a partir da Equação 18. O valor de P_i foi determinado a partir da média de cada parâmetro e, conseqüentemente, IPL foi obtido com base nesta média. Na Tabela 15 encontra-se o resultado da aplicação do IPL para os parâmetros analisados no lixiviado aqui estudado.

Tabela 15. Valores médios dos parâmetros e cálculo do IPL.

Poluente	N	Média	W_i	P_i	$W_i \cdot P_i$
pH	4,00	7,74	0,055	5	0,275
DQO _B (mg/L)	16,00	9.845,00	0,062	73	4,526
NAT (mg/L)	13,00	6.479,00	0,051	100	5,1
Cl ⁻ (mg/L)	13,00	15.985,00	0,048	100	4,8
SDT (mg/L)	6,00	23.263,00	0,05	55	2,75
Chumbo (mg/L)	3,00	0,12	0,063	6	0,378
Cobre (mg/L)	3,00	0,01	0,05	5	0,25
Ferro (mg/L)	3,00	105,41	0,044	6,5	0,286
Níquel	3,00	0,34	0,052	5	0,26
Zinco	3,00	479,00	0,056	100	5,6
Total	-	-	0,531	IPL= 45,62	

Fonte: Autor, 2022

O valor do IPL encontrado no lixiviado abordado neste estudo é considerado elevado em comparação com os valores de IPL encontrados na literatura para outros aterros no mundo. Valores encontrados por Rana, Ganguly e Gupta (2018) em três aterros localizados em Chandigarh, Mohali

1025 e Panchkula na Índia foram 26,15, 27,02 e 27,88, respectivamente. Esses valores obtidos pelos
 1026 autores são em torno de 40% inferiores ao encontrado neste estudo, o que pode ser explicado pelas
 1027 concentrações elevadas de NAT, DQO_B, cloreto e SDT presentes no mesmo e também pelos aterros
 1028 estudados pelos autores serem mais velhos e estarem mais estabilizados, apresentando valores de
 1029 pH em torno de 9,0, nitrogênio amoniacal total em torno de 1100 mg/L e relação DBO/DQO
 1030 encontrada foram inferiores a 0,1, o que indica que os aterros encontram-se na fase metanogênica,
 1031 caracterizada principalmente pela transformação da matéria orgânica facilmente biodegradável em
 1032 gás metano (RANA; GANGULY; GUPTA, 2018).

1033 A metodologia do Índice de Poluição de Lixiviado também foi aplicada em aterros
 1034 brasileiros estudados por Lins (2011) e Almeida (2017) localizados em Muribeca no Pernambuco
 1035 e em Morro do Céu no Rio de Janeiro, respectivamente. Lins (2011) apresentou resultados da
 1036 caracterização do lixiviado do aterro de Muribeca, entretanto a metodologia do IPL não foi
 1037 abordada em seu trabalho. Sendo assim, a partir dos resultados encontrados pelo autor, calculou-
 1038 se o valor do IPL de acordo com a média dos parâmetros analisados, obtendo-se um valor de 21,71.
 1039 Almeida (2017), por sua vez, calculou o valor do IPL para os anos de 2004, 2005, 2006, 2007,
 1040 2008, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2017 para o lixiviado do lixão – que já se encontra desativado –
 1041 do Morro do Céu, localizado no Rio de Janeiro, apresentando valores entre 14,29 – 17,94. Nota-se
 1042 que os valores encontrados pelos autores são bem abaixo do valor encontrado aqui neste estudo, o
 1043 que evidencia ainda mais o potencial poluidor elevado do lixiviado do aterro paraense e destaca
 1044 sua variação de características, mesmo se tratando de efluentes provenientes de um mesmo país.

1045 A Tabela 16 a seguir apresenta as características e o valor de IPL encontrado para alguns
 1046 aterros internacionais e brasileiros e suas respectivas idades.

Tabela 16. Valores médios de alguns parâmetros para lixiviados de aterros internacionais e brasileiros

Poluente	(UMAR; YUSOFF, Malásia)	AZIZ; 2010)-	(MANIMEKALA I; VIJAYALAKSH MI, 2012) – Índia	(GODWIN; OGHENEKOH WIRORO, 2016) – Nigéria	(LINS, 2011) - Brasil	(ALMEID A, 2017) - Brasil	
pH (mg/L)	8,3	7,8	7,50	8,08	5,78	8,49	8,71
SDT (mg/L)	9.693	6.900	16.428	6.341	2.330	7.725,29	-
DBO (mg/L)	358	515	5.195	313	41,2	2.128	255,9
DQO (mg/L)	1.788	1.593	25.975	1.189	103,11	3.867	990
NTK (mg/L)	1.685	612	757	317	-	-	-
NAT (mg/L)	1.380	503	565	310	38,11	1.537,29	706,2
Ferro dissolvido (mg/L)	3,6	6	63	17,77	10,217	6,73	6,22
Cobre (mg/L)	0,01	0,2	0,401	0,432	-	0,34	0,005
Níquel (mg/L)	0,1	0,2	0,812	0,449	0,215	0,20	0,080
Zinco (mg/L)	0,3	0,3	1,41	0,753	-	1,27	0,050
Chumbo (mg/L)	3	1,6	-	-	0,843	0,10	0,005
Cromo (mg/L)	0,2	0,1	0,64	0,549	3,873	0,23	0,040
Mercúrio (mg/L)	-	-	-	-	0,001	-	-

Arsênio (mg/L)	-	-	-	-	0,043	-	-
Fenóis (mg/L)	6	3	7,83	0,85	-	-	-
Cloreto (mg/L)	622	290	3.253	1.987	-	320,40	-
Cianeto (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 mL)	50	0,81 x 10 ⁴	>1.600	>1.600	-	-	-
Idade do aterro	19 anos	12 anos	-	-	6 anos	24 anos	34 anos
IPL	23,45	19,50	37,066	15,325	7,438	21,71	15,62

Fonte: Adaptado de Umar, Aziz e Yusoff, 2010; Manimekalai e Vijayalakshmi, 2012; Godwin e Oghenekohwiro, 2016; Lins, 2011; Almeida, 2017.

O IPL é um índice que possibilita fazer a comparação entre os diferentes potenciais de poluição dos lixiviados de qualquer aterro ou lixão. Entretanto, o lixiviado trata-se de uma matriz complexa e bastante variável, no qual métodos como o IPL acabam não sendo representativos da realidade de alguns aterros, como os brasileiros. Por exemplo, o valor do IPL calculado para o lixiviado do aterro de Marituba é de 45,62, na qual a somatória dos pesos (W_i) dos 10 parâmetros considerados é de 0,531. Dividindo-se o valor da somatória dos pesos pela quantidade de parâmetros analisados encontra-se o peso de 0,0531 para cada um e, calculando-se novamente o IPL, desta vez com todos os parâmetros possuindo o mesmo grau de significância, encontra-se o valor de 45,55. Comparando-se os dois índices encontra-se uma diferença de 0,16% entre eles, o que permite concluir, para este lixiviado, que os pesos atribuídos ofuscam a importância dos principais parâmetros e não representam a sua real relevância.

A Figura 15 compara os valores de IPL de acordo com a Tabela 16 e com os valores encontrados neste estudo com os pesos distintos e com os pesos iguais.

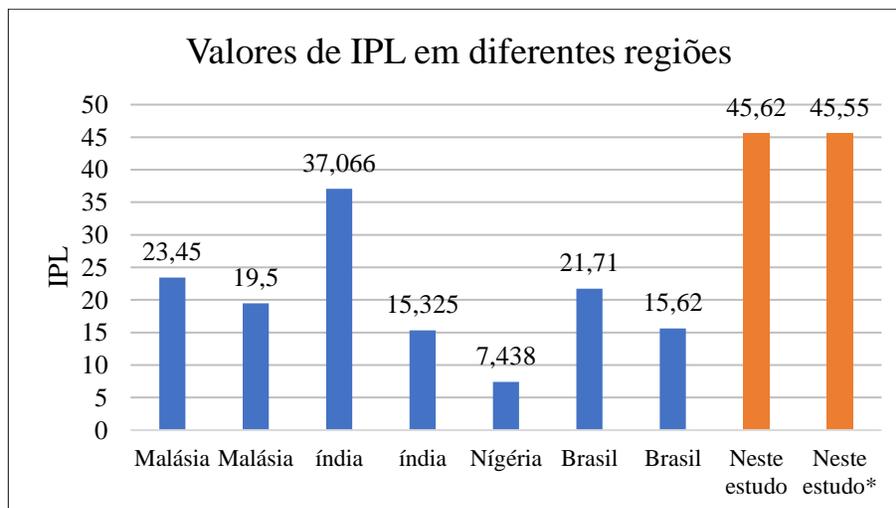


Figura 15. Valores de IPL para lixiviados de aterros de alguns países internacionais e para alguns aterros brasileiros. Fonte: Autor, 2022.

* IPL calculado com os parâmetros com o mesmo peso.

1071 Neste cenário, Almeida (2017) destaca que a metodologia do IPL proposta não é
1072 representativa para aterros brasileiros, visto que parâmetros como nitrogênio amoniacal são muito
1073 mais presentes nesses lixiviados em comparação com metais pesados como chumbo e cobre,
1074 entretanto possui uma significância igual ou menor que estes parâmetros. Sendo assim, a autora
1075 propôs um novo índice adequado para a realidade brasileira denominado de Índice de Aterros
1076 Desativados (IAD), considerando apenas os parâmetros pH, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal
1077 total, em que os seus respectivos pesos encontram-se na Tabela 17. A metodologia é semelhante
1078 ao Índice de Poluição de Lixiviado, considerando os mesmos gráficos para obtenção do valor de
1079 Pi, diferenciando-se apenas no número de parâmetros considerados e seus respectivos pesos
1080 considerados.

1081

1082 **Tabela 17. Poluentes e seus respectivos pesos considerados para o cálculo do IAD.**

Poluente	Pesos (Wi)
pH	0,15
DQO (mg/L)	0,15
NAT (mg/L)	0,55
DBO (mg/L)	0,15
Total	1,00

Fonte: Adaptado de Almeida, 2017.

1083

1084

1085 Segundo Almeida (2017), o peso considerado para o NAT é superior aos demais
1086 parâmetros, pois levou-se em consideração a dificuldade e os altos custos envolvidos no seu
1087 tratamento. Então, aplicando o novo índice em seu estudo, Almeida (2017) obteve um valor 34,60
1088 para o ano de 2011 e entre 50,95 – 62,70 para os demais anos. A autora observa que o valores de
1089 IAD encontrados, em comparação com os valores de IPL, chegou a quadruplicar em alguns anos,
1090 o que questiona a representatividade do IPL para aterros brasileiros. O IAD pode ser calculado a
1091 partir da Equação 19.

1092

$$1093 \quad IAD = \sum_{i=1}^n w_i p_i$$

Equação (19)

1094

1095 Entretanto, sob a condição de não possuir todos os 4 parâmetros em questão, utiliza-se a
1096 Equação 20 para o cálculo do IAD.

1097

$$1098 \quad IAD = \frac{\sum_{i=1}^n w_i p_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Equação (20)

1099

1100 Desta forma, por se tratar de um índice mais adaptado à realidade brasileira, aplicou-se o
1101 IAD no lixiviado aqui estudado. Como não há conhecimento sobre o valor da DBO do lixiviado
1102 do aterro de Marituba, utilizou-se a Equação 20 para o cálculo do IAD, onde os parâmetros
1103 considerados foram NAT, DQO e pH, com um peso somado de 0,85. Então, o valor de IAD
1104 calculado foi de 78,47, 72% maior que o valor do IPL que foi calculado com os pesos distintos de
1105 cada parâmetro. Na Figura 16 encontra-se os valores de IPL e IAD para lixiviados de aterros
1106 brasileiros.

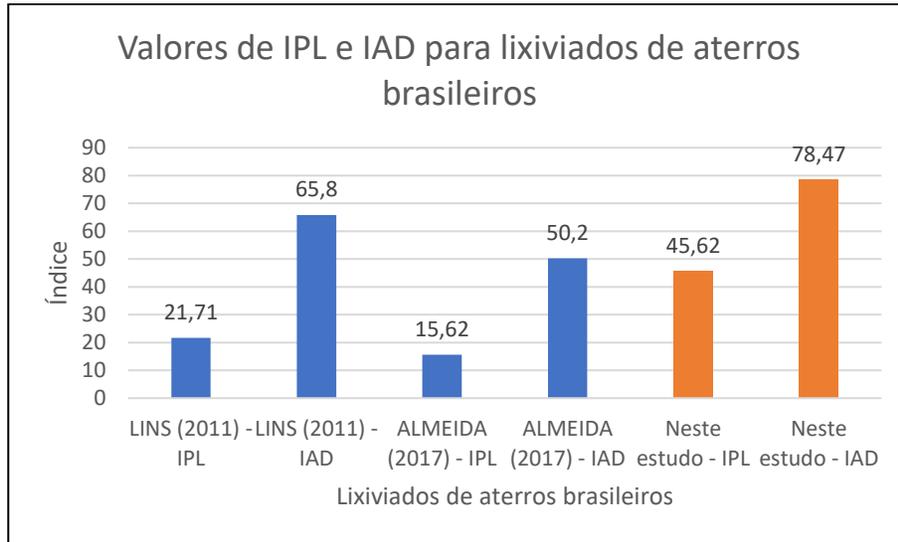


Figura 16 - Valores de IPL e IAD para lixiviados de aterros brasileiros. Fonte: Lins, 2011; Almeida, 2017.

Entretanto, necessita-se fazer algumas ressalvas sobre o IAD, visto que este índice não engloba parâmetros que apresentaram algum destaque no lixiviado deste estudo como, por exemplo, o STD e cloretos que, por sua vez, também apresentaram valores significativos nos estudos apresentados pelos autores nacionais e internacionais, conforme já visto na Tabela 16. Além disso, o IAD foi desenvolvido para um aterro que já se encontra desativado, aplicável para o caso do aterro do Morro do céu, ou seja, os parâmetros não considerados apresentam valores baixos e estão em decaimento.

Vale ressaltar que outros autores apresentaram valores consideráveis para STD e Cloreto, como Bhalla, Saini e Jha, (2014), que registraram valores de 6563 mg/L para STD e 1836 mg/L para o cloreto, e De *et al.* (2016) que registraram valores de 10014,17 mg/L para o STD e 4050,73 mg/L para o cloreto. Sendo assim, para um aterro que ainda está em operação, estes parâmetros não devem ser desconsiderados.

Porém, como já discutido, a fração orgânica é uma parte fundamental dos lixiviados de aterros brasileiros por se encontrar presente em grande quantidade, como apresentado por Silva *et al* (2022) para os municípios de Belém, Ananindeua e Marituba, que possuem média de 48% de fração orgânica nos seus resíduos sólidos gerados. O destaque da fração orgânica fica por conta do NAT, que mesmo em pequenas concentrações oferece risco à saúde do meio ambiente. O IPL proposto por Kumar e Alappat (2005) não oferece a importância que a parte orgânica, e principalmente o NAT, demandam para obtenção do potencial poluidor de lixiviados de aterros brasileiros. Desta forma, o IAD oferece uma representatividade maior em termos de potencial poluidor que o IPL.

Neste contexto, considerando algumas ressalvas, pode-se concluir que o IAD é mais representativo para os lixiviados de aterros brasileiros que o IPL, por atribuir mais importância à parâmetros que representam a matéria orgânica como DQO e NAT.

1136 **Considerações Finais**

1137 Com base nos resultados do presente capítulo foram obtidas as seguintes conclusões
1138 principais:

- 1139 • A caracterização do lixiviado da CPTR Marituba foi analisada de forma quantitativa
1140 e qualitativa. Quantitativamente, o comportamento do lixiviado está fortemente
1141 correlacionado com a pluviosidade da região, entretanto o período chuvoso de 2018
1142 apresentou uma média inferior ao período seco do mesmo ano. Porém, tal fato é
1143 explicado pela capacidade de tratamento da ETL da CPTR Marituba.
- 1144 • Nos primeiros meses de 2018, que compõem o período chuvoso deste ano,
1145 operavam apenas três unidades de OR na ETL, com uma capacidade somada de 360
1146 m³/d. Já o período seco de 2018 contou com o incremento de mais duas unidades de
1147 OR, aumentando a capacidade de tratamento da ETL para 760 m³/d. Além disso, o
1148 aterro estava em plena operação, expandindo sua área de disposição de resíduos, o
1149 que afeta diretamente a quantidade de lixiviado gerada.
- 1150 • Já o período chuvoso e seco de 2019 tiveram uma diferença menor em comparação
1151 com o ano anterior e contaram com o incremento de mais duas unidades de OR,
1152 aumentando a capacidade da ETL para 1160 m³/d. Desta forma, as vazões de entrada
1153 de lixiviado aumentaram consideravelmente em comparação com o ano anterior.
- 1154 • A partir da correlação de Pearson aplicada para os dados de vazão de entrada de
1155 lixiviado e pluviosidade e taxa de recebimento de resíduos sólidos, conclui-se que a
1156 vazão de entrada está diretamente correlacionada com a pluviosidade, apresentando
1157 forte correlação entre as duas variáveis. Entretanto, em função da taxa de
1158 recebimento de resíduos possuir baixa variação, o resultado da Correlação de
1159 Pearson apresentou baixo coeficiente de correlação com a vazão de entrada.
- 1160 • A caracterização físico-química apresentou um lixiviado com elevadas
1161 concentrações de ferro e zinco, sendo explicado pelo solo da região e pela falta de
1162 implementação de coleta seletiva na CPTR Marituba. O dendrograma gerado
1163 apresentou uma forte similaridade dos dados de ferro com manganês e chumbo com
1164 níquel.
- 1165 • O fracionamento de nitrogênio amoniacal apresentou um lixiviado com altas taxas
1166 de amônia livre, correspondendo a um alto potencial poluidor. Além disso,
1167 caracteriza-se como um lixiviado com elevado potencial de incrustação, visto que
1168 os valores de alcalinidade total encontrados são muito superiores aos relatados por
1169 autores para outros lixiviado brasileiros.
- 1170 • O fracionamento do sulfeto realizado caracterizou como um lixiviado não
1171 apropriado para ser tratado de forma biológica, visto que a concentração de gás
1172 sulfídrico presente é tóxica para as bactérias que realizam o tratamento. Já em
1173 relação ao fracionamento da DQO, a maior parte está presente de forma filtrada que,
1174 por sua vez, se dividiu em suas frações correspondentes a sulfato, ácidos voláteis,
1175 sulfeto, metano e uma fração recalcitrante.

- 1176
1177
1178
1179
1180
1181
1182
1183
1184
1185
1186
1187
1188
1189
1190
1191
1192
1193
1194
1195
1196
1197
- Grande parte da DQO filtrada está presente em sua forma recalcitrante, onde refere-se à compostos que não são de fácil biodegradabilidade, inviabilizando ainda mais a aplicação de soluções de tratamento de forma biológica.
 - Com estas características, métodos de tratamentos biológicos não são eficazes para tratar este efluente, sendo necessário aplicação de técnicas avançadas como osmose reversa (que atualmente opera no aterro sanitário) e processos oxidativos avançados à base de ozônio.
 - O valor de IPL encontrado para este estudo está acima dos valores encontrados para os lixiviados de outros países e para lixiviados brasileiros, indicando que o lixiviado da CPTR de Marituba possui um potencial poluidor superior aos mesmos. Entretanto, técnicas de tratamento baseados em princípios físico-químicos devem funcionar bem para realizar um pré-tratamento antes de passar por um tratamento com OR ou ozônio.
 - No entanto, notou-se que tal metodologia não é a mais adequada para avaliação do potencial poluidor de um lixiviado brasileiro, aplicando-se então o IAD, desenvolvido para um aterro desativado brasileiro, mas que dá uma importância maior para parâmetros que representem a fração orgânica, visto que é uma característica fortemente presente em lixiviados brasileiros. Desta forma, a aplicação do IAD, com algumas ressalvas, demonstrou ser uma metodologia mais adequada para avaliar o potencial poluidor do lixiviado brasileiro quando comparado com o IPL.



1198 **CAPÍTULO II: AVALIAÇÃO QUANTITATIVA E QUALITATIVA DO PERMEADO**
1199 **GERADO EM OSMOSE REVERSA A PARTIR DO LIXIVIADO BRUTO**
1200 **PROVENIENTE DE ATERRO SANITÁRIO**
1201
1202

1203 *CHAPTER II: QUANTITATIVE AND QUALITATIVE ASSESSMENT OF THE PERMEATE*
1204 *GENERATED IN REVERSE OSMOSIS FROM GROSS LEACH FROM A SANITARY LANDFILE*
1205

1206
1207
1208 **Filipe Castro Pereira**²
1209

1210 **Abstract**

1211 *Sanitary landfills are widely used as a solid waste disposal method in many countries and in them the generation of*
1212 *leachate. Among the treatment alternatives for this leachate is Reverse Osmosis (RO). Therefore, this work aims to*
1213 *monitor the physicochemical parameters of the leachate treated (or permeated) by six RO's in the CPTR of Marituba*
1214 *located in Marituba/PA, evaluating their performances, as well as qualitatively and quantitatively comparing the*
1215 *leachate treated by the units of two and three stages. The characterization was divided into two stages throughout*
1216 *2019, where the first stage involved 6 physical-chemical parameters, while the second involved 23, in addition to the*
1217 *unit flows. Data treatment for the two phases involved descriptive statistics, normality test, Kruskal-Wallis test,*
1218 *evaluation of attendance percentage and calculation of removal efficiency. For both phases, the permeate from the*
1219 *units attested to quality below expectations, with a low percentage of compliance for CE, TU, STD, CA, NAT, Ptotal*
1220 *and CL- parameters, in addition to attesting removal efficiency below expectations for SO₄⁻² and TU. Furthermore,*
1221 *the Kruskal-wallis test statistically found that the quality of the permeate generated by both OR groups are different.*
1222 *From the results it is concluded that no group of units presented a 100% desirable performance, being recommended*
1223 *the implementation of a more efficient pre-treatment, accompanied by a continuous monitoring of the units to perform*
1224 *necessary adjustments and maintenance.*

1225 **Keywords:**

²Universidade Federal do Pará (UFPA).



1226 **Resumo**

1227 Os aterros sanitários são largamente utilizados como método de disposição de resíduos sólidos em muitos países e
1228 neles ocorre a geração do lixiviado. Entre as alternativas de tratamento para este lixiviado tem-se a Osmose Reversa
1229 (OR). Sendo assim, este trabalho tem por objetivo monitorar os parâmetros físico-químicos do lixiviado tratado (ou
1230 permeado) por seis OR's na CPTR de Marituba localizada em Marituba/PA, avaliando seus desempenhos, bem como
1231 comparar qualiquantitativamente o lixiviado tratado pelas unidades de dois e três estágios. A caracterização foi dividida
1232 em duas etapas ao longo do ano de 2019, onde a primeira etapa envolveu 6 parâmetros físico-químicos, enquanto a
1233 segunda envolveu 23, além das vazões das unidades. O tratamento dos dados para as duas fases envolveu estatística
1234 descritiva, teste de normalidade, teste de Kruskal-Wallis, avaliação do percentual de atendimento e cálculo de
1235 eficiência de remoção. Para ambas as fases, o permeado das unidades atestou qualidade abaixo do esperado,
1236 apresentando percentual de atendimento baixo para parâmetros CE, TU, STD, CA, NAT, Ptotal e CL^- , além de atestar
1237 eficiência de remoção abaixo do esperado para SO_4^{-2} e TU. Além disso, o teste de Kruskal-wallis constatou
1238 estatisticamente que a qualidade do permeado gerado por ambos os grupos de OR são diferentes. A partir dos resultados
1239 conclui-se que nenhum grupo de unidades apresentou desempenho 100% desejável, sendo recomendado
1240 implementação de um pré-tratamento mais eficiente, acompanhado de um monitoramento contínuo das unidades para
1241 execução de ajustes e manutenções necessárias.

1242 **Palavras-chave:** Aterro sanitário, Lixiviado, Osmose Reversa.

1243

1244

1245 **Introdução**

1246 Os aterros sanitários são largamente utilizados como método de disposição de resíduos
1247 sólidos em muitos países por se tratar de um tratamento economicamente viável (CALABRÒ *et*
1248 *al.*, 2018). Nos aterros sanitários ocorre a geração do percolado ou lixiviado, a partir do contato
1249 dos resíduos com a umidade, no qual sua composição química e microbiológica é complexa e
1250 variável pois está ligada ao tipo de resíduo descartado, às condições climáticas e geológicas do
1251 local, à forma de operação do aterro e à dinâmica do processo de decomposição que ocorre dentro
1252 da célula (KAMARUDDIN *et al.*, 2017).

1253 Destinar um tratamento adequado para este lixiviado passa pelos perigos ambientais que
1254 este efluente apresenta, visto que possui elevadas concentrações de substâncias como sais
1255 inorgânicos, metais pesados, compostos xenobióticos, microrganismos, etc. (MORELLO *et al.*,
1256 2016). Desta forma, o tratamento do lixiviado é um grande desafio no que tange à gestão dos aterros
1257 sanitários, dada a sua grande quantidade e composição (GAO *et al.*, 2015).

1258 Aterros mais jovens possuem grande quantidade de substâncias de fácil biodegradabilidade,
1259 que são rapidamente decompostas e transformadas em ácidos graxos voláteis, o que torna o pH do
1260 lixiviado gerado mais ácido e o valor de DBO e DQO são mais elevados nesta fase e a relação
1261 DBO/DQO é mais elevada. Porém, com o amadurecimento do aterro, os ácidos graxos são
1262 convertidos em gás carbônico e metano, e caracteriza esta fase como metanogênica, havendo uma
1263 queda nos valores de DBO, DQO e na relação entre elas, visto que a matéria facilmente
1264 biodegradável vai diminuindo, restando apenas a matéria recalcitrante (GAO *et al.*, 2015).

1265 Os tratamentos de natureza biológica e físico-química, sozinhos, não apresentam eficiências
1266 elevadas na remoção dos poluentes encontrados no lixiviado (LABIADH *et al.*, 2016). Processos
1267 biológicos são efetivos para remoção de substâncias orgânicas de fácil biodegradabilidade, sólidos
1268 suspensos e nutrientes, entretanto, para remoção da matéria recalcitrante, processos de separação
1269 por membranas são necessários (LABIADH *et al.*, 2016; THEEPHARAKSAPAN *et al.*, 2011).

1270 Os processos de separação por membrana se dividem em microfiltração, ultrafiltração,
1271 nanofiltração e osmose reversa (OR), no qual as principais diferenças entre os processos são o
1272 tamanho dos poros das membranas, a pressão de operação aplicada e as taxas de remoção (DA
1273 COSTA, 2015).

1274 Entre as tecnologias de membranas, a que mais se destaca para o tratamento do lixiviado é
1275 a Osmose Reversa (OR), pois é um dos métodos mais utilizados nos últimos anos. A OR é
1276 considerada altamente eficaz na remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos do lixiviado,
1277 porém, assim como qualquer tecnologia, seu uso pode estar associado à algumas dificuldades
1278 (ANNA TAŁAŁAJ; BARTKOWSKA; BIEDKA, 2021). Entre tais dificuldades que a OR pode
1279 apresentar, a mais comum é a incrustação das membranas (*fouling*), que se caracteriza por depósitos
1280 indesejados na superfície ou dentro dos poros da membrana, ocasionando diminuição no fluxo de
1281 permeação (JIANG; LI; LADEWIG, 2017).

1282 Diferentemente dos outros processos de filtração, cujo a retenção das partículas se dá
1283 quando o seu tamanho é maior do que a dimensão dos poros no meio filtrante, na OR a retenção
1284 ocorre por meio da inversão do fenômeno de osmose, exercendo uma pressão de operação
1285 suficientemente grande para tal, sendo possível assim a remoção não só de partículas suspensas no
1286 lixiviado, mas também dos poluentes solubilizados. Os sistemas de tratamento por OR, de maneira
1287 geral, são compostos por dois ou três estágios de membrana, de modo a aumentar a eficiência do

1288 tratamento, onde no primeiro estágio fica retida grande parte dos poluentes e os outros estágios
1289 assumem a função de polimento do permeado (DA COSTA, 2015).

1290 Os sistemas de OR para tratamento podem operar de forma perpendicular ou tangencial,
1291 onde o primeiro conta com uma corrente de alimentação e de permeado e o último possui, além
1292 disso, uma corrente de concentrado para cada estágio do tratamento. Entretanto, os sistemas
1293 tangenciais são mais indicados para tratamento de lixiviado bruto de aterro sanitário, visto que são
1294 efluentes com cargas poluidoras elevadas e podem causar incrustação nas membranas, algo que é
1295 mais difícil de ocorrer em sistemas tangenciais (HOWE *et al.*, 2016).

1296 De acordo com Howe *et al.* (2016), o sistema de OR trabalha sob pressão – a pressão de
1297 operação varia entre 8 e 19 bar – e um pouco da água pressurizada passa através da membrana e
1298 denomina-se permeado, de forma que, de acordo com a passagem do fluxo, os solutos vão sendo
1299 removidos e a corrente de alimentação se torna mais concentrada. O permeado sai
1300 aproximadamente na pressão atmosférica e o restante da água, na qual denomina-se de
1301 concentrado, sai na outra extremidade do vaso de pressão aproximadamente à pressão de
1302 alimentação.

1303 O Brasil conta com alguns aterros sanitários que tratam o lixiviado produzido por sistema
1304 de OR, que são os casos dos aterros de Santa Maria e Giruá localizados no Rio Grande do Sul e
1305 também no Pará, no qual o último será foco deste trabalho.

1306 Diante de tais informações, este trabalho busca monitorar os parâmetros físico-químicos do
1307 permeado, também chamado de lixiviado tratado, de cada unidade de OR presente no aterro
1308 sanitário de Marituba e analisar o seu desempenho de tratamento de acordo com os limites
1309 encontrados na legislação e literatura técnica, bem como comparar a qualidade do permeado
1310 produzido por grupos diferentes de OR (dois e três estágios) e constatar suas eficiências de
1311 remoção, além de analisar o fluxo de vazão de entrada, saída e de concentrado gerado por cada
1312 unidade de OR e propor medidas que contribuam para o aprimoramento do sistema de tratamento
1313 do lixiviado.

1314
1315

1316 **Metodologia**

1317 A metodologia utilizada neste trabalho foi baseada na caracterização da área de estudo e
1318 monitoramento das características do permeado da unidade de osmose reversa do aterro de
1319 Marituba. O tipo de pesquisa utilizado é experimental, quali-quantitativa, de caráter explicativo e
1320 campal.

1321 O município de Marituba, localizado no estado do Pará, região norte do Brasil, possui um
1322 aterro sanitário para o tratamento dos resíduos gerados no município, como também dos resíduos
1323 provindos dos municípios vizinhos de Ananindeua e Belém. A Central de Tratamento e
1324 Processamento de Resíduos (CTPR) de Marituba, além de tratar os resíduos sólidos urbanos, possui
1325 um sistema de tratamento para o biogás gerado a partir da decomposição dos resíduos e um sistema
1326 de tratamento para o lixiviado produzido, onde o último é tratado com sistema de osmose reversa
1327 que, atualmente, comporta sete unidades ou máquinas com quatro fabricantes diferentes, onde três
1328 correspondem a unidades que possuem dois estágios de filtração, enquanto as outras possuem três
1329 estágios. Entretanto, vale ressaltar que uma unidade não foi englobada na pesquisa visto que sua
1330 operação começou recentemente, fora do período levantamento de campo.



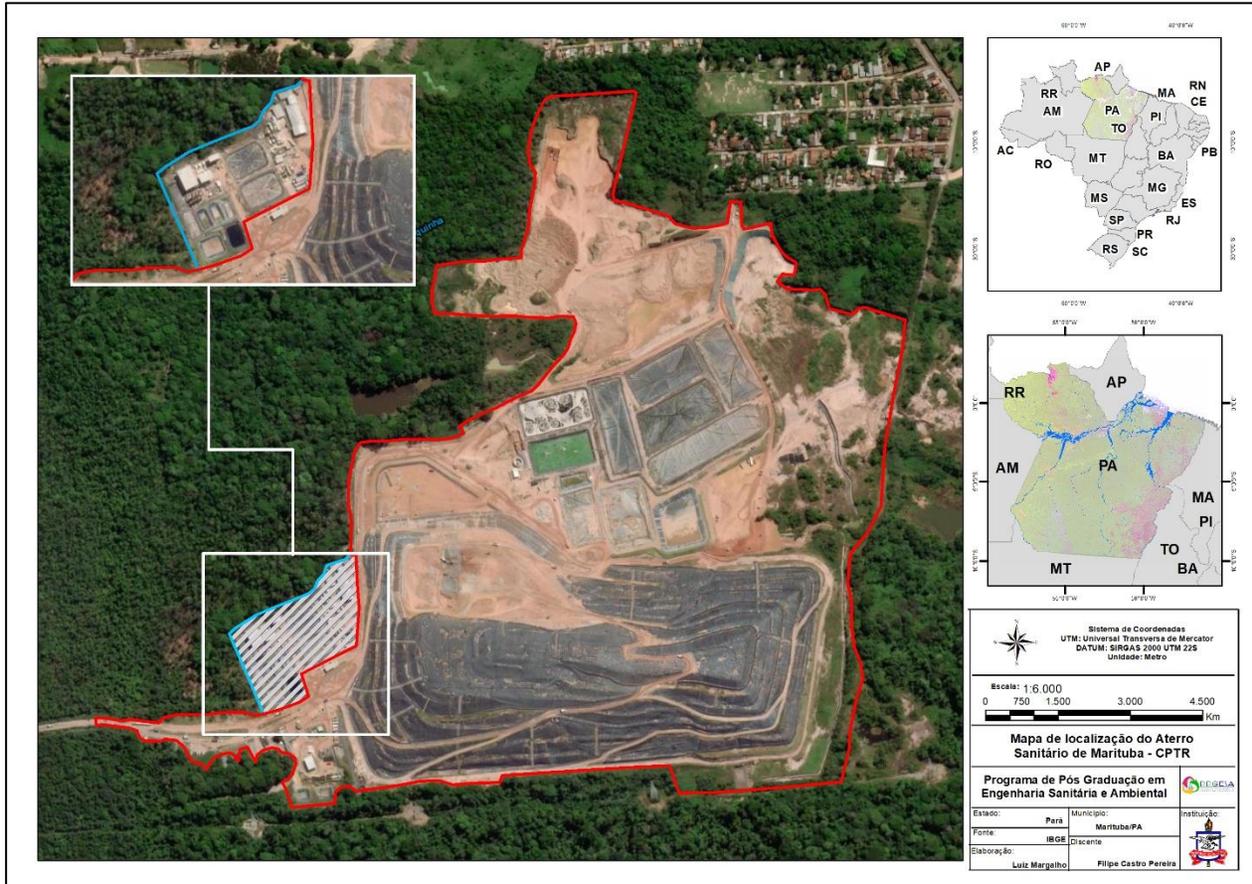
1331

1332 Caracterização da área de estudo

1333 A área de estudo envolve os municípios de Ananindeua, Belém e Marituba que integram a
1334 região metropolitana de Belém (RMB) e cuja área de abrangência desses é de 1.353,261 km², e na
1335 qual reside aproximadamente 1.973.625 hab (BRASIL, 2021), resultando numa densidade de
1336 1.458,42 hab./km² (IBGE,2019). Em função do desenvolvimento urbano desses municípios, o
1337 gerenciamento de resíduos sólidos domésticos tem como destinação final a Central de
1338 Processamento e Tratamento de Resíduos (CPTR) situada no município de Marituba (PA), nas
1339 coordenadas geográficas 1°23'48,60" S e 48°20'12,58" O, com acesso por via terrestre pelo km 04
1340 da Alça Viária, PA 483, distante aproximadamente 4,0 km da Rodovia BR 316, ocupando área de
1341 aproximadamente 52 hectares (Figura 17).

1342 Essa CPTR realiza o processamento e tratamento de resíduos de classe II (inertes e não
1343 inertes) e cuja infraestrutura é integrada pelas seguintes unidades e instalações principais: unidades
1344 de apoio (guarita, portaria, balança, oficina, estacionamento, etc.), unidade administrativa, sistema
1345 de tratamento do lixiviado (Parque de Osmose Reversa), sistema de drenagem de águas pluviais,
1346 sistema de drenagem e tratamento dos gases, aterro sanitário (AS) com células de disposição de
1347 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), pátio de equipamentos e máquinas de operação, equipamentos
1348 de combate a incêndio e unidade de triagem de RSU.

1349 O parque de osmose reversa, área de estudo deste trabalho, localiza-se no aterro sanitário e
1350 possui uma área aproximada de 1700m². A Figura 17 apresenta o mapa de localização do aterro
1351 sanitário e das unidades de osmose presentes no mesmo.



1352
1353 **Figura 17. Mapa de localização do aterro sanitário de Marituba. Fonte: Autor, 2022.**

1354
1355 *Procedimento de caracterização*

1356 A execução das etapas de investigação das unidades de OR deu-se em duas etapas, onde a
1357 primeira envolveu um monitoramento preliminar com um levantamento de dados de 6 (seis)
1358 parâmetros e com duração entre os meses de março a junho 2019. A segunda fase envolveu uma
1359 caracterização físico-química mais detalhada com monitoramento de 23 (vinte e três) parâmetros,
1360 com duração entre os meses de julho e dezembro de 2019. Em ambas as fases a frequência do
1361 monitoramento realizado foi semanal.

1362 Na primeira fase foram levantadas observações referentes aos parâmetros condutividade
1363 elétrica, pH, temperatura, cor aparente, turbidez e sólidos totais dissolvidos e foi aplicado
1364 amostragem simples; na segunda fase aplicou-se uma amostragem composta e os parâmetros
1365 analisados foram os mesmos da primeira fase com o acréscimo da DQO filtrada, nitrogênio
1366 amoniacal total, sulfeto, fósforo total, alcalinidade total, cloreto, sulfato, sólidos dissolvidos fixos
1367 e voláteis, bário, cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês, níquel e zinco. Na segunda fase também
1368 foram levantados junto à empresa que opera o aterro dados referentes as vazões de alimentação, de
1369 permeado e de concentrado de cada unidade de OR no período de março de 2018 a dezembro de
1370 2019 (MENDONÇA *et al*, 2021).

1371 O Aterro sanitário possui atualmente sete unidades de osmose reversa funcionando, onde
1372 todas funcionam diariamente e passam por processos de limpeza com ácido para desobstrução das
1373 membranas semanalmente, como foi observado em campo. Com a finalidade de avaliação e
1374 comparação, tais unidades foram divididas em dois grupos, onde o Grupo 1 corresponde as OR de
1375 dois estágios e o Grupo 2 corresponde as de três estágios.

1376 Ressaltando que a unidade de OR 5 não entrou na pesquisa, visto que, apesar da sua
1377 operação ter sido iniciada durante a etapa de coleta de dados, seu funcionamento ocorreu em
1378 momentos pontuais. Sendo assim, encontra-se na Tabela 18 a capacidade e número de estágios de
1379 cada unidade presentes no Aterro sanitário abordada neste trabalho.

1380
1381 **Tabela 18. Vazão (m³/h), número de estágios e tipo de fluxo das unidades de osmose reversa do aterro sanitário**

Grupo	Unidade	Vazão (m ³ /d)	Número de estágios	Tipo de fluxo
1	OR1	120	2	Horizontal
	OR2	120	2	Horizontal
	OR3	120	2	Vertical
2	OR4	120	3	Horizontal
	OR6	200	3	Horizontal
	OR7	200	3	Horizontal

1382 *Fonte: Autor, 2022*

1383
1384 O permeado gerado é armazenado em quatro lagoas devidamente revestidas com
1385 membranas de PEAD para evitar o contato direto com o solo. O concentrado (rejeito gerado em
1386 cada unidade de OR) também é armazenado em uma lagoa com as mesmas características. Além
1387 disso, cada unidade de osmose conta com uma torre de *air stripping*, para remoção de compostos
1388 voláteis antes do permeado ser direcionado para as lagoas. O permeado tratado, por sua vez, é
1389 utilizado para fazer o controle de poeira na área da CPTR Marituba.

1390 Na Figura 18 encontra-se o protocolo de caracterização desenvolvido para o permeado das
1391 unidades de OR e suas respectivas vazões.

1392

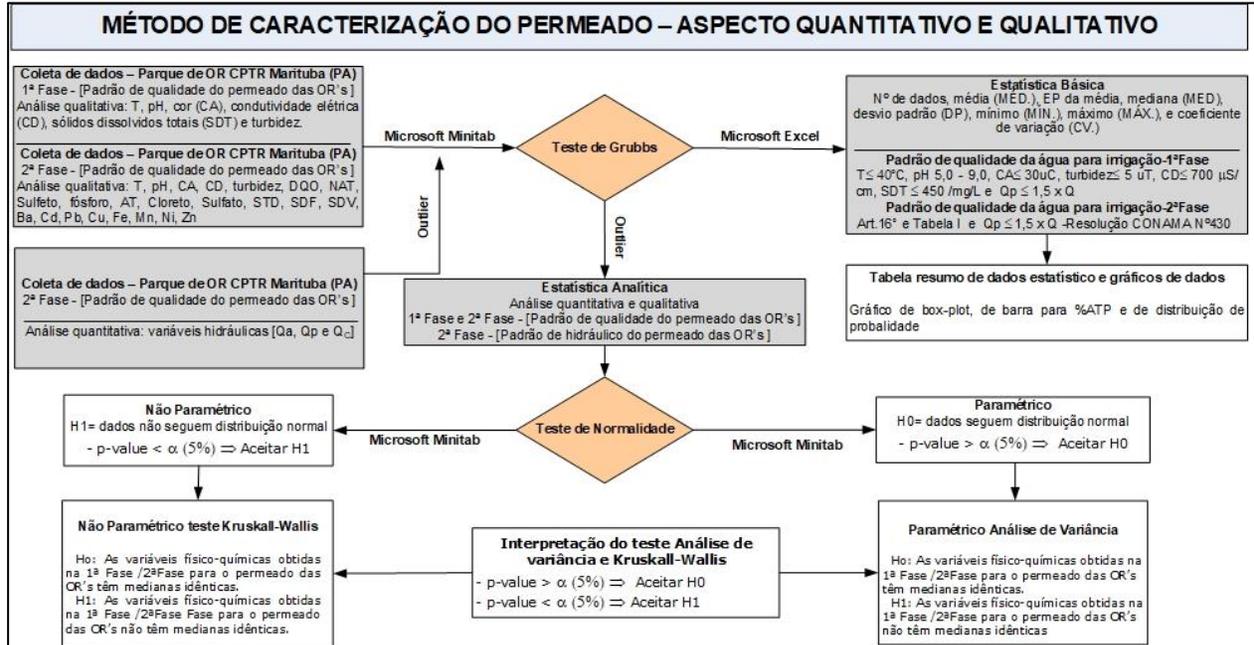


Figura 18. Fluxograma do protocolo de caracterização do permeado das unidades de OR. Fonte: Autor, 2022.

A seguir encontra-se o detalhamento da metodologia aplicada em campo e a metodologia de tratamento de dados aplicada em cada fase de monitoramento.

Amostragem, coleta e preservação das amostras: Monitoramento físico-químico do permeado

A primeira fase do monitoramento das seis unidades de osmose reversa do aterro sanitário começou pela caracterização do permeado produzido nas unidades de tratamento. Essa caracterização foi feita uma vez por semana, iniciando-se dia 27/03/2019 e término no dia 31/06/2019, gerando no final um total de quinze campanhas de monitoramento. As variáveis monitoradas durante as campanhas foram: condutividade elétrica (CE), pH, temperatura (T), cor aparente (CA), turbidez (TU) e sólidos totais dissolvidos (STD), onde o último era obtido a partir do valor da condutividade das amostras. Para tal, foram utilizados em campo os equipamentos, materiais e EPI's encontrados no Quadro 1.

Quadro 1. Material, equipamentos e EPI's envolvidos no monitoramento das unidades de OR.

Equipamento de campo	Medidor multiparâmetro AK88 AKSO (pH, CE, T e OD); Turbidímetro digital TU430 AKSO; Colorímetro portátil HI727 Hanna.
Material de campo	Guarda sol de 250 cm com manivela Mesa de plástico e metal dobrável para apoio dos equipamentos; Prancheta A4 Mdf com prendedor de plástico; Ficha para anotações das medições Frasco em vidro boro silicato incolor de boca larga com dispensador antigotas e tampa rosqueável antivazamento de 250 mL;

	Água deionizada para limpeza dos eletrodos e cubetas de análise; Pisseta de polietileno de 250 mL para armazenamento de água deionizada
EPI's	Luvas de procedimento látex; Colete de proteção refletivo laranja; Botas Bracol de PVC cano longo;

Fonte: Autor, 2022

1410
1411
1412
1413
1414
1415
1416
1417
1418
1419
1420
1421
1422
1423
1424
1425
1426
1427
1428
1429
1430
1431
1432
1433
1434
1435

O colorímetro Checker da Hanna possui faixa de medição entre 5 e 500 unidades de platina cobalto (Pt/Co) com exatidão de ± 10 Pt/Co + 5% da leitura, o turbidímetro TU 430 da AKSO possui faixa de medição entre 0 e 1000 unidades nefelométricas de turbidez (UNT) com $\pm 0,09$ UNT + 5% da leitura, o medidor multiparâmetro AK88 da AKSO possui faixa de medição para pH entre 2,00 e 12,00 pH com exatidão de $\pm 0,1$ pH, 0,0 a 69,9 mS/cm para condutividade com exatidão de 1%FS + 1 dígito, 0 a 60 °C para temperatura com exatidão $\pm 0,5$ °C.

Para a realização da caracterização foram feitas coletas simples de quinze em quinze minutos do permeado de cada unidade, no período de 09:00 às 13:00. Este tempo estipulado é o tempo mínimo necessário para realização da caracterização de cada amostra entre uma coleta e outra. Foi elaborado uma ficha de campo para o registro de cada valor de parâmetro para cada unidade de osmose referente a cada horário de coleta.

Alguns fatores, às vezes, inviabilizavam a amostragem como manobras para reabastecimento de ácido utilizado nas unidades para limpeza, tempo chuvoso, unidade parada no dia da coleta, bem como outros imprevistos.

A segunda fase do monitoramento do permeado das OR começou em julho de 2019 e se estendeu até dezembro do mesmo ano. A metodologia em relação a primeira fase foi semelhante, entretanto, nesta fase, foi realizada uma amostragem composta de quinze em quinze minutos com o permeado referente a cada unidade, gerando total de 17 campanhas ao final deste período. Os parâmetros pH, temperatura e condutividade elétrica do permeado foram analisados para cada amostra simples coletada no referido tempo e no final tirou-se a média aritmética para representar os mesmos na amostra composta. Os demais parâmetros foram analisados no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas (LAMAG), localizado na Universidade Federal do Pará (UFPA), a partir das amostras compostas (Figura 19) para o permeado de cada OR.



1436
1437 **Figura 19. Amostras compostas do permeado das unidades de osmose reversa. Fonte: Autor, 2022.**
1438

1439 O transporte das amostras seguiu recomendação do *Standard Methods* – 23^a ed.
1440 (*AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA*, 2017), sendo resfriada a temperatura
1441 $<4^{\circ}\text{C}$ sem, contanto, que a amostra congele. A Figura 20 é a aferição da temperatura externa dos
1442 frascos de coleta, para que haja a conservação da amostra. Os materiais e equipamentos utilizados
1443 em campo foram os mesmos da primeira fase, com a inclusão da caixa térmica para o transporte
1444 das amostras.
1445



1446
1447 **Figura 20. Temperatura de conservação das amostras para transporte. Fonte: Autor, 2022.**

1448
1449
1450
1451
1452
1453

No Quadro 2 encontram-se os métodos e procedimentos aplicados na análise dos parâmetros da segunda fase. A maioria das determinações foi realizada de acordo com o Standard Methods (*AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, 2017*) no LAMAG.

Quadro 2. Métodos e procedimentos aplicados na determinação dos parâmetros

Parâmetros	Unidade	Procedimento
Temperatura (T)	°C	SM 2550 B (23 ^a ed.)
pH	-	SM 4500 H+ B (23 ^a ed.)
Condutividade Elétrica (CE)	uS/cm	SM 2510 B (23 ^a ed.)
Cor Aparente (CA)	Pt-Co	SM 2120 C (23 ^a ed.)
Turbidez (TU)	NTU	SM 2130 B (23 ^a ed.)
DQO	mg/L	SM 5220 D (23 ^a ed.)
Nitrogênio amoniacal (NAT)	mg/L	SM 4500-NH3 B, C (23 ^a ed.)
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg/L	HACH 8051
Sulfeto (S ²⁻)	mg/L	HACH 8131
Fósforo total (Ptotal)	mg/L	HACH 8190
Alcalinidade total (AT)	mg/L de CaCO ₃	SM 2320 B (23 ^a ed.)
Cloreto (Cl ⁻)	mg/L	SM 4500 Cl B (23 ^a ed.)
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	mg/L	SM 2540 B e C (23 ^a ed.)
Sólidos dissolvidos fixos (SDF)	mg/L	SM 2540 B e C (23 ^a ed.)
Sólidos dissolvidos voláteis (SDV)	mg/L	SM 2540 B e C (23 ^a ed.)
Bário (Ba)	mg/L	SMWW 3111 D (23 ^a ed.)
Cádmio (Cd)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)
Chumbo (Pb)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)
Cobre (Cu)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)
Ferro (Fe)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)
Manganês (Mn)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)
Níquel (Ni)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)
Zinco (Zn)	mg/L	SMWW 3111 B (23 ^a ed.)

Fonte: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA, 2017

1454
1455
1456
1457
1458
1459
1460
1461
1462
1463

Assim como na primeira fase, as coletas se iniciavam às 09:00 horas e com término às 13:00 horas. Alguns dos obstáculos encontrados durante a primeira fase foram evidenciados na segunda, impossibilitando a coleta e a amostragem do permeado.

Os dados de vazões de cada unidade de OR foram fornecidos pela empresa que opera o aterro sanitário (MENDONÇA *et al*, 2021). O tratamento de dados foi realizado com o auxílio dos softwares Excel 2016 e Minitab 2018.

A seguir (**Figura 21**) apresenta-se o esquema do tratamento por osmose reversa disposto na CPTR Marituba e após encontra-se a metodologia de tratamento de dados aplicada em cada fase.

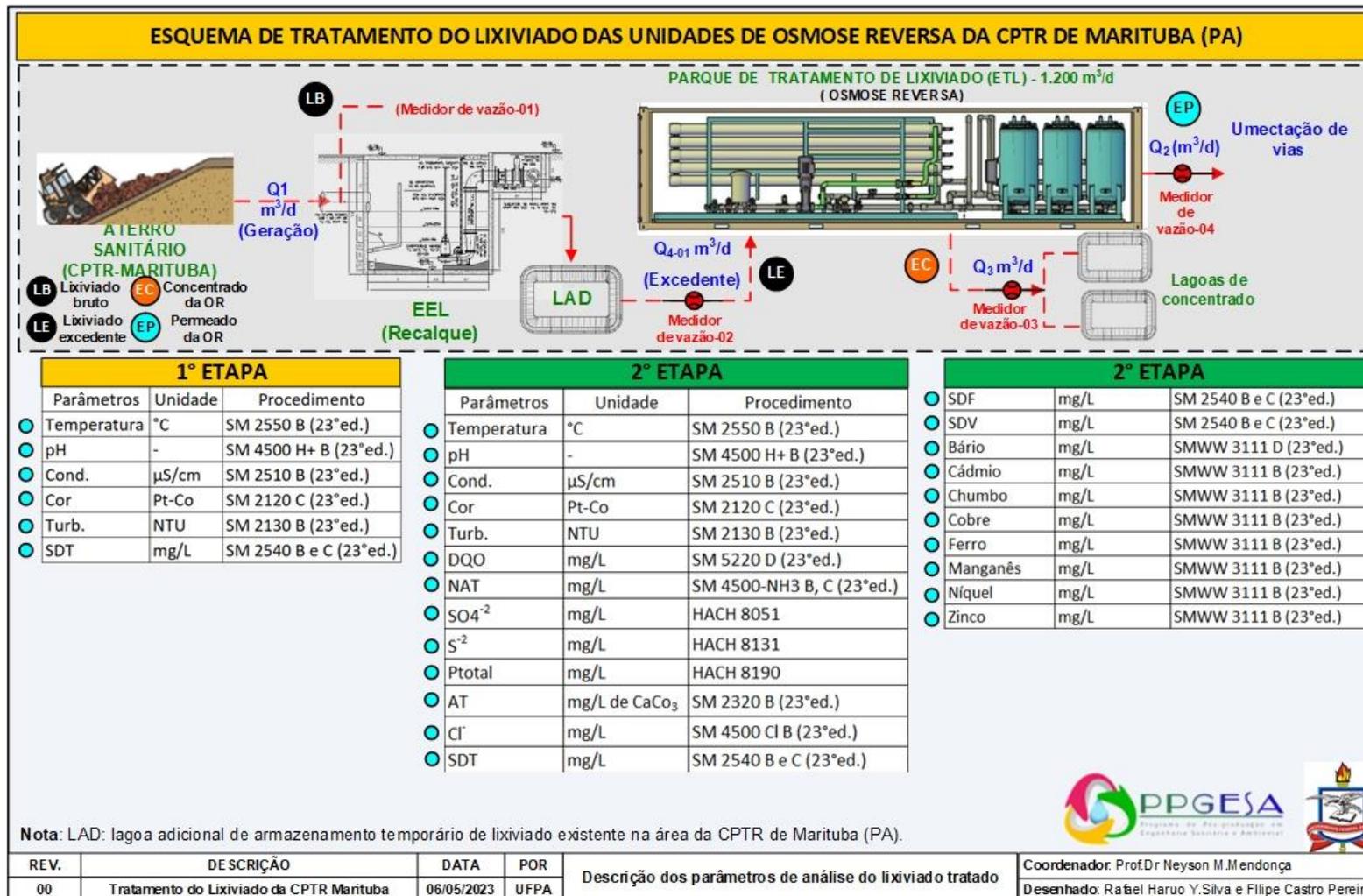


Figura 21. Esquema de tratamento do lixiviado das unidades de osmose reversa da CPTR de Marituba. Fonte: Autor, 2022.

1480 Primeira fase:

1481

1482 Análise e tratamento dos dados

1483 O tratamento de dados foi feito mediante o auxílio dos softwares EXCEL 2016 e MINITAB
1484 2018. Com os dados levantados em campo na primeira fase fez-se um tratamento estatístico
1485 descritivo, teste de normalidade (Teste de Anderson-Darlin) e não paramétrico (teste de Kruskal-
1486 Wallis), foram construídos gráficos de padrões de atendimento para os parâmetros analisados de
1487 acordo com a legislação ou referência da literatura, além de cálculo de eficiência de remoção. Os
1488 parâmetros da primeira fase foram: condutividade elétrica (CE), cor aparente (CA), turbidez (TU),
1489 temperatura (T), pH e sólidos totais dissolvidos (STD).

1490

1491 Estatística Descritiva

1492 A estatística descritiva dos dados foi realizada para cada parâmetro de cada grupo de
1493 unidades, onde obteve-se o número de dados (N), a média (\bar{x}), o desvio padrão (DP), o coeficiente
1494 de variação (CV), o valor mínimo, a mediana ou segundo quartil e, por fim, o valor máximo dos
1495 dados.

1496

1497 Gráficos de padrões de atendimento

1498 O cálculo do índice de atendimento aos padrões foi feito a partir da função FREQUENCIA
1499 do EXCEL 2016, que retorna o número de vezes com que um dado ocorre dentro de um intervalo
1500 de valores, dividindo-se o resultado pelo número de dados e multiplicando por 100 para obter o
1501 valor em porcentagem, como identificado na Equação 21 abaixo.

1502

1503
$$\% \text{ de atendimento} = 100 * \left[\frac{\text{FREQUENCIA}(\text{Matriz de dados; Valor de referencia})}{N} \right] \quad \text{Equação (21)}$$

1504

1505 A matriz de dados são todos os valores observados para o parâmetro em questão, o valor de
1506 referência é correspondente ao padrão de lançamento ou a meta de qualidade definida pelo
1507 CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), EMPRAPA (ALMEIDA, 2010) e FIESP
1508 (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO - FIESP, 2005) para cada variável monitorada
1509 (condutividade, pH, temperatura, cor, turbidez e sólidos totais dissolvidos) e, por fim, N é o número
1510 de observações para o parâmetro em questão.

1511 O índice de atendimento aos padrões foi feito para os parâmetros de ambos os grupos de
1512 OR: Grupo 1 (OR1, OR2, OR3) correspondente às unidades de dois estágios e Grupo 2 (OR4, OR6,
1513 OR7) correspondente às unidades de três estágios. A partir dos valores de atendimento, gerou-se
1514 gráficos de colunas com o percentual de atendimento para os parâmetros trabalhados para cada
1515 grupo de OR.

1516

1517 Eficiência de remoção

1518 A partir dos resultados de lixiviado bruto discutidos no capítulo I deste trabalho, foi
1519 realizado o cálculo da eficiência de remoção de cada grupo de osmose reversa para os parâmetros
1520 analisados na primeira fase. A Equação 22 foi aplicada para obtenção dos valores de eficiência,
1521 considerando as concentrações do lixiviado bruto e tratado (permeado).

1522

1523

$$E_{REMOÇÃO}(\%) = \frac{[Lixiviado_{bruto}] - [Lixiviado_{tratado}]}{[Lixiviado_{bruto}]} * 100$$

Equação (22)

1524

1525 Teste de Anderson-Darling

1526

1527

1528

O teste de Anderson-Darlin é um teste de normalidade para verificar se os dados seguem ou não uma distribuição normal (TRIOLA, 2008). O teste adota hipóteses para sua aplicação, que são:

1529

Hipótese nula: H_0 – Os dados seguem uma distribuição normal;

1530

Hipótese alternativa: H_1 – Os dados não seguem uma distribuição normal;

1531

1532

1533

1534

1535

1536

1537

Para o teste é considerado um nível de significância ($\alpha=0,05$) onde a análise feita será a respeito do valor-p do teste, sendo que para um valor-p menor que o nível de significância considerado ($p \leq \alpha$), a hipótese H_0 é descartada e se conclui que os dados não seguem uma distribuição normal. No caso de obtenção de valor-p maior que o nível de significância considerado ($p > \alpha$), não é possível descartar a hipótese H_0 pois não há evidências para se concluir que os dados não seguem uma distribuição normal, ou seja, conclui-se que os dados seguem uma distribuição normal.

1538

1539

1540

1541

1542

1543

O teste de Anderson-Darlin foi aplicado nos dados referentes aos parâmetros levantados na primeira fase para verificar se tais dados seguem ou não uma distribuição normal. A necessidade de verificar se os dados seguem ou não uma distribuição normal provém da aplicação correta do teste de hipótese referente a comparação entre os dados do Grupo 1 e do Grupo 2, onde tal teste permite concluir se há ou não diferença entre a qualidade do permeado gerado pelas unidades de dois estágios e três estágios.

1544

1545

1546 Teste de Kruskal-Wallis

1547

1548

1549

1550

1551

1552

1553

O tratamento dos dados contou também com a aplicação do Teste de Kruskal-Wallis, realizado no software Minitab versão 2018 que gera, a partir dos dados distribuídos nos dois grupos de OR os valores da mediana, posto médio, Valor- Z, grau de liberdade, Valor-H e Valor-p. Para validar uma das hipóteses compara-se o Valor-p calculado com o nível de significância α desejado (adotou-se $\alpha=0,05$, ou seja, 95% de confiabilidade). Se o Valor-p for menor ou igual ao nível de significância a hipótese nula é rejeitada e adota-se a hipótese alternativa concluindo-se que as medianas dos grupos diferem, do contrário a hipótese nula não pode ser rejeitada não sendo possível afirmar se as medianas diferem ou não (TRIOLA, 2008).

1554

1555

1556

1557

1558

1559

1560

O valor da mediana ou segundo quartil representa que 50% dos dados estão acima e 50% dos dados estão abaixo do mesmo. O valor do posto médio faz referência à classificação dos postos de cada amostra para cada grupo, onde classifica-se os valores das observações combinadas dos grupos, de tal forma que a menor recebe o valor 1, a segunda menor valor 2 e assim por diante. Em caso de valores iguais entre duas amostras, atribui-se a classificação média para cada amostra empatada. Quando o valor do posto médio de um grupo é maior que o posto médio geral é o indicativo de que os valores deste grupo tendem a ser maiores em relação aos demais.

1561

1562

1563

O Valor-Z indica como a classificação média de cada grupo se compara em relação à classificação média de todas as observações, aonde quanto maior for o seu valor em módulo mais distante a classificação média do grupo está em relação à classificação média geral. Em caso de

1564 um Valor-Z negativo, a classificação média do grupo é menor que a classificação média geral; caso
1565 contrário, a classificação média do grupo é maior que a classificação média geral.

1566 Os graus de liberdade são o número de grupos menos 1, de forma que em caso de hipótese
1567 nula a distribuição qui-quadrado se aproxima da distribuição da estatística do teste (H), com graus
1568 de liberdade especificados. A distribuição qui-quadrada é utilizada pelo software para estimar o
1569 Valor-p para o teste.

1570 O Valor-H é o valor da estatística de teste para o teste de Kruskal-Wallis. Quando a hipótese
1571 nula é válida, a distribuição do qui-quadrado se aproxima da distribuição de H de forma
1572 razoavelmente precisa quando os grupos contam com pelo menos 5 amostras. Um valor
1573 relativamente elevado de H indica que pelo menos uma diferença entre as medianas é
1574 suficientemente significativa. O Valor-H é usado pelo software para o cálculo do Valor-p.

1575 O Valor-p é uma probabilidade que mede a evidência contra a hipótese nula. As
1576 probabilidades inferiores fornecem hipóteses mais fortes contra a hipótese nula. O valor de p é
1577 utilizado para determinar se alguma diferença entre as medianas de cada grupo analisado é
1578 significativa ou não, de acordo com o nível de significância adotado.

1579

1580

1581 Segunda fase:

1582

1583 Análise e Tratamento de dados da Segunda Fase

1584 O tratamento de dados, assim como na primeira fase, foi feito mediante o auxílio dos
1585 softwares EXCEL 2016 e MINITAB 2018. Primeiramente, tratou-se os dados de vazão de cada
1586 OR com teste de Grubbs, estatística descritiva e construção de box-plot.

1587 Com os dados levantados em campo na segunda fase foram construídos gráficos de padrões
1588 de atendimento de acordo com a legislação e, após isso, fez-se um tratamento estatístico descritivo,
1589 teste de normalidade e não paramétrico (teste de Kruskal-Wallis). Dentre os parâmetros analisados
1590 na segunda fase escolheu-se aqueles que não foram observados na primeira fase, que foram: DQO
1591 filtrada, nitrogênio amoniacal, sulfeto, fósforo total, alcalinidade total, cloreto, sulfato, bário,
1592 cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês, níquel e zinco.

1593

1594 Teste de Grubbs

1595 Os dados de vazão de entrada, permeado e concentrado obtidos entre os anos de 2018 e
1596 2019 necessitam passar por um teste para identificar os possíveis *outliers* existentes. O teste
1597 utilizado para tal é o de Grubbs em que foi executado no Minitab 2018. O teste de Grubbs trabalha
1598 com as hipóteses abaixo (TRIOLA, 2008).

1599 Hipótese nula: H_0 – Todos os valores da amostra pertencem a mesma população;

1600 Hipótese alternativa: H_1 – Um valor da amostra não pertence à mesma população;

1601 É adotado um nível de significância (α) para o teste, para tornar possível aceitar ou rejeitar
1602 as hipóteses. Em relação aos dados de vazão de entrada, foi adotado um nível de significância de
1603 0,05, o que garante 95% de confiabilidade no resultado obtido.

1604 O teste gera um valor denominado de valor de estatística de Grubbs (G) que, por sua vez, é
1605 utilizado para calcular o valor-p do teste que, quando comparado com o nível de significância
1606 adotado, permite tirar as conclusões sobre a existência ou não de *outliers*. Se o valor-p for menor

1607 que o nível de significância conclui-se que existe um *outlier* e rejeita-se a hipótese nula e adota-se
1608 a hipótese alternativa. Se caso o valor-p for superior ao nível de significância conclui-se que não
1609 existe um *outlier*, não sendo possível rejeitar a hipótese nula, adotando-a.

1610

1611 Vazão das unidades de OR do aterro sanitário para a Segunda Fase

1612 A empresa que opera o aterro forneceu os dados de vazão das unidades de OR de
1613 01/03/2018 a 31/03/2019. Os dados recebidos das vazões correspondentes a cada unidade de OR
1614 foram organizados em planilhas no Excel 2016 para, então, serem transportados para o Minitab
1615 2018 onde, após o resultado do teste de Grubbs e a retirada dos *outliers*, construiu-se box-plot de
1616 cada unidade para as vazões de alimentação ou de entrada, de permeado e de concentrado para
1617 efeito de comparação entre os dados, além do cálculo da estatística descritiva dos dados: média,
1618 desvio padrão, coeficiente de variação, mínimo, primeiro quartil, mediana, terceiro quartil e
1619 máximo. Após isso, juntou-se os dados das vazões em seus respectivos grupos (Grupo 1 e Grupo
1620 2) e fez-se os box-plot para as vazões de entrada, de permeado e de concentrado para efeito de
1621 comparação entre os grupos de OR estudados.

1622

1623 Estatística Descritiva para a Segunda Fase

1624 A estatística descritiva dos dados foi gerada no software Microsoft Minitab versão 2018
1625 para todos os parâmetros analisados na segunda fase correspondente a cada grupo de unidades de
1626 OR, onde obteve-se o número de dados de cada parâmetro (N), a média (\bar{X}), o desvio padrão (DP),
1627 o coeficiente de variação (CV), o valor mínimo, a mediana ou segundo quartil e, por fim, o valor
1628 máximo dos dados. A partir de então, considerou-se apenas os parâmetros que não foram analisados
1629 na primeira fase.

1630

1631 Gráficos de padrões de atendimento para a Segunda Fase

1632 Os gráficos de padrões de atendimento para os parâmetros nitrogênio amoniacal, sulfeto,
1633 fósforo total, cloreto, sulfato, DQO, cádmio, níquel, chumbo, cobre e zinco foram feitos da mesma
1634 forma que na primeira fase, de acordo com os seus respectivos valores de referência estabelecidos
1635 pela legislação e literatura – Decreto-lei n°236 de 1998 (PORTUGAL, 1998), CONAMA N°430
1636 de 2011 (BRASIL, 2011), Trani, Tivelli e Carrijo (2011) e Dai *et al* (2011).

1637 Para os parâmetros alcalinidade total, bário, ferro e manganês não se encontraram valores
1638 de referência para o valor máximo permitido, desta forma não foi possível a construção do gráfico
1639 de atendimento.

1640 Para o parâmetro de nitrogênio amoniacal foi realizado o seu fracionamento em amônia
1641 (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) com a utilização da Equação 23 abaixo que determina o valor em
1642 porcentagem do íon amônio em função do K_a (constante de acidez) e do $[\text{H}^+]$ (concentração de
1643 hidrogênio iônico).

1644

$$1645 \quad \text{NH}_4^+(\%) = \frac{100}{1 + K_a/[\text{H}^+]} \quad \text{Equação (23)}$$

1646

1647 Eficiência de remoção

1648 A partir dos resultados de lixiviado bruto discutidos no capítulo I deste trabalho, foi
1649 realizado o cálculo da eficiência de remoção de cada grupo de osmose reversa para os parâmetros
1650 analisados na segunda fase. A Equação 22 foi aplicada para obtenção dos valores de eficiência.

1651
1652 Teste de Anderson-Darling
1653 O teste de Anderson-Darlin também foi aplicado nos dados levantados durante a segunda
1654 fase com objetivo de verificar se seguem ou não uma distribuição normal. A partir de tal
1655 constatação é possível aplicar o teste de hipótese adequado para verificar se há ou não diferença
1656 entre a qualidade do permeado gerado pelos dois grupos de OR, considerando os parâmetros
1657 analisados na segunda fase.

1658 Não foi possível aplicar o teste de normalidade para os parâmetros bário, cádmio, chumbo,
1659 cobre, ferro, manganês, níquel e zinco pois o tamanho amostral de tais parâmetros foi abaixo do
1660 necessário para possibilitar o teste estatístico.

1661
1662 Teste de Kruskal-Wallis para a Segunda Fase

1663 O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para os parâmetros escolhidos da mesma forma que
1664 na primeira fase. Para cada parâmetro de cada grupo (Grupo 1 e Grupo 2) de OR adotou-se um
1665 $\alpha=0,05$ (95% de confiabilidade) para o teste. A partir disso, pode-se afirmar, de acordo com o valor
1666 de p, se os conjuntos de dados correspondentes a cada grupo para cada parâmetro são iguais ou
1667 diferentes estatisticamente.

1668 Devido a não aplicação do teste de normalidade, não foi possível aplicar o teste de Kruskal-
1669 Wallis para os parâmetros bário, cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês, níquel e zinco.

1670
1671 **Resultados e discussão**

1672 A seguir apresenta-se os resultados encontrados a partir dos dados levantados, no qual
1673 discute-se a estatística descritiva, gráficos de padrão de atendimento para cada parâmetro analisado
1674 e teste de kruskal-wallis para a primeira fase e segunda fase. Além disso, para a segunda fase é
1675 apresentado os resultados da análise de vazão das unidades de OR.

1676
1677 Primeira fase:

1678
1679 Estatística Descritiva da Primeira Fase

1680 O resultado da estatística descritiva dos dados para cada grupo é apresentado na Tabela 19.

1681
1682 **Tabela 19. Estatística descritiva do Grupo 1 e Grupo 2 para a primeira fase**

Grupo	Variável	N	\bar{X}	DP	CV	Mín	Mediana	Máx
1	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	158,00	2013,00	2635,00	130,89	76,00	850,00	12700,00
	pH	150,00	7,62	0,83	10,93	5,84	7,77	8,73
	T ($^{\circ}\text{C}$)	158,00	31,50	2,86	9,07	25,90	32,10	37,30
	CA (μC)	148,00	178,50	248,00	138,91	5,00	65,00	860,00
	TU (UNT)	80,00	139,90	175,10	125,18	2,60	7,30	521,00
	SDT (mg/L)	158,00	1127,00	1492,00	132,36	41,00	467,00	7314,00

	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	423,00	416,50	337,80	81,10	83,10	349,00	5630,00
	pH	446,00	7,78	0,55	7,09	6,18	7,99	8,66
2	T ($^{\circ}\text{C}$)	446,00	32,71	1,26	3,87	28,30	32,70	41,30
	CA (μC)	417,00	7,36	16,79	228,25	5,00	5,00	290,00
	TU (UNT)	306,00	3,34	12,17	365,00	2,56	2,56	215,00
	SDT (mg/L)	423,00	229,02	187,44	81,85	45,55	190,97	3154,97

Fonte: Autor, 2022

1683

1684

1685

1686

1687

1688

1689

Como pode ser notado na Tabela 19, os valores da média, desvio padrão, mediana, e máximo do Grupo 1 destoam e muito em relação aos valores do Grupo 2 para os parâmetros CE, CA, TU e STD. Os altos valores do coeficiente de variação para os parâmetros cor e turbidez do Grupo 2 indicam uma elevada variação dos dados em relação à média calculada, o que se dá por conta do baixo valor da média para esses parâmetros.

1690

1691

1692

1693

1694

1695

Apesar do sistema de OR aqui estudado trabalhar com 2 e 3 estágios de tratamento, os valores de CE e STD no permeado encontram-se elevados. A exemplo, os autores Šír *et al.* (2012) conduziram experimentos em escala piloto tratando lixiviado de aterro sanitário utilizando apenas um estágio de OR no tratamento e atingiram valores de 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade elétrica e 50 mg/L de sólidos dissolvidos totais no permeado, valores esses que são bem abaixo da média desses parâmetros encontrados neste estudo.

1696

1697

1698

1699

1700

1701

1702

Os autores Soares, Pinheiro e Soares (2017) caracterizaram o permeado de um lixiviado tratado por uma unidade de osmose reversa com três estágios de tratamento, que opera no aterro sanitário de São Gonçalo, no Rio de Janeiro, sendo o monitoramento realizado entre 2014 e 2016. Eles encontraram um valor de condutividade elétrica com média de 164 $\mu\text{S}/\text{cm}$, também muito discrepante do valor médio encontrado neste trabalho. A Central de Tratamento de Resíduos (CTR) de São Gonçalo é nova, entrando em operação em 2012, ou seja, o lixiviado gerado é considerado novo, semelhante ao lixiviado gerado no aterro sanitário de Marituba.

1703

1704

1705

1706

Metcalf e Eddy (2016) indicaram a faixa de eficiência de remoção de STD e cor do efluente tratado por membranas de OR é em torno de 98%; além disso, os autores indicam que o valor de STD no efluente tratado é entre 25 e 50 mg/L para STD e 0,01 e 0,1 UNT para turbidez. Porém, os valores encontrados neste trabalho estão acima do indicado pelos autores.

1707

1708

1709

Silva (2019) obteve uma eficiência em torno de 70% de remoção de cor aparente e turbidez para o lixiviado de um aterro sanitário localizado no estado de Sergipe, considerando um tratamento de bancada com as etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração.

1710

1711

1712

1713

1714

1715

1716

Os autores Almeida *et al.* (2019) discutiram a eficiência do tratamento aplicado no lixiviado da Central de Tratamento de Resíduos (CTR) de Seropédica, no Rio de Janeiro, que se encontra em operação desde 2011. O tratamento aplicado no lixiviado de Seropédica é com coagulação e floculação, seguido de uma etapa de remoção de amônia (*air stripping*) e depois conta com uma etapa de nanofiltração por membranas. O lixiviado entra com valores de cor aparente e condutividade elétrica em torno de 5185 μC e 18000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente, e sai com valores em torno de 326 μC e 8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

1717

1718

1719

Tais valores de condutividade elétrica e cor aparente, quando comparados com os resultados encontrados neste estudo, encontram-se maiores e mais próximos em comparação com os valores encontrados pelos autores Šír *et al.* (2012) e Soares, Pinheiro e Soares (2017). Entretanto, vale

1720 pontuar que a CTR de Seropédica trata seu lixiviado com apenas um módulo de nanofiltração que,
1721 por sua vez, é uma tecnologia menos restritiva em termos de filtração quando comparada com a
1722 osmose reversa.

1723 Desta forma, a operação da osmose reversa demanda a realização de um pré-tratamento
1724 eficiente, de tal forma que o efluente de alimentação não sobrecarregue o sistema de membranas,
1725 evitando problemas de *fouling* e desgaste da membrana, o que vem acarretar problemas durante
1726 sua operação (CUNHA *et al.*, 2014).

1727 Apesar de levar em consideração alguns fatores que implicam na característica do lixiviado
1728 bruto e tratado como variações climáticas, forma de operação dos sistemas de tratamento de OR e
1729 tipos de resíduos sólidos depositados nas células do aterro, o fato é que a qualidade do lixiviado
1730 tratado (permeado) apresentado neste estudo, para os parâmetros da primeira fase, está aquém da
1731 expectativa. Esta constatação também possui outra justificativa, que seria a carga poluidora do
1732 lixiviado bruto e a sua vazão, que são elevadas no lixiviado aqui trabalhado pelo aterro ser novo e
1733 os índices de pluviosidade na região ser elevado em grande parte do ano.

1734

1735 Gráficos de padrões de atendimento da Primeira Fase

1736 Os padrões de lançamento do lixiviado tratado no corpo receptor ou no solo devem levar
1737 em consideração os impactos ambientais que podem ser ocasionados, a característica do lixiviado
1738 bruto e tratado, assim como a forma de operação do aterro sanitário (LIU, 2013).

1739 Com a finalidade de avaliar as condições de lançamento do lixiviado tratado, comparou-se
1740 sua qualidade com alguns padrões para irrigação e emissão. Abaixo encontra-se a Tabela 20 com
1741 os padrões de emissão de efluentes estabelecidos pelo CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011) e de
1742 irrigação da EMBRAPA (ALMEIDA, 2010) e da FIESP (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO
1743 ESTADO - FIESP, 2005), identificando os valores máximos permitidos para cada parâmetro.

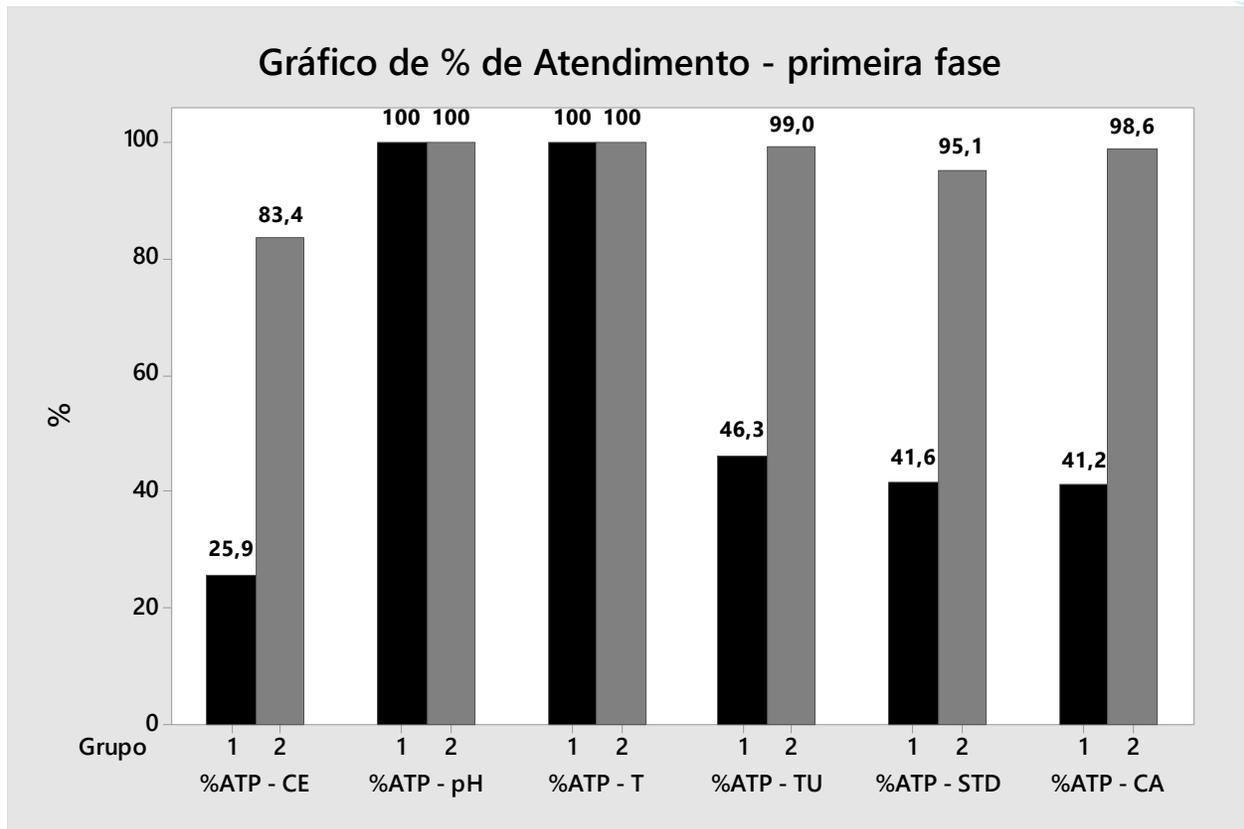
1744

1745 **Tabela 20. Valores máximos permitidos para cada parâmetro de acordo com a legislação**

Parâmetro	Valor Máximo Permitido	Finalidade	Referência
Condutividade elétrica	700 μ S/cm	Irrigação	EMBRAPA (2010)
pH	entre 5 e 9	Emissão	CONAMA N°430/2011
Temperatura	<40°C	Emissão	CONAMA N°430/2011
Cor aparente	30 uC	Irrigação	FIESP (2005)
Turbidez	5 UNT	Irrigação	FIESP (2005)
Sólidos Totais Dissolvidos	450 mg/L	Irrigação	EMBRAPA (2010)

Fonte: EMBRAPA, 2010; BRASIL, 2011; FIESP, 2005

1746 A partir dos dados obtidos e considerando a referência adotada e o VMP estabelecido pelas
1747 mesmas, gerou-se o gráfico de atendimento aos padrões (Figura 22) de acordo com a Tabela 4 para
1748 cada parâmetro da primeira fase.
1749
1750
1751



1752
1753 **Figura 22. Percentual de atendimento da Condutividade Elétrica (CE), pH, Temperatura (T), Turbidez (TU),**
1754 **Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Cor Aparente (CA) aos padrões de lançamento adotados para cada variável**
1755 **de acordo com os Grupos 1 e 2. Fonte: Autor, 2022.**
1756

1757 De acordo com os gráficos de padrões de atendimento, os únicos parâmetros que são
1758 atendidos na sua totalidade por ambos os grupos de unidades de OR são pH e temperatura.
1759 Entretanto, para os demais parâmetros, há uma grande discrepância entre as porcentagens de
1760 atendimento para cada grupo, onde o destaque positivo fica para o Grupo 2 que tem 83,4% como
1761 sua menor porcentagem de atendimento dentre os parâmetros avaliados.

1762 Por sua vez, o Grupo 1 não apresenta um desempenho indesejável para os parâmetros
1763 condutividade (CE), cor aparente (CA), turbidez (TU) e sólidos totais dissolvidos (STD), o que
1764 pode ser explicado pela colmatção das membranas, falta de manutenção das unidades, conexões
1765 e mangotes antigos que chegam nas lagoas. A Tabela 21 apresenta um resumo dos gráficos de
1766 percentual de atendimento.

1767
1768 **Tabela 21. Percentagem de atendimento de cada grupo para cada parâmetro**

Parâmetro	Grupo 1 (%)	Grupo 2 (%)	Valor Máximo Permitido	Referência
Condutividade elétrica	25,9	84,4	700 μ S/cm	EMBRAPA (2010)

pH	100,0	100,0	entre 5 e 9	CONAMA N°430/11 (BRASIL, 2011)
Temperatura	100,0	99,8	<40°C	CONAMA N°430/11 (BRASIL, 2011)
Cor aparente	41,2	98,6	30 mg PT/L	FIESP (2005)
Turbidez	46,3	99,0	5 UNT	FIESP (2005)
Sólidos Totais	41,6	95,1	450 mg/L	EMBRAPA (2010)
Dissolvidos				

1769 *Fonte: EMBRAPA, 2010; BRASIL, 2011; FIESP, 2005*

1770

1771 **Eficiência de Remoção**

1772 Na Tabela 22 encontra-se os resultados para o lixiviado bruto, tratado (permeado) e a
 1773 eficiência de remoção para os parâmetros analisados na primeira fase. Os valores de eficiência de
 1774 remoção indicados por Metcalf e Eddy (2016) são na faixa de 90 a 98% para o parâmetro STD e
 1775 90 a 96% para a cor aparente.

1776

1777 **Tabela 22. Dados de lixiviado bruto, tratado e eficiência de tratamento para os grupos 1 e 2**

Parâmetro	Unid.	Bruto	Gp 1	E (%) – Gp 1	Gp 2	E (%) – Gp 2	E (%) – Literatura
pH	-	7,66	7,62	-	7,78	-	-
T	°C	35,70	31,50	-	32,71	-	-
CA	uC	5083,00	178,50	96,49	7,36	99,86	90 – 96
TU	UNT	1714,00	139,90	91,84	3,34	99,81	-
SDT	mg/L	23263,00	1127,00	95,16	229,02	99,02	90 – 96

Fonte: Metcalf & Eddy, 2016

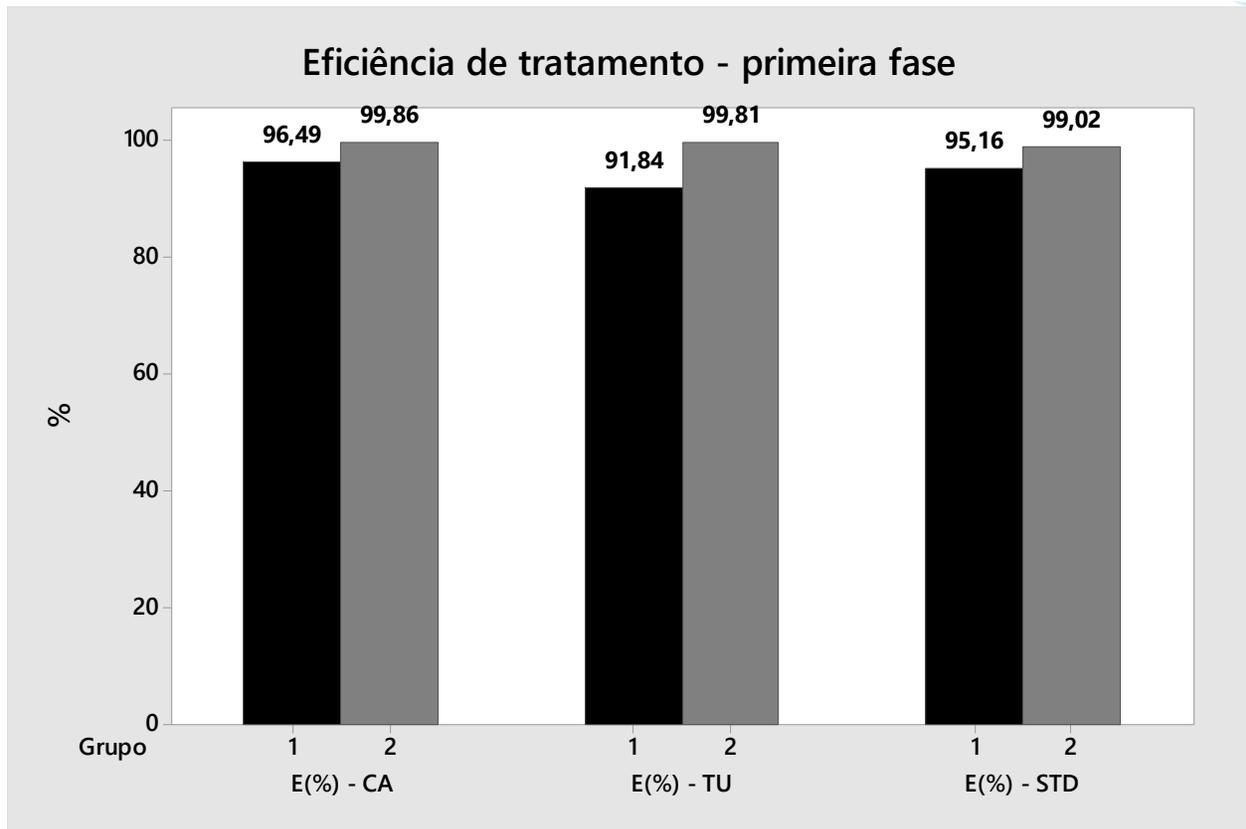
1778

1779

1780 Nota-se na tabela acima que para os parâmetros CA e STD as eficiências de remoção
 1781 ficaram dentro do esperado. Além disso, as eficiências de turbidez para ambos os grupos ficaram
 1782 acima de 90%, porém, para a condutividade elétrica não foi possível realizar o cálculo da eficiência
 1783 pois não houve análise deste parâmetro no lixiviado bruto.

1784 Na Figura 23 apresenta-se os gráficos que evidenciam as concentrações de lixiviado bruto,
 1785 tratado e a eficiência de remoção para cada grupo de OR.

1786



1787
1788 **Figura 23. Gráfico de eficiência para os parâmetros da primeira fase. Fonte: Autor, 2022.**

1789
1790 Teste de Anderson-Darlin

1791 Para a aplicação do teste de hipótese para comparar os dados referentes a qualidade do
1792 permeado gerado pelas unidades de osmose de dois e três estágios durante a primeira fase, faz-se
1793 necessário saber se tais dados seguem ou não uma distribuição normal. Desta forma, aplicou-se o
1794 teste de Anderson-Darlin e o seu resultado está disposto na Tabela 23.

1795
1796 **Tabela 23. Resultado do teste de Anderson-Darlin**

Parâmetro	Unid.	N	\bar{x}	DP	AD	Valor-p
Condutividade elétrica (CE)	$\mu\text{S/cm}$	604,00	826,700	1545,00	128,935	<0,005
pH	-	596,00	7,738	0,6372	37,765	<0,005
Temperatura (T)	$^{\circ}\text{C}$	604,00	32,390	1,894	15,523	<0,005
Cor aparente (CA)	uC	565,00	52,180	148,00	151,532	<0,005
Turbidez (TU)	UNT	386,00	31,630	97,35	119,542	<0,005
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	mg/L	609,00	455,200	871,10	130,958	<0,005

1797
1798 *Fonte: Autor, 2022*

1799 Como observado na tabela acima, todos os valores de p foram abaixo do nível de
 1800 significância adotado (0,05), sendo possível concluir que os dados não seguem uma distribuição
 1801 normal.

1802
 1803 Teste de Kruskal-Wallis
 1804 Como os dados não seguem uma distribuição normal é possível aplicar o teste de Kruskal-
 1805 Wallis com objetivo de verificar se os dados referentes ao Grupo 1 são iguais estatisticamente ao
 1806 Grupo 2, sendo possível concluir ou não se as OR's de dois estágios possuem a mesma qualidade
 1807 de permeado em comparação com as OR's de três estágios.

1808 Os resultados obtidos pelo Teste de Kruskal-Wallis da primeira fase estão dispostos na
 1809 Tabela 24, correspondendo aos parâmetros CE, pH, temperatura, CA, turbidez e STD. O valor do
 1810 nível de significância adotado é de 0,05, o que se pode dizer que o risco de concluir que exista uma
 1811 diferença entre as medianas quando, na realidade, não ocorre nenhuma diferença significativa, é de
 1812 5%.

1813 O teste de Kruskal-Wallis não permite afirmar que, para o parâmetro pH, a qualidade entre
 1814 os permeados do Grupo 1 e Grupo 2 é diferente, ou seja, a hipótese nula (H_0) não deve ser rejeitada
 1815 dado o valor de $p=0,983$. Em contrapartida, para os parâmetros condutividade, temperatura, cor
 1816 aparente, turbidez e STD, rejeita-se a hipótese nula (para $p<0,05$) e afirma-se que a qualidade do
 1817 permeado do Grupo 1 e Grupo 2 são diferentes, com um grau de confiabilidade de 95% ($\alpha=0,05$),
 1818 ou seja, a probabilidade do risco de concluir que os dois grupos possuem um permeado com
 1819 qualidade diferentes para esses parâmetros quando, na realidade, não possuem diferença é de 5%.

1820 **Tabela 24. Teste de Kruskal Wallis para comparação entre os grupos 1 e 2 em relação aos parâmetros da**
 1821 **primeira fase**
 1822

Variável	Valores do teste	Probabilidade de significância de p	Conclusão do teste para $\alpha=0,05$
CE	Hajustado=80,93, N=604, $P_g=302,5$ Grupo 1: N1=158 (mediana =850,00) - P=409,8; Z=9,00 Grupo 2: N2=446 (mediana =343,50) - P=264,5; Z=-9,00	0,000	H_0 deve ser rejeitado.
pH	Hajustado=0,00, N=596, $P_g=298,5$ Grupo 1: N1=150 (mediana =7,77) - P=298,2; Z=-0,02 Grupo 2: N2=446 (mediana =7,99) - P=298,6; Z=0,02	0,983	H_0 não deve ser rejeitado.
T	Hajustado=14,91, N=604, $P_g=302,5$ Grupo 1: N1=158 (mediana =32,10) - P=256,5; Z=-3,86 Grupo 2: N2=446 (mediana =32,70) - P=318,8; Z=3,86	0,000	H_0 deve ser rejeitado.
CA	Hajustado=241,96, N=565, $P_g=283,00$	0,000	H_0 deve ser rejeitado.

	Grupo 1: N1=148 (mediana =65,00) - P=427,0; Z=12,49 Grupo 2: N2=417 (mediana =5,00) - P=231,9; Z=-12,49		
TU	Hajustado=171,15, N=386, P _g =193,5 Grupo 1: N1=80 (mediana =7,26) - P=279,7; Z=7,76 Grupo 2: N2=306 (mediana =2,56) - P=171,0; Z=-7,76	0,000	H ₀ deve ser rejeitado.
STD	Hajustado=74,52, N=609, P _g =305,0 Grupo 1: N1=161 (mediana =462,98) - P=407,7; Z=8,63 Grupo 2: N2=448 (mediana =187,67) - P=268,1; Z=-8,63	0,000	H ₀ deve ser rejeitado.

Fonte: Autor, 2022

1823
1824

1825 O teste de Kruskal-Wallis não permite afirmar que, para o parâmetro pH, a qualidade entre
1826 os permeados do Grupo 1 e Grupo 2 é diferente, ou seja, a hipótese nula (H₀) não deve ser rejeitada
1827 dado o valor de p=0,983. Em contrapartida, para os parâmetros CE, T, CA, TU e STD, rejeita-se a
1828 hipótese nula (para p<0,05) e afirma-se que a qualidade do permeado do Grupo 1 e Grupo 2 são
1829 diferentes, com um grau de confiabilidade de 95% (α=0,05), ou seja, a probabilidade do risco de
1830 concluir que os dois grupos possuem um permeado com qualidade diferentes para esses parâmetros
1831 quando, na realidade, não possuem diferença é de 5%.

1832 Para os parâmetros CE, CA, TU e STD os valores do posto médio do Grupo 1 são maiores
1833 que os seus respectivos valores de posto médio global, o que indica que as observações registradas
1834 para este grupo possuem um valor numericamente maior em relação as observações do Grupo 2
1835 que, por sua vez, detém valores de posto médio menores que seus respectivos valores de posto
1836 médio global.

1837 Para os parâmetros pH e temperatura os valores do posto médio do Grupo 1 são menores
1838 que os seus respectivos valores de posto médio global, o que indica que as observações registradas
1839 para este grupo possuem um valor numericamente menor em relação as observações do Grupo 2
1840 que, por sua vez, detém valores de posto médio maiores que seus respectivos valores de posto
1841 médio global.

1842

1843 Segunda fase:

1844

1845 Vazão das unidades de OR do aterro sanitário

1846 Com o objetivo de verificar a existência de outliers nos dados referente as vazões de entrada,
1847 de permeado e de concentrado gerado por cada OR aplicou-se o teste de Grubbs. Na Tabela 25 a
1848 seguir encontra-se os resultados do referido teste.

1849

1850 **Tabela 25. Tabela de resultados da aplicação do teste de Grubbs**

Grupo	Unidade de OR	Vazão	N	Valor do teste de Grubbs (G)	Valor-P
1	OR 01	Qe	352	2,87	1,00
		Qp	352	2,53	1,00
		Qc	352	5,99	0,00
	OR 02	Qe	558	4,45	0,00
		Qp	558	4,14	0,02
		Qc	558	5,05	0,00
	OR 03	Qe	601	4,48	0,00
		Qp	601	4,54	0,00
		Qc	601	4,05	0,03
OR 04	Qe	333	3,67	0,07	
	Qp	333	3,38	0,22	
	Qc	333	3,49	0,15	
2	OR 06	Qe	324	3,74	0,05
		Qp	324	3,10	0,58
		Qc	324	4,19	0,01
OR 07	Qe	347	4,67	0,00	
	Qp	347	3,61	0,10	
	Qc	347	3,84	0,04	

Fonte: Autor, 2022

1851
1852
1853
1854
1855
1856
1857
1858
1859
1860

A partir dos valores de p calculados para as unidades de OR, nota-se que os mesmos foram inferiores ao valor de α adotado (0,05) para vazão de concentrado na OR 01, entrada, permeado e concentrado na OR 02 e 03, vazão de concentrado na OR 06 e entrada e concentrado na OR 07, rejeitando-se a hipótese nula e concluindo que há outliers presentes no conjunto de dados. Na Tabela 26 apresenta-se os outliers encontrados, onde os quais, em seguida, foram desconsiderados do conjunto de dados.

Tabela 26. Outliers encontrados no conjunto de dados de vazão de entrada, permeado e concentrado das OR's.

Unidade de OR	Vazão	Nº de outliers	Valor do outlier
OR 01	Qc	1	104,00
OR 02	Qe	1	2,00
OR 02	Qp	1	1,00
OR 02	Qc	1	78,00
OR 03	Qe	1	5,00
OR 03	Qp	1	2,00
OR 03	Qc	1	3,00
OR 06	Qc	1	168,90
OR 07	Qe	1	18,40
OR 07	Qc	1	10,60

Fonte: Autor, 2022

1861

1862
1863
1864
1865
1866
1867
1868
1869

Na Tabela 27 encontra-se a estatística descritiva dos dados de vazão (de entrada, de permeado e de concentrado, onde identifica-se que as OR6 e OR7, por trabalhar com uma capacidade de vazão maior que as demais, são as unidades que mais tratam (maior média de Qe), em função disso, produzem uma vazão de permeado e concentrado maior que as demais.

Tabela 27. Estatística descritiva das vazões de entrada (Qe), de permeado (Qp) e de concentrado (Qc) de cada unidade de OR por grupo.

Grupo	OR	Variável	Unid.	N	\bar{X}	DP	CV	Mín	Mediana	Máx
1	1	Qe	m ³ /d	351	90,57	30,47	33,64	3,00	97,00	157,00
		Qp	m ³ /d	351	61,89	24,05	38,87	1,00	69,00	95,00
		Qc	m ³ /d	351	28,69	11,90	41,50	1,00	29,00	95,00
	2	Qe	m ³ /d	556	103,74	22,38	21,57	10,00	109,50	147,00
		Qp	m ³ /d	556	73,14	17,18	23,48	5,00	77,00	97,00
		Qc	m ³ /d	556	30,61	9,09	29,68	3,00	30,00	66,00
	3	Qe	m ³ /d	599	99,67	20,48	20,55	10,00	106,00	130,00
		Qp	m ³ /d	599	67,61	14,05	20,78	6,00	72,00	96,00
		Qc	m ³ /d	599	32,06	6,97	21,74	3,00	34,00	47,00
2	4	Qe	m ³ /d	333	78,23	19,14	24,47	8,00	86,00	99,00
		Qp	m ³ /d	333	41,61	11,12	26,73	4,00	45,00	59,00
		Qc	m ³ /d	333	36,63	9,36	25,55	4,00	39,00	57,00
	6	Qe	m ³ /d	323	178,03	44,67	25,09	10,30	195,40	276,10
		Qp	m ³ /d	323	106,00	33,17	31,29	3,30	112,20	162,30
		Qc	m ³ /d	323	72,04	22,46	31,17	5,30	69,60	160,70
	7	Qe	m ³ /d	346	182,75	34,03	18,62	51,60	194,35	225,60
		Qp	m ³ /d	346	109,27	27,56	25,22	22,80	113,00	157,50
		Qc	m ³ /d	346	73,47	16,01	21,79	26,20	74,10	130,00

Fonte: Autor, 2022

1870
1871
1872
1873
1874
1875
1876
1877
1878
1879
1880
1881
1882
1883
1884

Na Tabela 28 têm-se a porcentagem, em média, de produção de permeado e concentrado de cada OR em função da vazão de alimentação. As unidades do Grupo 1 apresentam uma taxa maior de produção de permeado e, conseqüentemente, menor de concentrado pelo fato de possuírem um estágio a menos que as unidades do Grupo 2.

O concentrado do primeiro estágio de OR possui uma carga poluidora maior quando comparado ao lixiviado bruto e representam entre 13% e 30% da vazão de alimentação (HE *et al.*, 2015). A porcentagem de concentrado apresentada na Tabela 28 leva em consideração o concentrado gerado na OR de dois estágios e de três estágios. Pelo fato das unidades do Grupo 2 possuírem uma quantidade maior de estágios, a porcentagem de vazão de concentrado é maior em comparação com as unidades do Grupo 1.

Tabela 28. Porcentagem, em média, de vazão de permeado e concentrado gerados a partir da vazão de alimentação

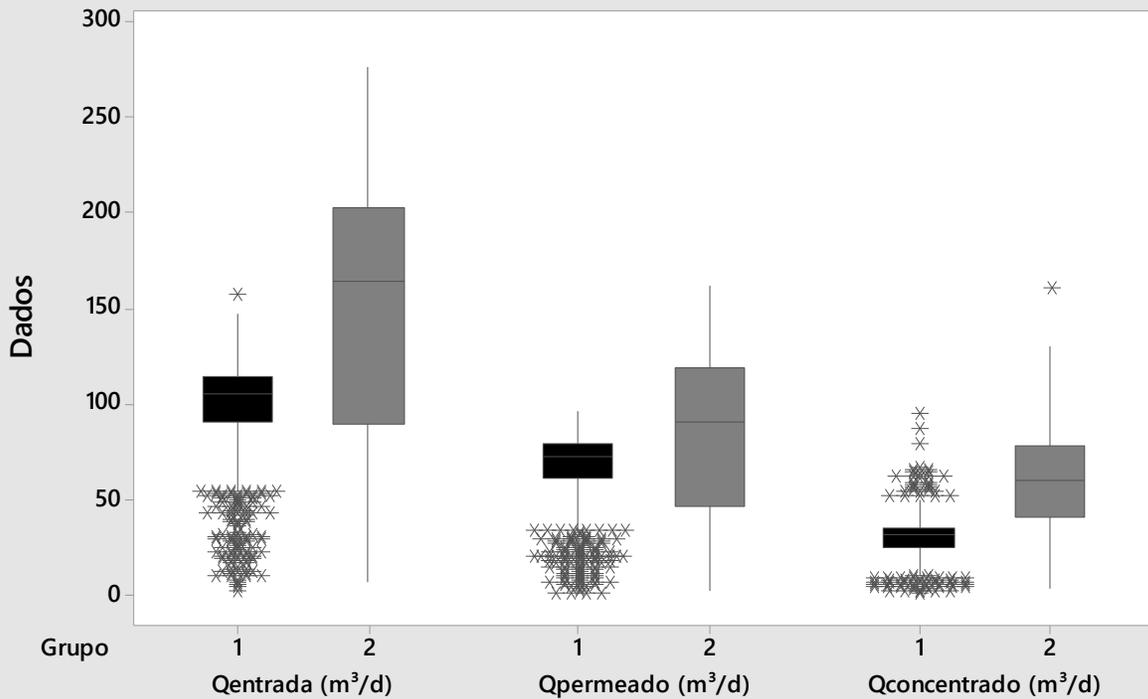
Grupo	Unidade	% em média de Qp	% em média de Qc
1	OR 1	68,33	31,67
	OR 2	70,50	29,50
	OR 3	67,83	32,17
	Média	68,89	31,11
2	OR 4	53,19	46,82
	OR 6	59,54	40,47
	OR 7	59,79	40,20
	Média	57,51	42,50
Média total		63,20	36,81

Fonte: Autor, 2022

1885
1886
1887
1888
1889
1890
1891
1892

A Figura 24 a seguir mostram os box-plot da vazão de entrada, de permeado e de concentrado gerado por grupo. A maior capacidade de tratamento identificada no Grupo 2 se deve a OR6 e OR7 por possuírem maiores vazões de operação, como já visto. Observa-se uma concentração grande de dados na parte inferior dos gráficos referente ao Grupo 1, abaixo de 50 m³/d, indicando uma instabilidade de operação em comparação com as unidades do Grupo 2.

Boxplot de Qentrada (m³/d); Qpermeado (m³/d); Qconcentrado (m³/d)



1893

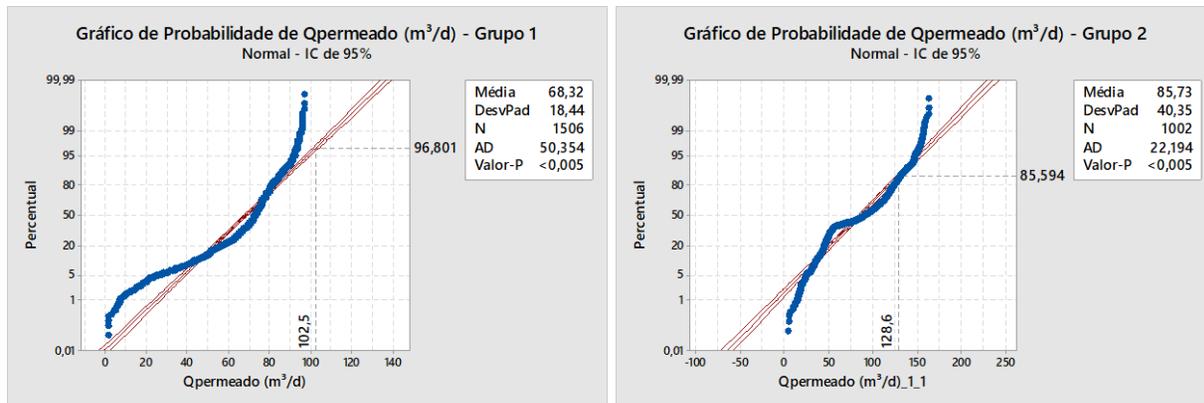
1894 **Figura 24. Box-Plot das vazões de entrada (Qe), permeado (Qp) e concentrado (Qc) das unidades de OR dos**
1895 **grupos 1 e 2. Fonte: Autor, 2022.**

1896
1897 Uma explicação para uma parte dessas baixas vazões ou pausas no tratamento é o processo
1898 de limpeza na qual as unidades passam, dependendo da necessidade. Entretanto, isso vai em
1899 desacordo com a qualidade do permeado apresentada por essas unidades na primeira e na segunda
1900 fase, podendo concluir que, as unidades (OR1 e OR2) não consigam mais realizar o tratamento do
1901 lixiviado gerado no aterro sanitário de Marituba, devido ao seu tempo de uso, necessitando de uma
1902 revisão e provavelmente de uma substituição de suas membranas e reparos na estrutura. Outro
1903 ponto que pode ser comentado é a má operação das unidades, que pode acabar acarretando baixa
1904 qualidade do permeado mesmo que a unidade seja apta para realizar um bom tratamento.

1905 De acordo com o CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011), a vazão de lançamento do efluente
1906 tratado no corpo receptor deve ser no máximo 1,5 da vazão média diária gerada na estação de
1907 tratamento. Desta forma, a partir do gráfico de probabilidade das vazões do Grupo 1 disposto na
1908 Figura 25, verifica-se uma vazão média de 68,32m³/d. Sendo assim, 96,80% (<102,50m³/d) das
1909 vazões estariam aptas para lançamento direto no corpo receptor. O percentual restante teria que
1910 passar primeiro por uma lagoa ou tanque de equalização para readequar a vazão de lançamento de
1911 acordo com a legislação.

1912 A Figura 25 apresenta também o gráfico de probabilidade das vazões do Grupo 2 que, por
1913 sua vez, possui vazão média de 85,73m³/d. Utilizando o mesmo critério, 85,59% (<128,59m³/d)
1914 estão aptas para lançamento direto no corpo receptor. O percentual restante teria que passar
1915 primeiro por uma lagoa ou tanque de equalização para readequar a vazão de lançamento de acordo
1916 com a legislação.

1917



1918 **Figura 25. Gráfico de probabilidade para os dados de vazão referentes ao Grupo 1 e ao Grupo 2. Fonte: Autor,**
1919 **2022.**

1920
1921 Estatística Descritiva

1922 Na Tabela 29 encontram-se a estatística descritiva dos parâmetros da segunda fase para o
1923 Grupo 1 e Grupo 2. Dentre os parâmetros analisados, aqueles que já foram discutidos na primeira
1924 fase não foram selecionados para o tratamento de dados na segunda fase. Logo, os parâmetros
1925

1926 Temperatura, pH, Condutividade elétrica, Cor Aparente, Turbidez e STD não foram utilizados nos
 1927 gráficos de padrão de atendimento e nos testes estatísticos.
 1928 hrse

1929 **Tabela 29. Estatística descritiva da segunda fase referente aos Grupos 1 e 2.**

Grupo	Variável	N	\bar{X}	DP	CV	Mín	Med	Máx
1	T (°C)	29	35,54	2,21	6,23	29,70	35,79	40,00
	pH	22	7,49	1,21	16,18	3,73	7,86	8,97
	CE (uS/cm)	29	1370,00	1093,00	79,79	112,00	1332,00	6390,00
	CA (uC)	28	245,30	517,70	211,05	5,00	40,00	2000,00
	TU (NTU)	29	198,90	533,20	268,12	2,60	42,00	2850,00
	STD (mg/L)	8,00	1578,13	2390,20	1,51	149,00	495,50	7194,00
	SDF (mg/L)	8,00	824,75	1731,92	2,10	18,00	282,00	5091,00
	SDV (mg/L)	8,00	753,38	849,27	1,13	67,00	299,50	2103,00
	DQO (mg/L)	28	28,82	18,16	63,02	3,70	25,25	67,00
	NAT (mg/L)	17	146,40	154,90	105,80	8,60	123,50	670,00
	SO ₄ ⁻² (mg/L)	28	59,50	86,10	144,73	2,00	18,00	375,00
	S ⁻² (mg/L)	25	16,57	38,26	230,83	0,003	0,03	13,93
	Ptotal (mg/L)	28	4,99	5,81	116,43	0,28	3,25	28,70
	AT (mg/L)	28	555,70	502,40	90,41	39,80	544,00	2685,30
	Cl ⁻ (mg/L)	27	331,00	578,00	174,62	10,00	80,00	2480,00
	Ba (mg/L)	6	0,050	0,000	0,000	0,050	0,050	0,050
	Cd (mg/L)	6	0,025	0,004	14,500	0,019	0,026	0,028
	Pb (mg/L)	6	0,047	0,008	17,500	0,030	0,050	0,050
	Cu (mg/L)	6	0,010	0,000	0,000	0,010	0,010	0,010
	Fe (mg/L)	6	0,430	0,569	132,330	0,015	0,124	1,282
Mn (mg/L)	6	0,024	0,035	145,820	0,006	0,010	0,094	
Ni (mg/L)	6	0,020	0,000	0,000	0,020	0,020	0,020	
Zn (mg/L)	6	0,113	0,055	48,500	0,082	0,093	0,224	
2	T (°C)	32	33,70	1,56	4,64	31,30	33,31	38,60
	pH	26	8,15	0,42	5,15	7,04	8,28	8,62
	CE (uS/cm)	32	500,00	684,00	136,81	104,00	198,00	3377,00
	CA (uC)	26	6,69	5,98	89,33	2,00	5,00	30,00
	TU (NTU)	32	4,75	5,14	108,20	2,56	2,56	20,80
	STD (mg/L)	9,00	65,11	59,04	0,91	8,00	44,00	186,00
	SDF (mg/L)	9,00	32,11	46,77	1,46	2,00	18,00	150,00
	SDV (mg/L)	9,00	33,00	25,12	0,76	2,00	29,00	82,00
	DQO (mg/L)	31	15,20	12,91	84,93	3,20	10,00	52,10
	NAT (mg/L)	21	51,10	57,10	111,86	13,40	25,60	210,80
SO ₄ ⁻² (mg/L)	25	44,10	191,50	434,23	2,00	2,00	962,50	

S ²⁻ (mg/L)	26	2,91	9,26	0,32	0,063	0,72	48,00
Ptotal (mg/L)	26	2,12	3,19	150,57	0,30	1,75	16,70
AT (mg/L)	31	252,20	314,40	124,64	59,50	106,90	1583,80
Cl ⁻ (mg/L)	27	152,20	452,10	297,10	2,00	10,00	1980
Ba (mg/L)	7	0,050	0,000	0,000	0,050	0,050	0,050
Cd (mg/L)	7	0,025	0,003	10,470	0,020	0,025	0,028
Pb (mg/L)	7	0,046	0,011	24,800	0,020	0,050	0,050
Cu (mg/L)	7	0,010	0,000	0,000	0,010	0,010	0,010
Fe (mg/L)	7	0,049	0,060	122,050	0,012	0,020	0,179
Mn (mg/L)	7	0,010	0,000	0,000	0,010	0,010	0,010
Ni (mg/L)	7	0,020	0,000	0,000	0,020	0,020	0,020
Zn (mg/L)	7	0,089	0,008	9,350	0,078	0,091	0,101

Fonte: Autor, 2022

1930
1931

1932

1933

1934

1935

1936

1937

1938

1939

1940

1941

1942

1943

1944

1945

1946

1947

1948

1949

1950

1951

1952

1953

1954

1955

1956

1957

1958

Soares, Pinheiro e Soares (2017) caracterizaram o permeado da CTR de São Gonçalo trabalhando com alguns parâmetros aqui estudados e encontraram a média de valores de cloreto de 1,56 mg/L, fósforo total de 0,064 mg/L, nitrogênio amoniacal de 10,85 mg/L, sulfeto de 0,0054 mg/L, alcalinidade de 42,78 mg/L e DQO de 35,08 mg/L.

A maioria dos parâmetros apresentam enorme diferença de valores quando se compara os valores encontrados pelos autores com os obtidos neste estudo. Assim como comentado anteriormente, para explicar tamanha disparidade, são válidas as ressalvas de clima quando comparamos a região norte (aterro de Marituba) com a região sudeste (Aterro de São Gonçalo) do país, os tipos de resíduos depositados e a forma de operação. Porém, ainda assim, a qualidade do permeado gerado no aterro de Marituba está longe do ideal quando comparadas com a literatura específica, com outros trabalhos do ramo e com o que a legislação exige como padrão de lançamento.

Almeida *et al.* (2019) encontraram resultados para lixiviado tratado da CTR de Seropédica de DQO, NAT e Cl⁻ de 249 mg/L, 396 mg/L e 447 mg/L, respectivamente. Assim como na primeira fase deste trabalho, os resultados encontrados pelos autores estão acima dos apresentados aqui, porém, em ambos os casos, os efluentes gerados estão inapropriados para emissão em um corpo receptor, de acordo com a resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011), devendo possuir uma destinação final diferente ou uma melhoria no tratamento para que a legislação seja atendida.

Gráficos de padrões de atendimento

A partir dos dados obtidos gerou-se os gráficos de atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação para cada parâmetro. Dentre os parâmetros selecionados para o tratamento de dados, a DQO e alcalinidade total ficaram de fora do gráfico de atendimento aos padrões por falta de valores de referência. A Tabela 30 a seguir identifica os limites e a legislação adotada de lançamento para os parâmetros considerados.

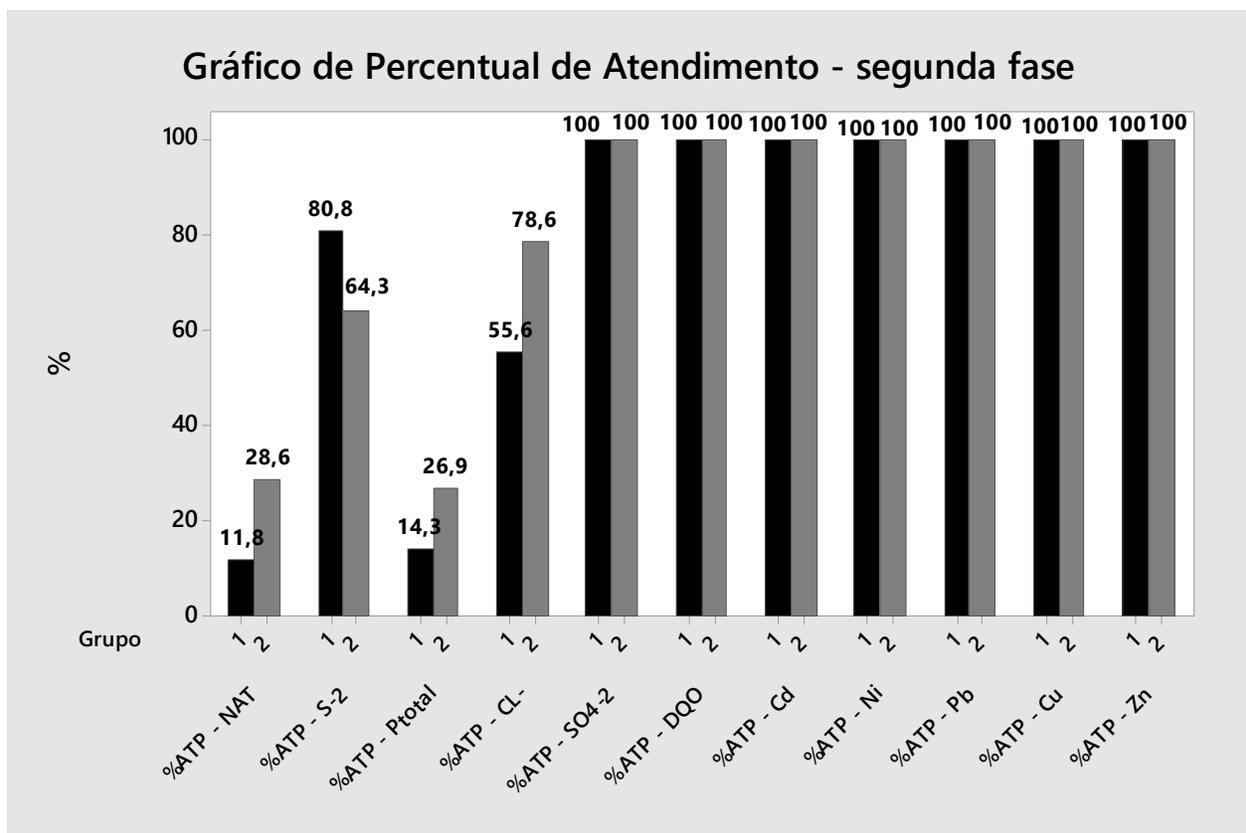
Tabela 30. Valores máximos permitidos para cada parâmetro de acordo com a legislação

Parâmetro	Valor Máximo Permitido	Finalidade	Referência
Nitrogênio amoniacal	20 mg/L	Emissão	CONAMA Nº 430/11
Sulfeto	1000 µg/L	Emissão	CONAMA Nº 430/11
Fósforo total	0,5 mg/L	Emissão	DECRETO-LEI Nº236/98
Cloreto	100 mg/L	Irrigação	TRANI, TIVELLI E CARRIJO (2011)
Sulfato	2000 mg/L	Emissão	DECRETO-LEI Nº236/98
DQO	200 mg/L	Emissão	DAI ET AL (2011)
Cádmio	0,1 mg/L	Emissão	DAI ET AL (2011)
Níquel	1 mg/L	Emissão	DAI ET AL (2011)
Chumbo	0,5 mg/L	Emissão	DAI ET AL (2011)
Cobre	0,5 mg/L	Emissão	DAI ET AL (2011)
Zinco	2 mg/L	Emissão	DAI ET AL (2011)

Fonte: BRASIL, 2011; PORTUGAL, 1998; Trani, Tivelli e Carrijo, 2011; Dai et al, 2011

1959
1960
1961
1962
1963

A partir dos dados obtidos gerou-se os gráficos de atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação para cada parâmetro da segunda fase, conforme disposto na Figura 26.



1964
1965
1966

Figura 26. Percentual de atendimento dos parâmetros da segunda fase aos padrões de lançamento adotados para cada variável de acordo com os Grupos 1 e 2. Fonte: Autor, 2022.

1967
1968
1969
1970
1971
1972
1973
1974
1975
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982

De acordo com os gráficos de padrão de atendimento, os valores estabelecidos pela literatura não estão sendo atendidos em sua maioria pelas unidades dos dois grupos. A exceção é o sulfato, que possui 100% de atendimento para ambos os grupos. Apesar do Grupo 2 de unidades apresentar uma porcentagem de atendimento um pouco melhor em relação ao Grupo 1 para os demais parâmetros, o mesmo não apresenta índices satisfatórios.

O baixo atendimento de ambos os grupos para o nitrogênio amoniacal indica um mau funcionamento das unidades de *air stripping*, que tem por finalidade a remoção dos gases dissolvidos no permeado antes do seu lançamento nas lagoas. Os parâmetros sulfeto e cloreto tem um atendimento mais adequado em comparação com NAT e Ptotal, mas ainda abaixo do necessário para seu lançamento ou uso na irrigação.

Por sua vez, o percentual de atendimento para os parâmetros DQO, cádmio, níquel, chumbo, cobre e zinco foi de 100%. A Tabela 31 contém um resumo dos gráficos de percentual de atendimento.

Tabela 31. Porcentagem de atendimento de cada grupo para cada parâmetro

Parâmetro	Grupo 1 (%)	Grupo 2 (%)	Valor Máximo Permitido	Referência
Nitrogênio amoniacal	11,8	28,6	20 mg/L	CONAMA N° 430/11
Sulfeto	80,8	64,3	1 mg/L	CONAMA N° 430/11
Fósforo total	14,3	26,9	0,5 mg/L	DECRETO-LEI N°236/98
Cloreto	55,6	78,6	100 mg/L	TRANI (2011)
Sulfato	100,0	100,0	2000 mg/L	DECRETO-LEI N°236/98
DQO	100,0	100,0	200 mg/L	DAI ET AL (2011)
Cádmio	100,0	100,0	0,1 mg/L	DAI ET AL (2011)
Níquel	100,0	100,0	1 mg/L	DAI ET AL (2011)
Chumbo	100,0	100,0	0,5 mg/L	DAI ET AL (2011)
Cobre	100,0	100,0	0,5 mg/L	DAI ET AL (2011)
Zinco	100,0	100,0	2 mg/L	DAI ET AL (2011)

Fonte: BRASIL, 2011; PORTUGAL, 1998; Trani, 2011; Dai et al, 2011

1983
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
1991
1992
1993
1994

O nitrogênio em sua forma de amônia é bastante tóxico à vida dos peixes, de forma que a maioria das espécies não suportam concentrações acima de 5mg/L. Além disso, o nitrogênio amoniacal é nutriente para algas se proliferarem e consomem o oxigênio dissolvido nas águas pois sofre oxidação para nitrito e posteriormente nitrato (PIVELI; KATO, 2006).

A Figura 27 contém as porcentagens de amônia e íon amônio para o valor do nitrogênio amoniacal médio de cada grupo, que dependem do pH médio e da temperatura média das observações de ambos os grupos, sendo que o nitrogênio amoniacal na forma de amônia é mais tóxico que em sua forma de íon (PIVELI; KATO, 2006). A Tabela 32 resume os cálculos realizados no fracionamento do nitrogênio amoniacal.

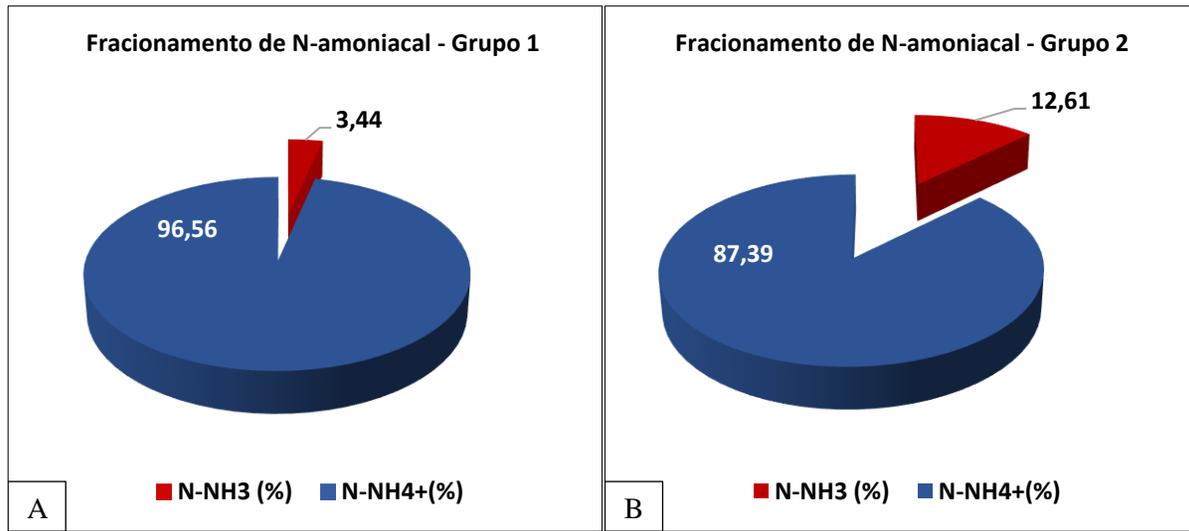


Figura 27. Fracionamento do nitrogênio amoniacoal total em amônia (NH₃) e íon amônio (NH₄⁺). Fonte: Autor, 2022.

Tabela 32. Fracionamento do nitrogênio amoniacoal em amônia (NH₃) e íon amônio (NH₄⁺)

Grupo	T (°C)	pH	NAT (mg/L)	T (K)	pKa	Ka	[H ⁺]	Fa (-)	N-NH ₃ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
1	35,5	7,49	146,40	308,5	8,94	1,15E-09	3,24E-08	0,034	5,038	141,362
2	33,7	8,15	51,10	306,7	8,99	1,02E-09	7,08E-09	0,126	6,443	44,657

Fonte: Autor, 2022

Eficiência de Remoção

O sistema de OR é um dos métodos mais eficientes no tratamento do lixiviado gerado em aterros sanitários. Estudos já realizados, tanto em laboratório quanto em escala industrial, demonstram a ótima performance e elevada eficiência das membranas de OR no tratamento de lixiviado, onde possui valores de remoção de DQO e metais pesados na faixa de 98 e 99%, respectivamente (RENOU *et al.*, 2008). De acordo com Metcalf e Eddy (2016), a eficiência de remoção para o parâmetro STD está entre 90 a 98%, enquanto para cor aparente está entre 90 e 96%.

Na Tabela 33 encontra-se os resultados para o lixiviado bruto, tratado (permeado) e a eficiência de remoção para os parâmetros analisados na segunda fase. Observa-se que, para os parâmetros pH e temperatura, não é possível aplicação do cálculo de eficiência.

Tabela 33. Dados de lixiviado bruto, tratado e eficiência de tratamento para os grupos 1 e 2

Parâmetro	Unid.	Bruto	Gp 1	E (%) – Gp 1	Gp 2	E (%) – Gp 2	E (%) – Literatura
pH	-	7,66	7,49	-	8,15	-	-
T	°C	35,70	35,54	-	33,70	-	-
CA	uC	5083,00	245,30	95,17	6,69	99,87	90 – 96*
TU	UNT	1714,00	198,90	88,40	4,75	99,72	-
SDT	mg/L	23263,00	1578,13	93,22	65,11	99,72	90 – 96*

DQO	mg/L	9845,00	28,82	99,71	15,20	99,85	98 – 99**
NAT	mg/L	6479,00	146,40	97,74	51,10	99,21	90 – 98
SO ₄ ²⁻	mg/L	234,00	59,50	74,57	44,10	81,15	96 – 99
S ²⁻	(mg/L)	687,98	16,57	97,59	2,91	99,58	-
Ptotal	mg/L	646,80	4,99	99,23	2,12	99,67	-
AT	mg/L	12368,00	555,70	95,51	252,20	97,96	96 – 99
CL ⁻	mg/L	15985,00	331,00	97,93	152,20	99,05	92 – 98
Ba	mg/L	0,05	0,050	0,00	0,050	0,00	-
Cd	mg/L	0,04	0,025	37,50	0,025	37,50	-
Pb	mg/L	0,12	0,047	60,83	0,046	61,67	-
Cu	mg/L	0,01	0,010	0,00	0,010	0,00	96 – 99
Fe	mg/L	105,41	0,430	99,59	0,049	99,95	96 – 98
Mn	mg/L	4,36	0,024	99,45	0,010	99,77	96 – 98
Ni	mg/L	0,34	0,020	94,12	0,020	94,12	96 – 99
Zn	mg/L	479,00	0,113	99,98	0,089	99,98	96 – 98

Fonte: Kucera, 2010; Metcalf e Eddy, 2016*; Renou et al, 2008**.

2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024
2025
2026
2027
2028
2029
2030
2031
2032
2033

A partir dos dados apresentados na tabela acima, nota-se que a eficiência de remoção para os parâmetros DQO, STD, CA, NAT, Cloreto, Ferro, manganês e zinco para ambos os grupos de OR está de acordo com o esperado para este sistema. Entretanto, a eficiência de tratamento para o sulfato encontrou-se abaixo do esperado para o Grupo 1 e 2, apesar do seu percentual de atendimento aos padrões estar com taxa de atendimento de 100% para os mesmos, considerando irrigação como tipo de uso. Além disso, a eficiência de remoção da turbidez para o Grupo 1 encontrou-se abaixo de 90%, o que pode indicar colmatação das membranas de OR destas unidades.

Ressalta-se que as eficiências para bário e cobre obtiveram valor zero devido a não detecção da presença desses metais durante as análises no lixiviado bruto e tratado, sendo então suas concentrações o limite de detecção do equipamento, 0,05 e 0,01 respectivamente. Já o cádmio, apesar de apresentar uma eficiência baixa, sua concentração apresentou-se próximo ao limite de detecção de 0,01 do equipamento, além de atestar 100% de percentual de atendimento conforme visualizado na Figura 26.

Na Figura 28 e Figura 29 apresenta-se os gráficos que evidenciam as concentrações de lixiviado bruto, tratado e a eficiência de remoção para cada grupo de OR.

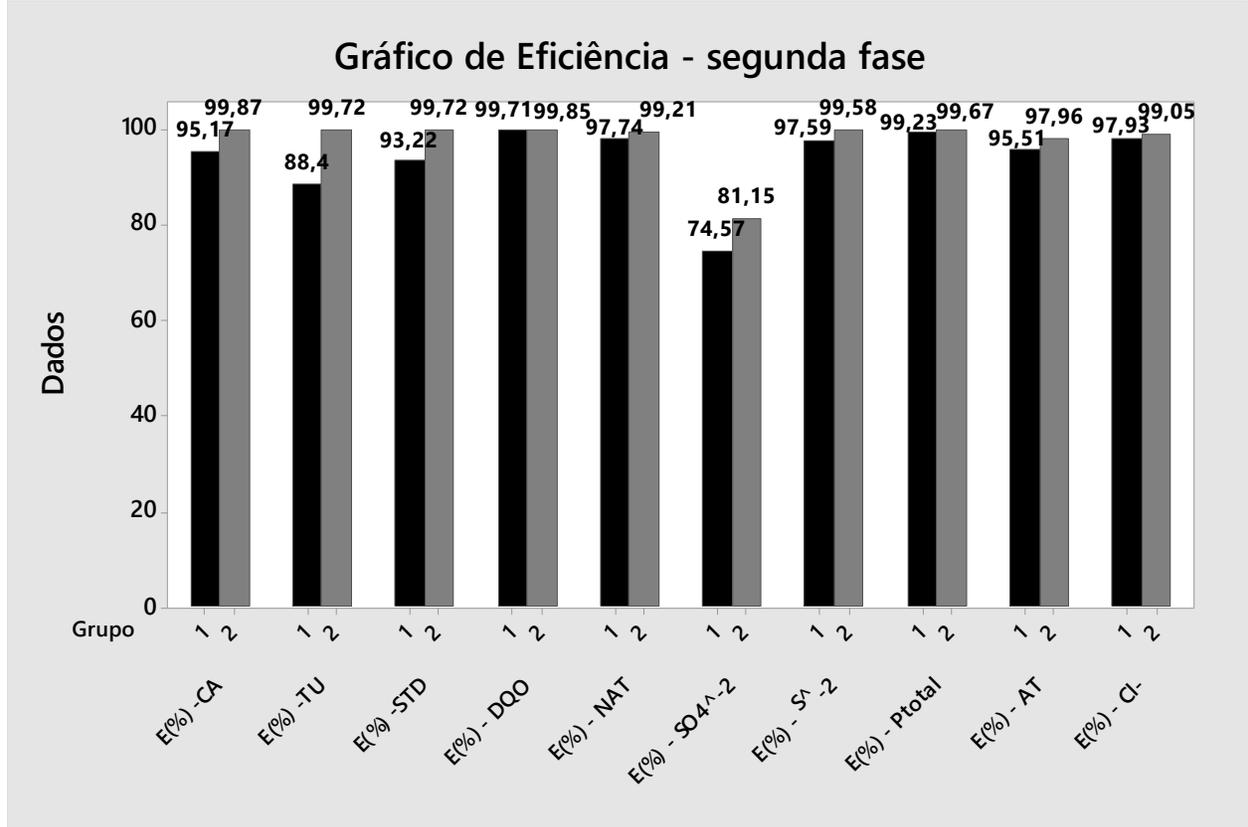


Figura 28. Gráfico de eficiência para os parâmetros da segunda fase (a). Fonte: Autor, 2022.

2034
2035
2036

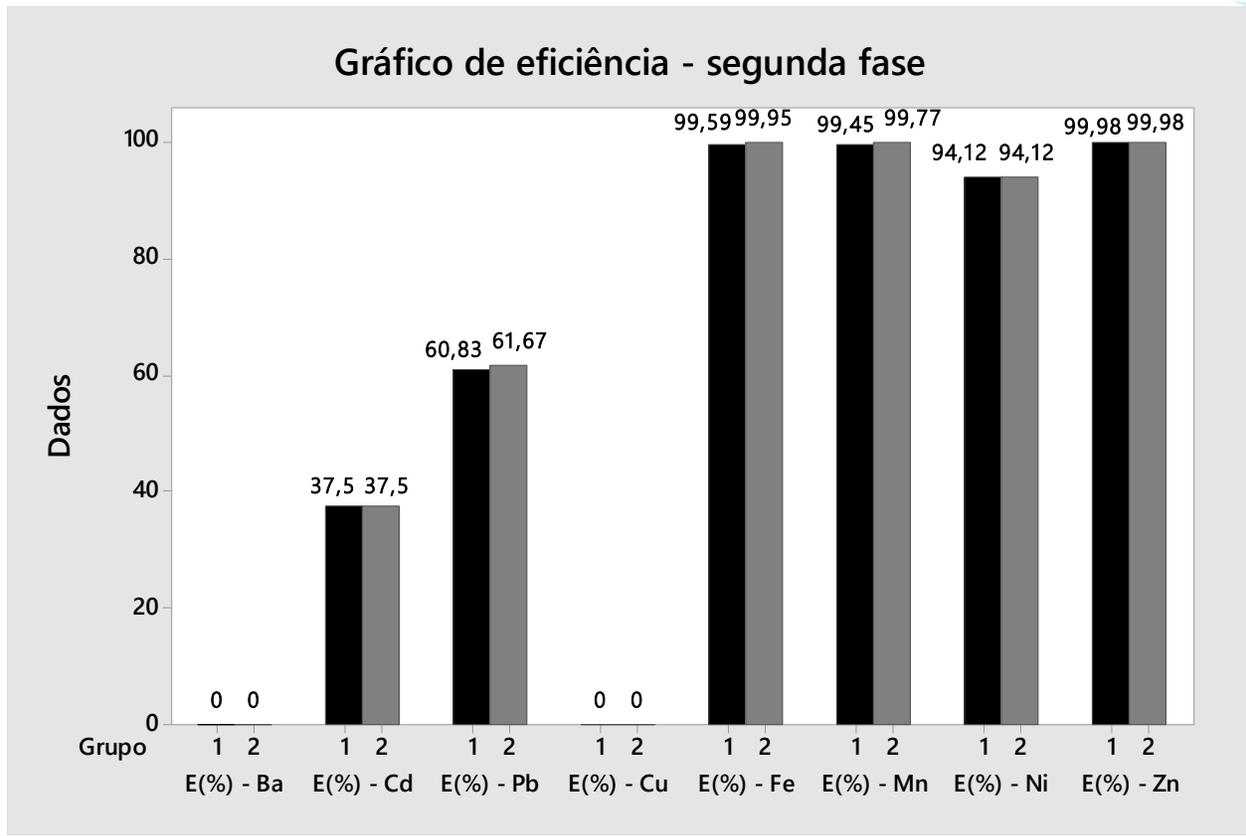


Figura 29. Gráfico de eficiência para os parâmetros da segunda fase (b). Fonte: Autor, 2022.

2037
2038
2039
2040
2041
2042
2043
2044
2045
2046

Teste de Anderson-Darlin

Para a aplicação do teste de hipótese para comparar os dados referentes a qualidade do permeado gerado pelas unidades de osmose de dois e três estágios durante a segunda fase, faz-se necessário identificar se tais dados seguem ou não uma distribuição normal. Desta forma, aplicou-se o teste de anderson-darlin e o seu resultado está disposto na Tabela 34.

Tabela 34. Resultado do teste de Anderson-Darlin

Parâmetro	N	\bar{x}	DP	AD	Valor-p
DQO	59,00	21,66	16,93	2,895	<0,005
NAT	38,00	93,72	120,20	3,469	<0,005
Sulfato – SO_4^{2-}	53,00	52,24	144,30	11,299	<0,005
Sulfeto – S-	51,00	9606,00	28162,00	13,910	<0,005
Fósforo total - Ptotal	54,00	3,605	4,906	5,312	<0,005
Alcalinidade total - AT	59,00	396,30	438,2	4,063	<0,005
Cloreto – Cl^-	54,00	241,70	522,00	11,205	<0,005

Fonte: Autor, 2022

2047
2048

2049 Como observado na tabela acima, todos os valores de p foram abaixo do nível de
2050 significância adotado (0,05), sendo possível concluir que os dados não seguem uma distribuição
2051 normal.

2052

2053 Teste de Kruskal-Wallis

2054 Como os dados não seguem uma distribuição normal é possível aplicar o teste de Kruskal-
2055 Wallis com objetivo de verificar se os dados referentes ao Grupo 1 são iguais estatisticamente ao
2056 Grupo 2, sendo possível concluir ou não se as OR's de dois estágios possuem a mesma qualidade
2057 de permeado em comparação com as OR's de três estágios.

2058 Os resultados obtidos pelo Teste de Kruskal-Wallis da segunda fase estão dispostos na
2059 Tabela 35 correspondendo aos parâmetros DQO, nitrogênio amoniacal, sulfeto, fósforo total,
2060 alcalinidade total, cloreto, sulfato e fosfato. O valor do nível de significância adotado é de 0,05, o
2061 que se pode dizer que o risco de concluir que exista uma diferença entre as medianas quando, na
2062 realidade, não ocorre nenhuma diferença significativa, é de 5%.

2063 O teste de Kruskal-Wallis não permite afirmar que, para o parâmetro fosfato, a qualidade
2064 entre os permeados do Grupo 1 e Grupo 2 é diferente, ou seja, a hipótese nula (H_0) não deve ser
2065 rejeitada dado o valor de $p=0,297$. Em contrapartida, para os parâmetros DQO, N-amoniacal,
2066 sulfeto, fósforo total, alcalinidade, cloreto e sulfato rejeita-se a hipótese nula (para $p<0,05$) e
2067 afirma-se que a qualidade do permeado do Grupo 1 e Grupo 2 são diferentes, com um grau de
2068 confiabilidade de 95% ($\alpha=0,05$), ou seja, a probabilidade do risco de concluir que os dois grupos
2069 possuem um permeado com qualidade diferentes para esses parâmetros quando, na realidade, não
2070 possuem diferença é de 5%.

2071

2072 **Tabela 35. Teste de Kruskal Wallis para comparação entre os grupos 1 e 2 em relação aos parâmetros da**
2073 **segunda fase**

Variável	Valores do teste	Probabilidade de significância de p	Conclusão do teste para $\alpha= 0,05$
DQO	Hajustado=11,10, N=59, $P_g=30,00$ Grupo 1: N1=28 (mediana =25,25) - P=37,80, Z=3,33 Grupo 2: N2=31 (mediana =10,00) - P=22,90, Z=-3,33	0,001	H_0 deve ser rejeitado.
N-amoniacal	Hajustado=6,91, N=38, $P_g=19,50$ Grupo 1: N1=17 (mediana =123,50) - P=24,80, Z=2,63 Grupo 2: N2=21 (mediana =25,60) - P=15,20, Z=-2,63	0,009	H_0 deve ser rejeitado.
Sulfeto	Hajustado=12,29, N=51, $P_g=26,00$ Grupo 1: N1=25 (mediana =33,00) - P=18,60, Z=-3,50 Grupo 2: N2=26 (mediana =714,50) - P=33,20, Z=3,50	0,000	H_0 deve ser rejeitado.

Ptotal	Hajustado=6,03, N=54, $P_g=27,50$ Grupo 1: N1=28 (mediana =3,25) - P=32,60, Z=2,45 Grupo 2: N2=26 (mediana =1,75) - P=22,10, Z=-2,45	0,014	H_0 deve ser rejeitado.
Alcalinidade	Hajustado=11,72, N=59, $P_g=30,00$ Grupo 1: N1=28 (mediana =544,04) - P=38,10, Z=3,42 Grupo 2: N2=31 (mediana =106,90) - P=22,70, Z=-3,42	0,001	H_0 deve ser rejeitado.
Cloreto	Hajustado=14,37, N=54, $P_g=27,50$ Grupo 1: N1=27 (mediana =80,00) - P=35,60, Z=3,79 Grupo 2: N2=27 (mediana =10,00) - P=19,40, Z=-3,79	0,000	H_0 deve ser rejeitado.
Sulfato	Hajustado=13,52, N=53, $P_g=27,00$ Grupo 1: N1=28 (mediana =18,00) - P=34,00, Z=3,50 Grupo 2: N2=25 (mediana =2,00) - P=19,10, Z=-3,50	0,000	H_0 deve ser rejeitado.

Fonte: Autor, 2022

2074

2075

2076

2077

2078

2079

2080

2081

2082

2083

2084

2085

2086

2087

2088

2089

Para os parâmetros DQO, NAT, fósforo total, alcalinidade, cloreto e sulfato os valores do posto médio do Grupo 1 são maiores que os seus respectivos valores de posto médio global, o que indica que as observações registradas para este grupo possuem um valor numericamente maior em relação as observações do Grupo 2, que por sua vez detém valores de posto médio menores que seus respectivos valores de posto médio global.

Para o parâmetro sulfato o valor do posto médio do Grupo 1 é menor que o seu valor de posto médio global, o que indica que as observações registradas para este grupo possuem um valor numericamente menor em relação as observações do Grupo 2, que por sua vez detém o valor de posto médio maior que seu valor de posto médio global.

Apesar da segunda fase apresentar resultados indesejáveis em atendimento aos padrões para os 8 parâmetros analisados em relação a ambos os grupos, ainda assim o teste de Kruskal-Wallis prova que eles são estatisticamente diferentes.

Considerações finais

Com base nos resultados do presente capítulo foram obtidas as seguintes conclusões principais:

2091

2092

2093

2094

2095

- A partir dos resultados obtidos na primeira fase, conclui-se que as unidades de osmose reversa do Grupo 2, que são OR4, OR6 e OR7 possuem uma qualidade de permeado superior em comparação ao Grupo 1 composto pela OR1, OR2 e OR3. O Grupo 1 apresentou baixo atendimento para os parâmetros de condutividade, cor

- 2096 aparente, turbidez e sólidos totais dissolvidos, enquanto que esses mesmos
2097 parâmetros para o Grupo 2 apresentaram um padrão de atendimento bom (83% de
2098 atendimento), no caso da condutividade, e excelente (acima de 90%) para os demais
2099 parâmetros.
- 2100 • A eficiência de remoção para os parâmetros analisados na primeira fase foi
2101 superiores a 90% para ambos os grupos e ficaram dentro do esperado de acordo com
2102 a literatura;
 - 2103 • O teste de Kruskal-Wallis para a primeira fase confirmou que a qualidade do
2104 permeado gerado pelas unidades do Grupo 1 é diferente da qualidade do Grupo 2
2105 para os parâmetros analisados, com exceção do pH. Desta forma, conclui-se que
2106 cada grupo apresenta qualidade excelente de permeado para o parâmetro pH,
2107 entretanto para os demais parâmetros somente o Grupo 2 apresenta qualidade de boa
2108 para excelente, atendendo bem boa parte da legislação estipulada, já o Grupo 1 fica
2109 a desejar para condutividade, cor aparente, turbidez e sólidos totais dissolvidos,
2110 principalmente as OR1 e OR2, onde recomenda-se uma revisão e manutenção das
2111 instalações e equipamentos das unidades a fim de melhorar a qualidade do permeado
2112 em relação aos parâmetros que estão com porcentagem de atendimento muito abaixo
2113 do esperado.
 - 2114 • Em relação às vazões das unidades de osmose, recomenda-se seu monitoramento
2115 contínuo, detalhado e frequente, com o objetivo de identificar e solucionar possíveis
2116 problemas técnicos que possam ocorrer, principalmente as unidades do Grupo 1,
2117 que apresentaram muitos resultados abaixo de 50 m³/d nos seus dados de vazão de
2118 entrada.
 - 2119 • Os resultados de atendimento às legislações estabelecidas na segunda fase
2120 apresentaram percentual de atendimento de 100% para sulfato, DQO e metais,
2121 porém foram insatisfatórios para os parâmetros NAT, sulfeto, fósforo total e cloreto
2122 de ambos os grupos. Desta forma, uma das possíveis soluções seria diminuir a carga
2123 do lixiviado de entrada, sendo possível a partir de um pré-tratamento eficiente, a
2124 exemplo, um tratamento físico-químico com unidade de flotação e decantação.
 - 2125 • Em contrapartida, a eficiência de remoção dos parâmetros analisados na segunda
2126 fase apresentou percentual acima de 90% para grande maioria dos parâmetros de
2127 ambos os grupos, com exceção da turbidez e sulfato para o Grupo 1 e sulfato para o
2128 Grupo 2. Os valores de remoção para bário, cádmio, chumbo e cobre são explicados
2129 pela baixa concentração desses metais no lixiviado bruto, condicionando os
2130 resultados ao limite de detecção dos métodos de análise executados. Sendo assim,
2131 apenas o sulfato apresentou eficiência abaixo do esperado de acordo com a
2132 literatura.
 - 2133 • Conclui-se que nenhum grupo de unidades de osmose reversa apresentou
2134 atendimento 100% desejável, necessitando assim passar por ajustes e manutenções
2135 como limpezas mais frequentes ou trocas das membranas, para atenderem
2136 integralmente todos os parâmetros de acordo com seu valor de referência.
2137 Entretanto, para efeito de comparação, pode-se dizer que as unidades do Grupo 2

2138 (unidades de três estágios) estão à frente das unidades do Grupo 1 por apresentarem
2139 um desempenho de bom para ótimo na primeira fase do trabalho, devido
2140 principalmente a baixa qualidade apresentada pelas unidades OR1 e OR2. Além
2141 disso, pelo fato das unidades 6 e 7 possuírem uma capacidade de vazão maior em
2142 relação aos demais, elas produzem um permeado com maior qualidade que as
2143 demais e conseguem tratar mais que as outras unidades. Dentre todas as unidades,
2144 são as que apresentam o desempenho mais próximo do desejável.

2145

2146 **AGRADECIMENTOS**

2147

2148 Gostaria de agradecer a minha família, em especial aos meus pais e minha avó paterna, que
2149 moveram montanhas para me proporcionar sempre o melhor.

2150 Gostaria de agradecer aos meus amigos que, de alguma forma, contribuíram para minha formação
2151 como profissional e pessoa, permitindo alcançar minhas metas e me apoiando sempre que possível.

2152 Em especial aos meus amigos e irmãos Moisés, Emmanuel e Filipe e a minha companheira e
2153 amiga Elys.

2154 Um enorme agradecimento à UFPA e ao PPGESA pela oportunidade, à FADESP e a Guamá

2155 Tratamento de Resíduos que tornaram o desenvolvimento deste trabalho possível. Um

2156 agradecimento especial ao Grupo de Estudo em Gerenciamento de Águas e Reuso de Efluentes

2157 (GESA), especialmente ao professor e amigo Neyson Mendonça, por todo aprendizado e

2158 experiências compartilhadas.

2159 **Referências bibliográficas**

- 2160
- 2161 AGBOZU, IWEKUMO EBIBOFE; OGHAMA, OSAYOMWANBOR EBENEZER; AKINYEMI,
2162 OLAIDE OPEYEMI. LEACHATE CONTAMINATION POTENTIAL OF A WASTE DUMPSITE IN
2163 EFFURUN CITY, SOUTHERN NIGERIA USING THE LEACHATE POLLUTION INDEX.
2164 AFRICAN JOURNAL OF SCIENCE, TECHNOLOGY, INNOVATION AND DEVELOPMENT,
2165 [S. L.], v. 7, n. 4, p. 220–229, 2015.
- 2166 AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE
2167 RECURSOS HÍDRICOS. [S. L.: s. n.], 2022.
- 2168 ALMEIDA, RONEI DE ET AL. EVALUATION OF COAGULATION–FLOCCULATION AND
2169 NANOFILTRATION PROCESSES IN LANDFILL LEACHATE TREATMENT. JOURNAL OF
2170 ENVIRONMENTAL SCIENCE AND HEALTH - PART A TOXIC/HAZARDOUS SUBSTANCES
2171 AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, [S. L.], v. 54, n. 11, p. 1091–1098, 2019.
- 2172 ALMEIDA, JÚLIA RIGHI. PROPOSTA DE ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DE
2173 RESÍDUOS DESATIVADOS A PARTIR DO POTENCIAL POLUIDOR DO
2174 LIXIVIADO. 2017. 9–15 F. - UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, [S. L.],
2175 2017.
- 2176 ALMEIDA, OTÁVIO ALVARES. QUALIDADE DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO [RECURSO ELETRÔNICO].
2177 [S. L.]: CRUZ DAS ALMAS: EMBRAPA MANDIOCA E FRUTICULTURA, 2010.
- 2178 AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. STANDARD METHODS FOR THE
2179 EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 23ND ED. WASHINGTON, DC: [S. N.],
2180 2017.
- 2181 ANNA TAŁAŁAJ, IZABELA; BARTKOWSKA, IZABELA; BIEDKA, PAWEŁ. TREATMENT OF
2182 YOUNG AND STABILIZED LANDFILL LEACHATE BY INTEGRATED SEQUENCING BATCH
2183 REACTOR (SBR) AND REVERSE OSMOSIS (RO) PROCESS. ENVIRONMENTAL
2184 NANOTECHNOLOGY, MONITORING AND MANAGEMENT, [S. L.], v. 16, n. JANUARY,
2185 2021.
- 2186 AZIZ, H. A., ALIAS, S., ADLAN, M. N., FARIDAH, ASAARI, A. H., & ZAHARI, M. S.
2187 (2007). COLOUR REMOVAL FROM LANDFILL LEACHATE BY COAGULATION AND
2188 FLOCCULATION PROCESSES. BIORESOURCE TECHNOLOGY, 98(1), 218–220.
2189 [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.BIORTECH.2005.11.013](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.013)
- 2190 BAETTKER, E. C., KOZAK, C., KNAPIK, H. G.; AISSE, M. M. (2020). APPLICABILITY OF
2191 CONVENTIONAL AND NON-CONVENTIONAL PARAMETERS FOR MUNICIPAL LANDFILL
2192 LEACHATE CHARACTERIZATION. CHEMOSPHERE, 251, 126-414.
2193 [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.126414](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414)
- 2194 BARDOS, P. COMPOSTING OF MECHANICALLY SEGREGATED FRACTIONS OF MUNICIPAL SOLID
2195 WASTE – A REVIEW. SITA ENVIRONMENTAL TRUST, [S. L.], 2004.
- 2196 BHALLA, BARJINDER; SAINI, MS; JHA, MK. ASSESSMENT OF MUNICIPAL SOLID WASTE
2197 LANDFILL LEACHATE TREATMENT EFFICIENCY BY LEACHATE POLLUTION INDEX.

- 2198 INTERNATIONAL JOURNAL OF INNOVATIVE RESEARCH IN SCIENCE, ENGINEERING
2199 AND TECHNOLOGY (AN ISO, [s. L.], v. 3, n. 1, p. 8447–8454, 2014. DISPONÍVEL EM:
2200 WWW.IJRSET.COM.
- 2201 BHATT, A. H., KARANJEKAR, R. v., ALTOUQI, S., SATTLER, M. L., HOSSAIN, M. D. S.;
2202 CHEN, V. P. (2017). ESTIMATING LANDFILL LEACHATE BOD AND COD BASED ON
2203 RAINFALL, AMBIENT TEMPERATURE, AND WASTE COMPOSITION: EXPLORATION OF A
2204 MARS STATISTICAL APPROACH. ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY AND INNOVATION,
2205 [s. L.], V. 8, P. 1–16, 2017. DISPONÍVEL EM:
2206 [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ETI.2017.03.003](https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.03.003).
- 2207 BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA No 430. DIÁRIO
2208 OFICIAL DA UNIÃO, [s. L.], p. 8, 2011.
- 2209 BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. [S. L.], 2021. DISPONÍVEL EM:
2210 [HTTPS://WWW.IBGE.GOV.BR/](https://www.ibge.gov.br/).
- 2211 CALABRÒ, P. S., GENTILI, E., MEONI, C., ORSI, S.; KOMILIS, D. (2018). EFFECT OF THE
2212 RECIRCULATION OF A REVERSE OSMOSIS CONCENTRATE ON LEACHATE GENERATION:
2213 A CASE STUDY IN AN ITALIAN LANDFILL. WASTE MANAGEMENT, [s. L.], v. 76, p.
2214 643–651, 2018
- 2215 CALLADO, N H ; DAMIANOVIC, M H Z ;; FORESTI, E. INFLUÊNCIA DA RAZÃO DQO/[SO4-
2216 2] E DA CONCENTRAÇÃO DE NA+ A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SULFATO EM
2217 REATOR UASB. [S. L.: S. N.], 2017.
- 2218 COLLADO, S., NÚÑEZ, D., OULEGO, P., RIERA, F. A.; DÍAZ, M. (2020). EFFECT OF
2219 LANDFILL LEACHATE AGEING ON ULTRAFILTRATION PERFORMANCE AND MEMBRANE
2220 FOULING BEHAVIOUR. JOURNAL OF WATER PROCESS ENGINEERING, [s. L.], v. 36, N.
2221 APRIL, P. 11, 2020. DISPONÍVEL EM: [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.JWPE.2020.101291](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101291).
- 2222 COSTA, ALYNE MORAES; ALFAIA, RAQUEL GREICE DE SOUZA MAROTTA; CAMPOS,
2223 JUACYARA CARBONELLI. LANDFILL LEACHATE TREATMENT IN BRAZIL – AN
2224 OVERVIEW. [S. L.]: ACADEMIC PRESS, 2019.
- 2225 CUNHA WF, SILVA ML, AMADEU SG (2014) TRATAMENTO DO CHORUME PELO PROCESSO
2226 DE OSMOSE REVERSA NA ÁREA DO ATERRO SANITÁRIO DE RESÍDUOS URBANOS
2227 DOMICILIARES. 7º ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA QUÍMICA, VITÓRIA/ES.
- 2228 DA COSTA, F. M., DAFLON, S. D. A., BILA, D. M., DA FONSECA, F. V.; CAMPOS, J. C.
2229 (2018). EVALUATION OF THE BIODEGRADABILITY AND TOXICITY OF LANDFILL
2230 LEACHATES AFTER PRETREATMENT USING ADVANCED OXIDATIVE PROCESSES.
2231 WASTE MANAGEMENT, [s. L.], v. 76, p. 606–613, 2018. DISPONÍVEL EM:
2232 [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.WASMAN.2018.02.030](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.030)
- 2233 DA COSTA, TIAGO JORGE SOUSA. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS DE
2234 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM PORTUGAL ENGENHARIA CIVIL. [s. L.], p. 138,
2235 2015A.

- 2236 DA COSTA, TIAGO JORGE SOUSA. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS DE
2237 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM PORTUGAL ENGENHARIA CIVIL. [S. L.], p. 138,
2238 2015B.
- 2239 DE, S., MAITI, S. K., HAZRA, T., DEBSARKAR, A., & DUTTA, A. (2016). LEACHATE
2240 CHARACTERIZATION AND IDENTIFICATION OF DOMINANT POLLUTANTS USING
2241 LEACHATE POLLUTION INDEX FOR AN UNCONTROLLED LANDFILL SITE. GLOBAL
2242 JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCE AND MANAGEMENT, [S. L.], v. 2, n. 2, p. 177–
2243 186, 2016.
- 2244 DI IACONI, CLAUDIO; RAMADORI, ROBERTO; LOPEZ, ANTONIO. COMBINED BIOLOGICAL
2245 AND CHEMICAL DEGRADATION FOR TREATING A MATURE MUNICIPAL LANDFILL
2246 LEACHATE. BIOCHEMICAL ENGINEERING JOURNAL, [S. L.], v. 31, n. 2, p. 118–124,
2247 2006.
- 2248 EL-GOHARY, FATMA A.; KAMEL, G. CHARACTERIZATION AND BIOLOGICAL TREATMENT OF
2249 PRE-TREATED LANDFILL LEACHATE. ECOLOGICAL ENGINEERING, [S. L.], v. 94, p.
2250 268–274, 2016. DISPONÍVEL EM:
2251 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.ECOLENG.2016.05.074](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.074).
- 2252 FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO - FIESP. CONSERVAÇÃO E REUSO DA ÁGUA
2253 EM EDIFICAÇÕES. SÃO PAULO: DEPARTAMENTO DE MEIO AMBIENTE E
2254 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL; SINDUSCON-SP, SINDICATO DA INDÚSTRIA DA
2255 CONSTRUÇÃO DO ESTADO DE SÃO PAULO; COMASP, COMITÊ DE MEIO AMBIENTE
2256 DO SINDUSCON–SP., 2005.
- 2257 GAO, J., OLOIBIRI, V., CHYS, M., AUDENAERT, W., DECOSTERE, B., HE, Y., VAN
2258 LANGENHOVE, H., DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S. W. H. (2015). THE
2259 PRESENT STATUS OF LANDFILL LEACHATE TREATMENT AND ITS DEVELOPMENT TREND
2260 FROM A TECHNOLOGICAL POINT OF VIEW. REVIEWS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE
2261 AND BIOTECHNOLOGY, [S. L.], v. 14, n. 1, p. 93–122, 2015.
- 2262 GHAFARI, SHAHIN; AZIZ, HAMIDI ABDUL; BASHIR, MOHAMMED J.K. THE USE OF POLY-
2263 ALUMINUM CHLORIDE AND ALUM FOR THE TREATMENT OF PARTIALLY STABILIZED
2264 LEACHATE: A COMPARATIVE STUDY. DESALINATION, [S. L.], v. 257, n. 1–3, p. 110–
2265 116, 2010. DISPONÍVEL EM: [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.DESAL.2010.02.037](http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.02.037).
- 2266 GODWIN, ASIBOR; OGHENEKOHWIRORO, EDJERE. LEACHATE CHARACTERIZATION AND
2267 LEACHATE POLLUTION INDEX FROM LANDFILL DUMP SITES IN WARRI METROPOLIS,
2268 NIGERIA. INTERNATIONAL LETTERS OF NATURAL SCIENCES, [S. L.], v. 57, p. 41–48,
2269 2016.
- 2270 GOMES, N. A., ALMEIDA, M. V. DE A., DE MELO, M. C., MONTEIRO, V. E. D.; DE
2271 OLIVEIRA, R. (2018). INFLUENCE OF PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS ON THE
2272 COMPOSITION OF TOXIC CONSTITUENTS IN LANDFILL LEACHATE. REVISTA MATERIA,
2273 [S. L.], v. 23, n. 3, 2018.

- 2274 GOTVAJN, A. ŽGAJNAR; TISLER, T.; ZAGORC-KONCAN, J. COMPARISON OF DIFFERENT
2275 TREATMENT STRATEGIES FOR INDUSTRIAL LANDFILL LEACHATE. *JOURNAL OF*
2276 *HAZARDOUS MATERIALS*, [S. L.], v. 162, n. 2–3, p. 1446–1456, 2009.
- 2277 HE, R., TIAN, B. H., ZHANG, Q. Q.; ZHANG, H. T. (2015). EFFECT OF FENTON OXIDATION ON
2278 BIODEGRADABILITY, BIOTOXICITY AND DISSOLVED ORGANIC MATTER DISTRIBUTION
2279 OF CONCENTRATED LANDFILL LEACHATE DERIVED FROM A MEMBRANE PROCESS.
2280 *WASTE MANAGEMENT*, [S. L.], V. 38, N. 1, P. 232–239, 2015. DISPONÍVEL EM:
2281 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.WASMAN.2015.01.006](http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.006).
- 2282 HOWE, K. J., HAND, D. W., CRITTENDEN, J. C., TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLOUS,
2283 G. (2016). *PRINCÍPIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA*. 1TH. ED. SÃO PAULO: [S. N.], 2016
- 2284 HUSSEIN, M., YONEDA, K., ZAKI, Z. M., OTHMAN, N. A.; AMIR, A. (2019). LEACHATE
2285 CHARACTERIZATIONS AND POLLUTION INDICES OF ACTIVE AND CLOSED UNLINED
2286 LANDFILLS IN MALAYSIA. *ENVIRONMENTAL NANOTECHNOLOGY, MONITORING AND*
2287 *MANAGEMENT*, [S. L.], v. 12, n. APRIL, p. 100232, 2019. DISPONÍVEL EM:
2288 [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ENMM.2019.100232](https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232).
- 2289 JIANG, SHANXUE; LI, YUENING; LADEWIG, BRADLEY P. A REVIEW OF REVERSE OSMOSIS
2290 MEMBRANE FOULING AND CONTROL STRATEGIES. *SCIENCE OF THE TOTAL*
2291 *ENVIRONMENT*, [S. L.], v. 595, p. 567–583, 2017. DISPONÍVEL EM:
2292 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.SCITOTENV.2017.03.235](http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.235).
- 2293 KAMARUDDIN, M. A., YUSOFF, M. S., RUI, L. M., ISA, A. M., ZAWAWI, M. H.; ALROZI, R.
2294 (2017). AN OVERVIEW OF MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL
2295 LEACHATE TREATMENT: MALAYSIA AND ASIAN PERSPECTIVES. *ENVIRONMENTAL*
2296 *SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, [S. L.], v. 24, n. 35, p. 26988–27020, 2017.
- 2297 KHANAL, SAMIR KUMAR. *ANAEROBIC BIOTECHNOLOGY FOR BIOENERGY PRODUCTION :*
2298 *PRINCIPLES AND APPLICATIONS*. [S. L.]: WILEY-BLACKWELL, 2008.
- 2299 KUCERA, J., *REVERSE OSMOSIS DESIGN, PROCESS, AND APPLICATIONS FOR ENGINEERS*, JONH
2300 WILEY & SONS, INC. HOBOKEN, NEW JERSEY, AND SCRIEVENER PUBLISHING LLC,
2301 SALEM, MASSACHUSETTS, 2010.
- 2302 KUMAR, DINESH; ALAPPAT, BABU J. A TECHNIQUE TO QUANTIFY LANDFILL LEACHATE
2303 POLLUTION. CAGLIARI. *PROCEEDINGS OF THE 9TH INTERNATIONAL LANDFILL*
2304 *SYMPOSIUM*. CAGLIARI: [S. N.], 2003.
- 2305 KUMAR, DINESH; ALAPPAT, BABU J. ANALYSIS OF LEACHATE CONTAMINATION POTENTIAL
2306 OF A MUNICIPAL LANDFILL USING LEACHATE POLLUTION INDEX. *RESEARCH GATE*
2307 *- WORKSHOP ON SUSTAINABLE LANDFILL MANAGMENT*, [S. L.], v. 2, n. 1, p. 16–39,
2308 2012.
- 2309 KUMAR, DINESH; ALAPPAT, BABU J. EVALUATING LEACHATE CONTAMINATION POTENTIAL
2310 OF LANDFILL SITES USING LEACHATE POLLUTION INDEX. *CLEAN TECHNOLOGIES AND*
2311 *ENVIRONMENTAL POLICY*, [S. L.], v. 7, n. 3, p. 190–197, 2005.

- 2312 KUMAR, DINESH; ALAPPAT, BABU J. SELECTION OF THE APPROPRIATE AGGREGATION
2313 FUNCTION FOR CALCULATING LEACHATE POLLUTION INDEX. PRACTICE PERIODICAL
2314 OF HAZARDOUS, TOXIC, AND RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT, [S. L.], v. 8, p.
2315 253–264, 2004.
- 2316 LABIADH, L., FERNANDES, A., CIRÍACO, L., PACHECO, M. J., GADRI, A., AMMAR, S.;
2317 LOPES, A. (2016). ELECTROCHEMICAL TREATMENT OF CONCENTRATE FROM
2318 REVERSE OSMOSIS OF SANITARY LANDFILL LEACHATE. JOURNAL OF
2319 ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, [S. L.], v. 181, p. 515–521, 2016.
- 2320 LINS, EDUARDO ANTÔNIO MAIA. PROPOSIÇÃO E AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA EXPERIMENTAL
2321 DE PROCESSOS FÍSICOS E QUÍMICOS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADO. [S. L.], p. 278,
2322 2011.
- 2323 LIU, S. LANDFILL LEACHATE TREATMENT METHODS AND EVALUATION OF HEDESKOGA AND
2324 MÅSALYCKE LANDFILLS. [S. L.]: WATER AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING,
2325 DEPARTMENT OF CHEMICAL ENGINEERING, LUND UNIVERSITY, 2013.
- 2326 LOTHE, ANJALI G.; SINHA, ALOK. DEVELOPMENT OF MODEL FOR PREDICTION OF LEACHATE
2327 POLLUTION INDEX (IPL) IN ABSENCE OF LEACHATE PARAMETERS. WASTE
2328 MANAGEMENT, [S. L.], v. 63, p. 327–336, 2017. DISPONÍVEL EM:
2329 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.WASMAN.2016.07.026](http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.026).
- 2330 MANIMEKALAI, Ms. B.; VIJAYALAKSHMI, P. ANALYSIS OF LEACHATE CONTAMINATION
2331 POTENTIAL OF A MUNICIPAL LANDFILL USING LEACHATE POLLUTION INDEX. IOSR
2332 JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCE, TOXICOLOGY AND FOOD TECHNOLOGY, [S.
2333 L.], v. 2, n. 1, p. 16–39, 2012.
- 2334 MENDONÇA, NEYSON MARTINS; RUSSO, M. A. T. ; PENNER, G. C. ; ALMEIDA ;
2335 ASSUNCAO, M. A. C. ; BRANDAO, I. ; SILVA, R. H. Y. ; PEREIRA, F. C. ;
2336 SANTOS, F. V. ; MACHADO, P. C. F. ; ALENCAR JUNIOR, J. A. ; MARTINS,
2337 R. T. A. A. ; GONCALVES, M. M. (2021). RELATÓRIO FINAL: MONITORAMENTO
2338 DAS ATIVIDADES DECORRENTES DO PLANO EMERGENCIAL NA ÁREA DA CPTR DE
2339 MARITUBA (PA) PARA AÇÕES DO TRATAMENTO DO LIXIVIADO E DE EMISSÃO DE
2340 GASES'. EDIÇÃO FADESP/GESA/UFPA, BELÉM (PA). 1624 PG.
- 2341 METCALF; EDDY. TRATAMENTO DE EFLUENTES E RECUPERAÇÃO DE RECURSOS. 5TH. ED.
2342 PORTO ALEGRE: [S. N.], 2016.
- 2343 MORAVIA, WAGNER G.; AMARAL, MÍRIAM C.S.; LANGE, LISÉTE C. EVALUATION OF
2344 LANDFILL LEACHATE TREATMENT BY ADVANCED OXIDATIVE PROCESS BY FENTON'S
2345 REAGENT COMBINED WITH MEMBRANE SEPARATION SYSTEM. WASTE MANAGEMENT,
2346 [S. L.], v. 33, n. 1, p. 89–101, 2013. DISPONÍVEL EM:
2347 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.WASMAN.2012.08.009](http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.009).
- 2348 MORELLO, L., COSSU, R., RAGA, R., PIVATO, A.; LAVAGNOLO, M. C. (2016).
2349 RECIRCULATION OF REVERSE OSMOSIS CONCENTRATE IN LAB-SCALE ANAEROBIC
2350 AND AEROBIC LANDFILL SIMULATION REACTORS. WASTE MANAGEMENT, [S. L.], v.

- 2351 56, p. 262–270, 2016. DISPONÍVEL EM:
 2352 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.WASMAN.2016.07.030](http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.030).
- 2353 NAIR, I. v. TRACE METAL QUALITY OF MEENACHIL RIVER AT KOTTAYAM, KERALA (INDIA) BY
 2354 PRINCIPAL COMPONENTE ANALYSIS. WORLD APPL. SCI. J., [S. L.], v. 10, p. 1100–
 2355 1107, 2010.
- 2356 NAVEEN, B. P., MAHAPATRA, D. M., SITHARAM, T. G., SIVAPULLAIAH, P. v.;
 2357 RAMACHANDRA, T. v. (2017). PHYSICO-CHEMICAL AND BIOLOGICAL
 2358 CHARACTERIZATION OF URBAN MUNICIPAL LANDFILL LEACHATE. ENVIRONMENTAL
 2359 POLLUTION, [S. L.], v. 220, p. 1–12, 2017. DISPONÍVEL EM:
 2360 [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.ENVPOL.2016.09.002](http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002)
- 2361 NAVEEN, B.P; MALIK, R.K. ASSESSMENT OF LEACHATE POLLUTION INDEX FOR DELHI
 2362 LANDFILL SITES, ÍNDIA. [S. L.], v. 2, n. 9, p. 98–101, 2017.
- 2363 OLIVEIRA, SELENE DE. A VALIAÇÃO OF INDICATIVE PARAMETERS OF POLLUTION FOR
 2364 LIQUID. ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, [S. L.], v. 9, p. 240–249, 2004.
- 2365 PIVELI, ROQUE PASSOS; KATO, MÁRIO TAKAYUKI. QUALIDADE DAS ÁGUAS E POLUIÇÃO:
 2366 ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS. 1. ED. SÃO PAULO: [S. N.], 2006.
- 2367 PLANSAB. PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO. BRASÍLIA: [S. N.], 2018. DISPONÍVEL
 2368 EM: [HTTPS://ANTIGO.MDR.GOV.BR/IMAGES/RELATORIO_PLANSAB_2018.PDF](https://antigo.mdr.gov.br/images/relatorio_plansab_2018.pdf).
- 2369 PORTUGAL. DECRETO-LEI Nº 236/98- “ESTABELECE NORMAS, CRITÉRIOS E OBJECTIVOS DE
 2370 QUALIDADE COM A FINALIDADE DE PROTEGER O MEIO AQUÁTICO E MELHORAR A
 2371 QUALIDADE DAS ÁGUAS EM FUNÇÃO DOS SEUS PRINCIPAIS USOS. REVOGA O
 2372 DECRETO-LEI N.º 74/90, DE 7 DE MARÇO.” PORTUGAL: 1998.
- 2373 RANA, RISHI; GANGULY, RAJIV; GUPTA, ASHOK KUMAR. INDEXING METHOD FOR
 2374 ASSESSMENT OF POLLUTION POTENTIAL OF LEACHATE FROM NON-ENGINEERED
 2375 LANDFILL SITES AND ITS EFFECT ON GROUND WATER QUALITY. ENVIRONMENTAL
 2376 MONITORING AND ASSESSMENT, [S. L.], v. 190, n. 1, p. 23, 2018.
- 2377 RENOU, S., GIVAUDAN, J. G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., & MOULIN, P.
 2378 (2008). LANDFILL LEACHATE TREATMENT: REVIEW AND OPPORTUNITY. JOURNAL OF
 2379 HAZARDOUS MATERIALS, [S. L.], v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008
- 2380 SANTOS, BRENO AUGUSTO. RECURSOS MINERAIS DA AMAZÔNIA. AMAZÔNIA BRASILEIRA, [S.
 2381 L.], 2002.
- 2382 SILVA, D. R. B.; FILHO, I. S. C.; SOUZA, W. C. S.; SANTOS, F. V.; MACHADO, P. C. F.;
 2383 BRANDÃO, I. W. S.; PEREIRA, F. C.; ASSUNÇÃO, M. A. C.; SILVA, R. H. Y.;
 2384 RUSSO, M. A. T; MENDONÇA, N. M. ASPECTOS QUANTITATIVOS E
 2385 QUALITATIVOS DE RSU NOS MUNICÍPIOS DE ANANINDEUA, BELÉM E MARITUBA.
 2386 BELÉM, 2022.

- 2387 SILVA, FLORILDA VIEIRA DA. ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DO CHORUME
2388 DO ATERRO. ANAIS SEMANA NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA, v. 1, n. 1. P.
2389 491-495, 2019.
- 2390 ŠÍR, M.; PODHOLA, M.; PATOCKA, T.; HONZAJKOVÁ, Z.; KOCUREK, P.; KUBAL, M.;
2391 KURAS, M. THE EFFECT OF HUMIC ACIDS ON THE REVERSE OSMOSIS TREATMENT OF
2392 HAZARDOUS LANDFILL LEACHATE. JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS, [S. L.], v.
2393 207–208, p. 86–90, 2012.
- 2394 SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. DIAGNÓSTICO TEMÁTICO:
2395 MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DO
2396 DESENVOLVIMENTO REGIONAL. BRASÍLIA, 2022.
- 2397 SOARES, AGATHA CRISTINNE PRUDÊNCIO; PINHEIRO, CARLOS EDUARDO SOARES CANEJO;
2398 SOARES, RICARDO. ANÁLISE DA EFICÁCIA TÉCNICA E AMBIENTAL DO
2399 TRATAMENTO DE CHORUME POR OSMOSE REVERSA NA CENTRAL DE
2400 TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE SÃO GONÇALO, RJ. UNIVERSIDADE VEIGA
2401 DE ALMEIDA, [S. L.], N. FIGURA 1, p. 511–520, 2017.
- 2402 SOUSA, M. C. DE, ANJOS, D. A. DOS, SALES, E. M.; ANDRADE, M. R. DE A. (2015).
2403 PROCESSOS DE TRATAMENTO DO CHORUME E REAPROVEITAMENTO: UMA REVISÃO.
2404 [S. L.], v. 3, p. 655–664, 2015.
- 2405 SOUSA, VINÍCIUS BRAGA DA SILVEIRA; FERREIRA, JOÃO ALBERTO; RITTER, ELISABETH.
2406 AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE DRENAGEM DE LIXIVIADOS DE SEIS ATERROS
2407 SANITÁRIOS DE MÉDIO PORTE NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. COBRAMSEG – XX
2408 CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA.
2409 CAMPINAS, 2022.
- 2410 SPEENCE, R. E. ANAEROBIC BIOTECHNOLOGY FOR INDUSTRIAL WASTEWATER. NASHVILLE,
2411 TENNESSE: ARCHAE PRESS, 1996.
- 2412 THEEPHARAKSAPAN, S., CHIEMCHAI SRI, C., CHIEMCHAI SRI, W.; YAMAMOTO, K.
2413 (2011). REMOVAL OF POLLUTANTS AND REDUCTION OF BIO-TOXICITY IN A FULL
2414 SCALE CHEMICAL COAGULATION AND REVERSE OSMOSIS LEACHATE TREATMENT
2415 SYSTEM. BIORESOURCE TECHNOLOGY, [S. L.], v. 102, n. 9, p. 5381–5388, 2011.
2416 DISPONÍVEL EM: [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.BIORTECH.2010.11.091](http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.091).
- 2417 TRANI, P. E.; TIVELLI, S. W.; CARRIJO, O. A. FERTIRRIGAÇÃO EM HORTALIÇAS. CAMPINAS:
2418 INSTITUTO AGRÔNOMICO, 2011.
- 2419 TRIOLA, MÁRIO F. INTRODUÇÃO À ESTATÍSTICA. 10 THED. RIO DE JANEIRO: [S. N.], 2008.
- 2420 UMAR, MUHAMMAD; AZIZ, HAMIDI ABDUL; YUSOFF, MOHD SUFFIAN. VARIABILITY OF
2421 PARAMETERS INVOLVED IN LEACHATE POLLUTION INDEX AND DETERMINATION OF
2422 IPL FROM FOUR LANDFILLS IN MALAYSIA. INTERNATIONAL JOURNAL OF CHEMICAL
2423 ENGINEERING, [S. L.], v. 2010, 2010.

- 2424 ZAINOL, NOOR AINEE; AZIZ, HAMIDI ABDUL; YUSOFF, MOHD SUFFIAN.
2425 CHARACTERIZATION OF LEACHATE FROM KUALA SEPETANG AND KULIM
2426 LANDFILLS: A COMPARATIVE STUDY. ENERGY AND ENVIRONMENT RESEARCH, [S.
2427 L.], v. 2, n. 2, p. 45–52, 2012A.
- 2428 ZAINOL, NOOR AINEE; AZIZ, HAMIDI ABDUL; YUSOFF, MOHD SUFFIAN.
2429 CHARACTERIZATION OF LEACHATE FROM KUALA SEPETANG AND KULIM
2430 LANDFILLS: A COMPARATIVE STUDY. ENERGY AND ENVIRONMENT RESEARCH, [S.
2431 L.], v. 2, n. 2, p. 45–52, 2012B.