



**ROSÂNGELA FRANCISCA DE PAULA VITOR  
MARQUES**

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE  
PERCOLADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS PELA ASSOCIAÇÃO ENTRE  
REATOR ANAERÓBIO DE BAIXA CARGA E  
WETLANDS**

**LAVRAS - MG**

**2015**

**ROSÂNGELA FRANCISCA DE PAULA VITOR MARQUES**

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE PERCOLADOS DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS PELA ASSOCIAÇÃO ENTRE REATOR  
ANAERÓBIO DE BAIXA CARGA E WETLANDS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, para a obtenção do título de Doutora.

Orientador

Dr. Antônio Marciano da Silva

Coorientador

Dr. Luciano dos Santos Rodrigues

**LAVRAS - MG**

**2014**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Marques, Rosângela Francisca de Paula Vitor.

Tratamento biológico de percolados de resíduos sólidos urbanos pela associação entre reator anaeróbio de baixa carga e *wetlands* / Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques. –

Lavras : UFLA, 2015.

263 p. : il.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador(a): Antônio Marciano da Silva.

Bibliografia.

1. Digestão anaeróbia. 2. Eficiência de remoção. 3. Lixiviado. 4. Pós-tratamento. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**ROSÂNGELA FRANCISCA DE PAULA VITOR MARQUES**

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE PERCOLADOS DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS PELA ASSOCIAÇÃO ENTRE REATOR  
ANAERÓBIO DE BAIXA CARGA E WETLANDS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, para a obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 28 de novembro de 2014.

Dr. Luciano dos Santos Rodrigues	UFMG
Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos	UFLA
Dra. Fátima Resende Luis Fia	UFLA
Dr. Israel José da Silva	UFMG
Dr. Ronaldo Fia	UFLA

Dr. Antônio Marciano da Silva  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2014**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelas graças concedidas e amor incondicional.

À Universidade Federal de Lavras, em particular ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, pela oportunidade de realização do trabalho.

À Fundação Estadual de Meio Ambiente – FEAM, em especial ao Sr. Francisco Pinto Fonseca pela atenção, apoio e recursos disponibilizados.

Aos professores do Departamento de Engenharia em especial ao Núcleo Didático Científico de Engenharia de Água e Solo da UFLA, pelos ensinamentos transmitidos e harmoniosa convivência.

Ao Professor Antônio Marciano da Silva, pela orientação, confiança e valorização de minhas potencialidades e amizade construída.

Ao meu coorientador, Professor Luciano dos Santos Rodrigues, pelos conhecimentos compartilhados no desenvolvimento desta pesquisa, pela força, confiança e paciência, sem ele seria impossível a realização deste trabalho.

Aos professores e membros da banca, Cláudio Milton Montenegro Campos, Fátima Resende Luis Fia, Israel José da Silva e Ronaldo Fia, pelas contribuições enriquecedoras.

Aos meus amigos tão pacientes e necessários para realização deste trabalho, Silvio, Oswaldo (Nenê), Michael, Rodrigo (Cocão), Carson, Paola, Sérgio, Nilo, Yasmim, Lucas, Geovane e Vinícius.

A todos os amigos, por todos os momentos que compartilhamos juntos, pela força, incentivo e amizade em especial à Lidiane, Camila Alvarenga, Camila Franco, Cleide, Michael, Alisson, Lívia e Fábio.

Aos meus irmãos, Vânia e Luiz Carlos e a minha preciosa mãe Maria Aparecida, por estarem sempre ao meu lado.

A todos que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

## RESUMO

Avaliou-se em escala piloto um Sistema de tratamento biológico, associando-se reator anaeróbio de baixa carga e *wetlands* visando à eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e poluentes inorgânicos (metais pesados) oriundos de lixiviados de resíduos sólidos urbanos (RSU). O experimento foi constituído de três sistemas tendo como referência a porcentagem de matéria orgânica (0, 30 e 60% de matéria orgânica) presente nos RSU. Os recipientes com as respectivas porcentagens MO foram interligados a um reator anaeróbio que por sua vez foi conectado a três *wetlands*, dos quais dois com plantas macrófitas diferentes, (*Salvinia auriculata* (WM) e *Eichhornia azurea* (WA)) e o terceiro apenas substrato de brita e areia (C), denominados de S1, S2 e S3 respectivamente. O experimento foi realizado em duas fases em função do tempo de detenção hidráulica (TDH): Fase 1 com TDH de 9,2 dias e Fase 2 com TDH de 4,6 dias. Foram realizadas medições de vazões a cada dois dias por meio de hidrômetros e diariamente a medição de evaporação e precipitação. Realizaram-se análises físicas, químicas e bacteriológicas semanalmente, por um período de monitoramento de seis meses visando avaliar o desempenho dos reatores anaeróbios e dos *wetlands* na remoção dos poluentes. Os parâmetros avaliados foram DQOt, DQOf, DQOp, SSV, SS, Nitrito, Nitratado, Fosfato, Nitrogênio amoniacal, AT, AVT, pH, Coliformes termotolerantes, *E. coli*, parâmetros operacionais dos reatores anaeróbios AI, AP, temperatura e a relação AI/AP, e metais pesados (cromo, cobre, bromo, ferro, manganês, alumínio, níquel e zinco). A análise da influência do TDH e dos tratamentos (*wetlands*) dentro de cada sistema foi avaliada estatisticamente. Os reatores anaeróbios não se mostraram eficientes na remoção de matéria orgânica, de nutrientes e parâmetros bacteriológicos (coliformes termotolerantes e *E. coli*) e pouco eficientes na remoção de metais. Em relação aos *wetlands*, observou-se eficiência acima de 60% para as duas macrófitas nos três sistemas e acima de 80% em relação à remoção de DQO<sub>f</sub>, maiores eficiências para N-amoniaco, nitrito e nitratado para sistemas com maiores porcentagens de MO e eficiências satisfatórias para parâmetros bacteriológicos, com maiores TDH, com maiores reduções para sistemas S1 e S2. A Fase 1 foi considerada de melhor desempenho para os parâmetros químicos e bacteriológicos e alguns metais (cromo, níquel, alumínio, bromo e ferro), porém para os metais cobre e zinco o sistema não foi eficiente na remoção dos mesmos. A eficiência de remoção global para a maioria dos parâmetros se mostrou inferior em relação às eficiências dos *wetlands*, sugerindo que o reator anaeróbio influenciou de forma negativa principalmente em função do arraste de sólidos e/ou maior COV na Fase 1.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia. Pós-tratamento. Lixiviado. Eficiência de remoção.

## ABSTRACT

We evaluated a Biological Treatment System in a pilot scale, associating a low charge and wetlands anaerobic reactor, aiming at the efficiency of removing organic matter, nutrients and inorganic pollutants (heavy metals) derived from Urban Solid Waste (USW) leachate. The experiment was constructed in three systems, referencing the percentage of organic matter (0, 30 and 60%) present in the USW. The recipients with the respective percentages of OM were connected to an anaerobic reactor and, in turn, connected to three wetlands, of which two presented distinct macrophyte plants (*Salvinia auriculata* (WM) and *Eichhornia azurea* (WA)) and the third with only gravel and sand substrate (C), denominated S1, S2 and S3, respectively. The experiment was conducted in two phases in function of the time of hydraulic detention (THD): Phase 1 with THD of 9.2 days and Phase 2 with THD of 4.6 days. We measured the flow every two days by means of hydrometers and daily measured evaporation and precipitation. We conducted weekly physical, chemical and bacterial analyses for a monitoring period of six months with the objective of evaluating the performance of the anaerobic reactors and wetlands in the removal of pollutants. The parameters evaluated were COD<sub>t</sub>, COD<sub>f</sub>, COD<sub>p</sub>, VSS, SS, TS, nitrate, nitrite, phosphate, ammonia nitrogen, TA, TVA, pH, thermotolerant coliforms, *E. coli*, operational parameters of the anaerobic reactors, IA, PA, temperature and IA/PA relation, as well as heavy metals (chrome, copper, brome, iron, manganese, aluminum, nickel and zinc). The analysis of the influence of THD and of the treatments (wetlands) within each system was statistically evaluated. The anaerobic reactors were not efficient in removing organic matter, nutrients and bacterial parameters (thermotolerant coliforms and *E. coli*) and little efficient in removing metals. Regarding the wetlands, we observed an efficiency above 60% for both macrophytes in the three systems and above 80% in regard to the removal of COD<sub>f</sub>, higher efficiencies for ammonium N, nitrite and nitrate for systems with higher percentages of OM and satisfactory efficiencies for bacterial parameters, with higher THD, larger reductions for systems S1 and S2. Phase 1 was considered of better performance for chemical and bacterial parameters as well as for a few metals (chrome, nickle, aluminum, brome and iron), and for metals copper and zinc the system was inefficient in removing the same. The efficiency in total removal for most parameters was inferior in relation to the efficiencies of the wetlands, suggesting that the anaerobic reactor presented a negative influence, especially in function of dragging solids and/or VOL in phase 1.

Keywords: Anaerobic digestion. Post-treatment. Leachate. Removal efficiency.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação esquemática dos estágios de conversão da matéria orgânica na digestão anaeróbia.....	45
Figura 2	Esquema da classificação das formas biológicas de macrófitas aquáticas.....	65
Figura 3	Experimento em campo com um conjunto dos três recipientes interligados a um reator anaeróbio de baixa carga e em seguida por três <i>wetlands</i> construídos .....	70
Figura 4	Vista geral do experimento .....	70
Figura 5	Croqui do arranjo experimental com a disposição em campo dos três sistemas .....	71
Figura 6	Vista lateral do experimento (corte longitudinal).....	72
Figura 7	<i>Wetlands</i> construídos com plantio de macrófitas: <i>Salvinia auriculata</i> (A), <i>Eichhornia Azurea</i> (B). Disposição dos <i>wetlands</i> construídos: <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e controle (C).....	74
Figura 8	Mistura do resíduo sólido e compactação dos resíduos de acordo com as densidades .....	75
Figura 9	Reator anaeróbio vedado para reação anaeróbia (A) e reator anaeróbio destampado (B).....	76
Figura 10	Configuração dos <i>wetlands</i> construídos.....	77
Figura 11	Montagem dos <i>wetlands</i> construídos .....	77
Figura 12	Irrigação com chorume para estabelecimento das espécies (A) aguapé e (B) marrequinha .....	78
Figura 13	Hidrômetros instalados na entrada e saída dos reatores anaeróbios para medição de vazão .....	80



Figura 14	Esquema de disposição das camadas de RSU e solo no interior das células experimentais .....	82
Figura 15	Box-plots das concentrações de pH na Fase 1 e Fase 2 .....	104
Figura 16	Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	107
Figura 17	Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	107
Figura 18	Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	108
Figura 19	Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	108
Figura 20	Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	108
Figura 21	Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	109
Figura 22	Box-plots das concentrações Alcalinidade Total, Fase 1 e Fase 2.....	112
Figura 23	Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	113
Figura 24	Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	113
Figura 25	Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	114
Figura 26	Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	114
Figura 27	Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	114
Figura 28	Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	115
Figura 29	Séries temporais de Ácidos Voláteis Totais - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1.....	116
Figura 30	Séries temporais de Ácidos Voláteis Totais - Fase 1 e 2 Sistema2: 60/B2 .....	116

Figura 31	Séries temporais de Ácidos Voláteis Totais - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	117
Figura 32	Box-plots das concentrações de DQOt - Fase 1 e Fase 2.....	119
Figura 33	Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	121
Figura 34	Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ..	121
Figura 35	Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	122
Figura 36	Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ..	122
Figura 37	Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3.....	122
Figura 38	Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ..	123
Figura 39	Box-plots das concentrações de DQOf - Fase 1 .....	128
Figura 40	Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	129
Figura 41	Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ..	129
Figura 42	Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	129
Figura 43	Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ..	130
Figura 44	Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	130
Figura 45	Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ..	130
Figura 46	Box-plots das concentrações de DQOp - Fase 1 e Fase 2.....	133
Figura 47	Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	135
Figura 48	Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	135
Figura 49	Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: 60/B2.....	135
Figura 50	Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: B2/ <i>Wetlands</i> .....	135
Figura 51	Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: 30/B3.....	136
Figura 52	Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: B3/ <i>Wetlands</i> .....	136
Figura 53	Box-plots das concentrações de Sólidos Suspensos - Fase 1 e Fase 2 .....	140

Figura 54	Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	141
Figura 55	Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	141
Figura 56	Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	141
Figura 57	Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	142
Figura 58	Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	142
Figura 59	Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	142
Figura 60	Box-plots das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis - Fase 1 .....	144
Figura 61	Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	145
Figura 62	Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ....	145
Figura 63	Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	145
Figura 64	Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ....	146
Figura 65	Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema: 30/B3 .....	146
Figura 66	Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ....	146
Figura 67	Box-plots das concentrações de fosfato - Fase 1 e Fase 2 .....	151
Figura 68	Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	152
Figura 69	Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	153
Figura 70	Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	153
Figura 71	Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	153
Figura 72	Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	154
Figura 73	Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	154
Figura 74	Box-plots das concentrações de N-amoniacoal - Fase 1 .....	157
Figura 75	Séries temporais de N-amoniacoal – Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1..	159
Figura 76	Séries temporais de N-amoniacoal – Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	159

Figura 77	Séries temporais de N–amoniaco – Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	159
Figura 78	Séries temporais de N–amoniaco – Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	160
Figura 79	Séries temporais de N–amoniaco – Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	160
Figura 80	Séries temporais de N–amoniaco- Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	160
Figura 81	Box-plots das concentrações de Nitrito - Fase 1 e Fase 2.....	166
Figura 82	Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	167
Figura 83	Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ..	167
Figura 84	Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	168
Figura 85	Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ..	168
Figura 86	Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3.....	168
Figura 87	Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ..	168
Figura 88	Box-plots das concentrações de Nitrato - Fase 1 e Fase 2 .....	170
Figura 89	Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 3: R/B1 .....	171
Figura 90	Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	172
Figura 91	Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	172
Figura 92	Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	172
Figura 93	Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	172
Figura 94	Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	173
Figura 95	Box-plots das concentrações de Coliforme termotolerante - Fase 1 e Fase 2 .....	177

Figura 96	Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1.....	178
Figura 97	Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	178
Figura 98	Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	179
Figura 99	Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	179
Figura 100	Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	180
Figura 101	Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	180
Figura 102	Box-plots das concentrações de <i>E. coli</i> - Fase 1e Fase 2 .....	185
Figura 103	Séries temporais de <i>E. coli</i> - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1.....	186
Figura 104	Séries temporais de <i>E. coli</i> - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	186
Figura 105	Séries temporais de <i>E. coli</i> - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	187
Figura 106	Séries temporais de <i>E. coli</i> - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	187
Figura 107	Séries temporais de <i>E. coli</i> - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	188
Figura 108	Séries temporais de <i>E. coli</i> - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	188
Figura 109	Box-plots das concentrações de cromo - VI Fase 2 .....	193
Figura 110	Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1.....	194
Figura 111	Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	194
Figura 112	Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	195

Figura 113	Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	195
Figura 114	Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	195
Figura 115	Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	196
Figura 116	Box-plots das concentrações de alumínio - Fase 1 e Fase 2.....	199
Figura 117	Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	200
Figura 118	Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	200
Figura 119	Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	200
Figura 120	Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	201
Figura 121	Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3.....	201
Figura 122	Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	201
Figura 123	Box-plots das concentrações de bromo - Fase 1 e Fase 2 .....	205
Figura 124	Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	206
Figura 125	Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	206
Figura 126	Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	206
Figura 127	Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	207
Figura 128	Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	207
Figura 129	Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	207
Figura 130	Box-plots das concentrações de zinco - Fase 1 .....	211
Figura 131	Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	212
Figura 132	Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ..	212

Figura 133	Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2 .....	212
Figura 134	Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ..	213
Figura 135	Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	213
Figura 136	Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ..	213
Figura 137	Box-plots das concentrações de níquel - Fase 1 e Fase 2.....	216
Figura 138	Séries temporais de níquel - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	217
Figura 139	Séries temporais de níquel- Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ..	217
Figura 140	Séries temporais de níquel - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	217
Figura 141	Séries temporais de níquel- Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ..	218
Figura 142	Séries temporais de níquel - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3.....	218
Figura 143	Séries temporais de níquel- Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ..	218
Figura 144	Box-plots das concentrações de cobre - Fase 1 e Fase 2.....	222
Figura 145	Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	223
Figura 146	Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ..	223
Figura 147	Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	223
Figura 148	Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ..	224
Figura 149	Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3.....	224
Figura 150	Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ..	224
Figura 151	Box-plots das concentrações de ferro - Fase 1 .....	229
Figura 152	Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	230
Figura 153	Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> ...	230
Figura 154	Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	230
Figura 155	Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> ...	231
Figura 156	Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3 .....	231
Figura 157	Séries temporais de ferro- Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> ....	231
Figura 158	Box-plots das concentrações de manganês - Fase 1.....	234
Figura 159	Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1 .....	235

Figura 160	Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/ <i>Wetlands</i> .....	235
Figura 161	Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2.....	236
Figura 162	Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/ <i>Wetlands</i> .....	236
Figura 163	Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3.....	236
Figura 164	Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/ <i>Wetlands</i> .....	237



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.....	34
Tabela 2	Íons arrastados pelo líquido que percola pela massa de lixo e possíveis fontes de geração .....	35
Tabela 3	Composição típica de chorumes novos e velhos de aterros sanitários.....	37
Tabela 4	Composição de chorumes de aterros sanitários .....	38
Tabela 5	Estatística descritiva da concentração de Sólidos Totais (ST) e pH ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	87
Tabela 6	Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica e sólidos ao longo dos sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	89
Tabela 7	Estatística descritiva da concentração de nutrientes ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	93
Tabela 8	Estatística descritiva da concentração de coliformes termotolerantes e <i>E. coli</i> ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	95
Tabela 9	Estatística descritiva da concentração de metais nos afluentes ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	101
Tabela 10	Parâmetros operacionais dos reatores anaeróbios.....	102
Tabela 11	Estatística descritiva da concentração de Sólidos Totais (ST) e pH ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	105

Tabela 12	Estatística descritiva da concentração de Alcalinidade Total (AT) e Alcalinidade Parcial (AP) e Alcalinidade Intermediárias (AI) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	110
Tabela 13	Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQOt) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	118
Tabela 14	Eficiências médias de remoção de DQOt e DQOf nos Sistemas e Fases.....	126
Tabela 15	Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQOf) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	127
Tabela 16	Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQOp) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	132
Tabela 17	Eficiências médias de remoção de DQOp para as Fases e os Sistemas.....	137
Tabela 18	Estatística descritiva da concentração de sólidos (SS e SSV) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	139
Tabela 19	Eficiências médias de remoção de DQOp para as Fases e os Sistemas.....	148
Tabela 20	Estatística descritiva da concentração de fosfato e nitrogênio amoniacal ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	150
Tabela 21	Eficiências médias de remoção de fosfato e amônia nos Sistemas e Fases.....	161

Tabela 22	Estatística descritiva da concentração de nitrito e nitrato ao longo dos Sistemas – Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	165
Tabela 23	Eficiências médias de remoção de nitrito e nitrato nos Sistemas e Fases .....	174
Tabela 24	Estatística da concentração de coliformes (Coliforme Termotolerante e <i>E. coli</i> ) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	176
Tabela 25	Eficiências médias logs removidos de Coliformes termotolerantes ( $C_{TER}$ ) nos Sistemas e Fases.....	181
Tabela 26	Estatística descritiva da concentração de coliformes (Coliforme Termotolerante e <i>E. coli</i> ) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	183
Tabela 27	Eficiências médias logs removidos de Coliformes termotolerantes ( $C_{TER}$ ) e <i>E. coli</i> nos Sistemas e Fases .....	189
Tabela 28	Estatística descritiva da concentração metais pesados (Cromo VI e Alumínio) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	191
Tabela 29	Eficiências médias de remoção de cromo VI nos Sistemas e Fases .....	197
Tabela 30	Eficiências médias de remoção de Alumínio nos Sistemas e Fases .....	202
Tabela 31	Estatística descritiva da concentração metais pesados (Bromo) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	204
Tabela 32	Eficiências médias de remoção de bromo nos Sistemas e Fases ..	208

Tabela 33	Estatística descritiva da concentração de micronutrientes (Zinco e Níquel) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	210
Tabela 34	Eficiências médias de remoção de zinco nos Sistemas e Fases ....	214
Tabela 35	Eficiências médias de remoção de níquel nos Sistemas e Fases...	220
Tabela 36	Estatística descritiva da concentração de micronutrientes (Cobre) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.....	221
Tabela 37	Eficiências médias de remoção de cobre nos Sistemas e Fases ....	225
Tabela 38	Estatística descritiva da concentração de micronutrientes (Ferro e Manganês) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6 .....	228
Tabela 39	Eficiências médias de remoção de ferro nos Sistemas e Fases .....	232
Tabela 40	Eficiências médias de remoção de manganês nos Sistemas e Fases.....	238
Tabela 41	Massa microbiana dos Sistemas 01, 02 e 03 .....	240
Tabela 42	Comparação do valor de investigação e valores médios de metais pesados e substâncias inorgânicas presentes no lodo ao final do experimento.....	241

## LISTA DE ABREVIATURAS

30	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica
30 <sub>1</sub>	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica – repetição 1
30 <sub>2</sub>	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica – repetição 2
30 <sub>3</sub>	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica – repetição 3
60	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 60% de matéria orgânica
60 <sub>1</sub>	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 60% de matéria orgânica – repetição 1
60 <sub>2</sub>	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 60% de matéria orgânica – repetição 2
60 <sub>3</sub>	recipientes de resíduos sólidos urbanos com 60% de matéria orgânica – repetição 3
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AI	Alcalinidade Intermediária
AI/AP	Relação Alcalinidade Intermediária e Alcalinidade Parcial
Al	Alumínio
AP	Alcalinidade Parcial
APHA	American Public Health Association
ASPP	Aterro Sanitário de pequeno Porte
AT	Alcalinidade Total
AVT	Ácidos graxos voláteis
B1	reator anaeróbio do sistema 1

B2	Reator anaeróbio do sistema 2
B3	Reator anaeróbio do sistema 3
Br	Bromo
C	<i>Wetlands</i> controle
C1	<i>Wetlands</i> controle do sistema 1
C2	<i>Wetlands</i> controle do sistema 2
C3	<i>Wetlands</i> controle do sistema 3
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CH <sub>4</sub>	Metano
CO <sub>2</sub>	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COV	Carga Orgânica Volumétrica
Cr <sub>6</sub> <sup>+</sup>	Cromo hexavalente
CTER	Coliformes Termotolerantes
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOf	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
DQOp	Demanda Química de Oxigênio Particulada
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total
E. coli	<i>Escherichia coli</i>
FBPA	Filtro Biológico Percolador Aberto
Fe	Ferro
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente

HAc	Ácido acético
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
mg/L	Miligramas por litro
Mn	Manganês
MO	Matéria Orgânica
N-amon	Nitrogênio amoniacal
NH <sub>3</sub>	Amônia livre
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Amônio
Ni	Níquel
NMP/100mL	Número mais que provável por 100 mL
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fosfato
P-total	Fósforo total
R	Recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica
R1	Recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica – repetição 1
R2	Recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica – repetição 2
R3	Recipientes de resíduos sólidos urbanos com 30% de matéria orgânica – repetição 3
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos

S	Desvio padrão
S1	Sistema 1
S2	Sistema 2
S3	Sistema 3
SAC	Sistemas de Alagados Construídos
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sulfato
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SUPRAM	Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo
UNP	Unidade Não Plantada
UP	Unidade Plantada
UTC	Usina de Triagem e Compostagem
WA	<i>Wetlands</i> com Aguapé
WA1	<i>Wetlands</i> com Aguapé do Sistema 1
WA2	<i>Wetlands</i> com Aguapé do Sistema 2
WA3	<i>Wetlands</i> com Aguapé do Sistema 3
WM	<i>Wetlands</i> com Marrequinha
WM1	<i>Wetlands</i> com Marrequinha do Sistema 1
WM2	<i>Wetlands</i> com Marrequinha do Sistema 2
WM3	<i>Wetlands</i> com Marrequinha do Sistema 3
Zn	Zinco



## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	26
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	29
2.1	Resíduos sólidos .....	29
2.2	Disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil e no estado de Minas Gerais .....	31
2.3	Caracterização dos resíduos sólidos .....	32
2.4	Lixiviados de aterros e a poluição .....	34
2.5	Caracterização do percolado .....	36
2.6	Formas de disposição de resíduos .....	38
2.7	Convênio Feam e pesquisas desenvolvidas .....	40
2.8	Tratamento de lixiviados .....	43
2.9	Digestão anaeróbia .....	43
2.10	Fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia .....	48
2.10.1	Temperatura .....	48
2.10.2	Alcalinidade, pH e ácidos voláteis .....	50
2.10.3	Nutrientes .....	52
2.10.4	Toxicidade .....	53
2.11	Pós-tratamento utilizando <i>wetlands</i> .....	54
2.12	Sistemas naeróbios de tratamento de baixa e alta carga .....	55
2.13	<i>Wetlands</i> .....	57
2.13.1	<i>Wetlands</i> construídos no tratamento de lixiviados .....	61
2.13.2	Macrófitas .....	64
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	69
3.1	Local e caracterização da unidade experimental .....	69
3.2	Descrição do sistema de tratamento .....	69
3.2.1	Descrição das unidades experimentais .....	73
3.2.2	Distribuição dos afluentes .....	73
3.2.3	Montagem do experimento .....	74
3.2.4	Plantio e manutenção das macrófitas .....	78
3.3	Coletas, análises e procedimentos .....	79
3.4	Partida do sistema .....	81
3.5	Caracterização final do lodo .....	83
3.6	Avaliação do desempenho e comportamento do sistema .....	83
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	85
4.1	Caracterização do percolado .....	85
4.1.1	pH, Alcalinidade e ácidos voláteis .....	85
4.1.2	Matéria orgânica e sólidos .....	88
4.1.3	Nutrientes .....	91
4.1.4	Variáveis microbiológicas .....	95

4.1.5	Metais pesados e macronutrientes inorgânicos.....	96
4.2	Parâmetros operacionais aplicados aos reatores anaeróbios .....	102
4.3	Potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade e acidez.....	103
4.4	AP e AI .....	109
4.5	Alcalinidade Total (AT) .....	111
4.6	Ácidos Voláteis Totais (AVT).....	115
4.7	Matéria orgânica – Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	117
4.7.1	Demanda Química de Oxigênio total (DQO <sub>t</sub> ) .....	117
4.7.2	Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQO <sub>f</sub> ) .....	126
4.7.3	Demanda Química de Oxigênio (DQO <sub>p</sub> ) .....	131
4.8	Sólidos Suspensos totais (SS) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).....	137
4.9	Fosfato .....	149
4.10	Nitrogênio Amoniacal .....	156
4.11	Nitrito e nitrato .....	163
4.11.1	Nitrito .....	164
4.11.2	Nitrato .....	169
4.12	Coliformes Termotolerantes e <i>E. coli</i> .....	175
4.12.1	Coliformes Termotolerantes.....	175
4.12.2	<i>E. coli</i> .....	183
4.13	Metais pesados e macrocomponentes inorgânicos.....	190
4.13.1	Metais pesados .....	190
4.13.1.1	Cromo VI .....	191
4.13.1.2	Alumínio .....	197
4.13.1.3	Bromo .....	203
4.13.1.4	Zinco .....	209
4.13.1.5	Níquel .....	215
4.13.1.6	Cobre .....	220
4.14	Macro componentes inorgânicos.....	227
4.14.1	Ferro .....	227
4.14.2	Manganês .....	233
4.15	Caracterização do lodo .....	239
4.15.1	Avaliação da massa microbiana .....	239
4.15.2	Metais pesados e macrocomponentes inorgânicos presentes no lodo .....	241
5	CONCLUSÕES .....	243
	REFERÊNCIAS .....	246

## 1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento da produção de resíduos sólidos gerado pela população e a disposição ambientalmente inadequada dos mesmos, tem-se em vista a preocupação com alternativas mitigadoras para diminuir esses impactos.

O panorama geral do estado de Minas Gerais mostra que, até o final do ano de 2013, 59,14% da população urbana era atendida por sistema de tratamento e, ou, disposição final regularizado ambientalmente. Desses, 101 municípios possuíam aterros sanitários e 135, usinas de triagem e compostagem regularizados. Porém, ressalta-se que ainda haviam 280 aterros controlados, 264 lixões do total de 853 municípios no estado (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2014). A Lei Federal 12.305/2010 estipulou como prazo final para a erradicação de lixões o ano de 2014, quando estes deveriam ser substituídos por um sistema de disposição ambientalmente adequado, o aterro sanitário.

Apesar de ser atualmente a forma mais correta para dispor os resíduos sólidos urbanos, há nestes sistemas a geração do lixiviado que provoca danos à saúde humana e impactos ambientais, se não tratado, possui características de alta variabilidade e complexidade advindas dos resíduos sólidos urbanos sendo objeto de pesquisa dentro de aterros sanitários. Isto se deve ao fato de os tratamentos convencionais não proporcionarem eficiência na depuração, retenção e remoção dos poluentes (MORAIS; SIRTORI; PERALTA-ZAMORA, 2006). Neste contexto, consideram-se indispensáveis estudos voltados ao tratamento de lixiviado, uma vez que estes são lançados em corpos d'água após seu tratamento.

Em um aterro sanitário, é necessária a implantação de um sistema de coleta e tratamento do chorume. Dependendo do tipo de tratamento adotado, os

custos podem ser ainda mais onerosos. Muitos são os tipos de tratamento, porém deve levar-se em conta o porte do município.

Diante dessa situação, aliado ao quadro epidemiológico e ao perfil socioeconômico dos municípios brasileiros, são necessárias alternativas de tratamento mais simplificadas, com menor custo de implantação e operação. Uma das alternativas para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos é a digestão anaeróbia que apresenta como vantagens, de acordo com Silva (2009), menor consumo de energia, menor produção de lodo, menor área para implantação e oferece potencialidade energética com uso do metano produzido, além do baixo custo e simplicidade operacional (CHERNICHARO, 2007). Entretanto, os processos anaeróbios empregados no tratamento de percolados advindos de resíduos sólidos ainda possuem alguns interferentes, devido à falta de parâmetros de projeto, de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, cuidados operacionais necessários com a partida, operação do sistema e tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos (REIS, 2012). Segundo Von Sperling (2005), apesar de os sistemas anaeróbios atingirem uma boa eficiência na remoção de matéria orgânica, muitas das vezes é insuficiente, o que leva à necessidade de pós-tratamento.

Em decorrência desses fatores, é possível utilizar, segundo Lima (2008), após o tratamento secundário, um sistema de pós-tratamento como alternativa para melhorar a eficiência do sistema de tratamento, diminuindo a carga poluidora, tais como nutrientes e patógenos, ainda presentes no efluente. Neste sentido, os *wetlands* construídos vêm se destacando como um método alternativo de tratamento para o estágio de polimento, após um tratamento prévio, devido ao seu baixo custo de construção e alta eficiência (VALDERRAMA et al., 2002) e baixo custo de operação e manutenção (CAMPOS et al., 2002). As macrófitas aquáticas destacam-se nesta modalidade de tratamento devido a sua alta capacidade de absorção (VIRENDRA;

TRIPATHI, 2008), além de vários estudos com desempenhos satisfatórios na remoção de nutrientes e retenção de metais pesados (GREENWAY; WOOLLEY, 1999; SCHOLZ; XU, 2002; KLOMJEK; NITISORAVUT, 2005)

Neste contexto, a pesquisa torna-se relevante por avaliar um sistema de tratamento quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e poluentes inorgânicos (metais pesados) do chorume por meio de um sistema de tratamento combinado constituído por um reator anaeróbio seguido por *wetlands* construídos.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Resíduos sólidos

Segundo Cherubini (2008), os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU's) são resultantes da atividade doméstica e comercial das povoações e, apresentam grande diversidade e complexidade.

As suas características físicas, químicas e biológicas variam de acordo com sua fonte ou atividade geradora, nas quais, vários fatores como os sociais econômicos, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais afetam o processo de geração tanto em quantidade como em composição qualitativa (ZANTA et al., 2006).

A definição de lixo urbano, segundo Lima (2004), é difícil de ser feita, devido à sua origem e formação estarem relacionadas a vários fatores. Assim, “é comum definir como lixo todo e qualquer resíduo que resulte das atividades diárias do homem na sociedade”.

A norma NBR 10.004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004, p. 1), que trata de classificação dos resíduos sólidos, também traz uma definição:

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

São muitos os fatores que influenciam a origem e formação dos resíduos sólidos no meio urbano (CHERUBINI, 2008), como:

- a) variações sazonais;
- b) condições climáticas;
- c) área relativa de produção;
- d) número de habitantes do local;
- e) nível educacional;
- f) poder aquisitivo;
- g) hábitos e costumes da população;
- h) segregação na origem;
- i) Sistematização na origem;
- j) tipo de equipamento de coleta;
- k) leis e regulamentações específicas.

Os vários tipos de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU's) gerados como os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares e os resíduos de limpeza pública são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal (CASTILHO JÚNIOR, 2003).

A composição dos RSU domésticos é bastante diversificada, compreendendo desde restos de alimentos, papéis, plásticos, metais e vidro, até componentes considerados perigosos por serem prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública.

O lixo urbano contém vários produtos com características de inflamabilidade, oxidação ou toxicidade e contém metais pesados como cromo, cobre, chumbo, mercúrio, zinco e outras substâncias que podem contaminar o meio ambiente. Pode-se dizer que o lixo produzido pelas atividades humanas é

diretamente proporcional ao aumento da população e ao crescimento industrial. Relacionado a isso está o aumento da poluição do solo, das águas, do ar e a queda da qualidade de vida do ser humano (JARDIM, 1995).

A responsabilidade direta ou indireta da geração dos resíduos sólidos é disposta na Lei 12.305/2010 de Política Nacional de Resíduos Sólidos, que estabelece diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010). Esta Lei estipulou como prazo para o encerramento dos lixões o mês de agosto do ano de 2014.

## **2.2 Disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil e no estado de Minas Gerais**

Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos em 2008, a média nacional de produção *per capita* de RSU alcançou 1,1 kg.hab<sup>-1</sup> dia. Porém, há variação de acordo com o tamanho da cidade, podendo esses valores ser ainda maiores em capitais (MONTEIRO et al., 2001).

A destinação ambientalmente inadequada seja por lixões ou aterros controlados, em 2008, correspondia ainda por 50,8% em vazadouros a céu aberto, os chamados “lixões” e 22,5% eram de aterros controlados e apenas 27,7% dos municípios brasileiros com destinação ambientalmente adequada, ou seja, em aterros sanitários (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010). Porém, com a implantação da lei 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos a disposição ambientalmente inadequada tende a diminuir, devendo chegar a 0%, pois a respectiva lei previu a erradicação dos lixões até agosto de 2014.



O panorama geral do estado de Minas Gerais, segundo a Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), mostra que, até o final do ano de 2013, 59,14% da população urbana era atendida por sistemas de tratamento e/ou disposição final regularizados ambientalmente. Desses, 101 municípios possuem aterros sanitários e 135, usinas de triagem e compostagem regularizados. Porém ressalta-se que ainda há 280 aterros controlados, 264 lixões do total de 853 municípios no estado (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2014).

### **2.3 Caracterização dos resíduos sólidos**

Segundo Castilho Júnior (2003), o conhecimento das características químicas dos resíduos sólidos possibilita a seleção adequada de processos de tratamentos e de técnicas de disposição final. E apresenta algumas características básicas de interesse como sendo, o poder calorífico, pH, composição química (engloba a quantificação de parâmetros como nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, carbono, cálcio, magnésio, cobre, zinco, ferro, manganês e sódio (BIDONE; POVINELLI, 1999), relação carbono/nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e o teor de umidade.

De acordo com Barros, Chernicharo e Heller (1995), Lima (2004) e a NBR 10004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004) as principais características físicas e químicas do RSU são:

- a) Composição gravimétrica: representa o percentual de cada componente em relação à massa total do lixo.
- b) Peso específico: conceituado como a relação entre o peso do lixo pelo respectivo volume.

- c) Teor de umidade: representada pela quantidade relativa de água contida na massa do lixo, variando em função de sua composição, das estações do ano e da incidência das chuvas.
- d) Grau de compactação: indica a redução do volume que a massa de lixo pode sofrer, ao ser submetido a uma pressão determinada.
- e) Produção *per capita*: definida como a massa de resíduos sólidos produzidos por uma pessoa em um dia e está diretamente ligada ao padrão de consumo ( $\text{kg hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ).
- f) Poder calorífico: que expressa a capacidade potencial dos resíduos de desprender uma quantidade de calor sob condições controladas e combustão.
- g) Teor de matéria orgânica: relativo ao percentual de cada constituinte da matéria orgânica (cinzas, gorduras, macronutrientes, micronutrientes, resíduos minerais, etc.).
- h) Relação carbono/nitrogênio (C/N): está relacionada ao grau de degradação da matéria orgânica.

Segundo Castilho Júnior (2003), a determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos é essencial, para a definição do gerenciamento dos resíduos urbanos, desde a coleta até o seu destino final, de uma forma economicamente viável, considerando que cada comunidade gera resíduos diversos. Os resíduos sólidos urbanos, geralmente dispostos em aterros sanitários, apresentam a seguinte composição gravimétrica média: matéria orgânica putrescível, metais ferrosos, metais não ferrosos, papel, papelão, plástico, trapos, vidro, borracha, couro, madeira, entre outros.

Foi realizada a estimativa da caracterização gravimétrica de acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), com base na média de 93 estudos realizados entre 1995 e 2008 (Tabela 1).

Tabela 1 Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008

<b>Resíduos</b>	<b>Participação (%)</b>
Metais	2,9
Aço	2,3
Alumínio	0,6
Papel, papelão e tetrapak	13,1
Plástico total	13,5
Plástico filme	8,9
Plástico rígido	4,6
Vidro	2,4
Matéria orgânica	51,4
Outros	16,7
<b>Total</b>	<b>100</b>

#### 2.4 Lixiviados de aterros e a poluição

A composição e concentração dos lixiviados estão intimamente relacionadas com: - as características dos resíduos sólidos aceitos no aterro; - as condições climáticas da região em que o mesmo se situa e, - a idade média e as condições operacionais e de projeto do aterro. Aterros cujos geradores produzam diferentes percentuais de matéria orgânica e inertes, por exemplo, poderão gerar lixiviados com diferentes características (FLECK, 2003; BIDONE, 2007)

O chorume ou lixiviado de aterros é o líquido gerado durante o processo de decomposição predominantemente anaeróbia de resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário (BIDONE; POVINELLI, 1999). O chorume contém contaminantes dissolvidos e em suspensão e microbianos, extraídos dos resíduos sólidos. Este líquido contém comumente ácidos orgânicos voláteis, como ácido acético e micropoluentes como o tolueno e o diclorometano, e vários outros ácidos graxos, bactérias, metais pesados e sais de íons inorgânicos comuns, como  $\text{Ca}^{2+}$ .

O lixiviado apresenta valores elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), traços de metais

dissolvidos e amônia, ou seja, constitui-se em um líquido com alto potencial poluidor (BOFF, 2005), podendo contaminar tanto água subterrânea como a água superficial, sendo que umas das primeiras alterações observadas nos recursos hídricos é a redução do teor de oxigênio dissolvido, formação de correntes ácidas, maior carga de sedimentos, elevada presença de coliformes, aumento da turbidez, intoxicação de organismos presentes naquele ecossistema, incluindo o homem, quando este utiliza água contaminada para consumo (CHERUBINI, 2008).

De acordo com Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2000), existem ainda outros íons que podem ser arrastados pelo líquido que percola pela massa de lixo (Tabela 2).

Tabela 2 Íons arrastados pelo líquido que percola pela massa de lixo e possíveis fontes de geração

Íons	Possíveis fontes
$\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$	Material orgânico, entulhos de construção e cascas de ovos.
$\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{CO}_3^{2-}$	Material orgânico
$\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Sn}^{2+}$	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas.
$\text{Hg}^{2+}$ , $\text{Mn}^{2+}$	Pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes.
$\text{Ni}^{2+}$ , $\text{Cd}^{2+}$ , $\text{Pb}^{2+}$	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio e automóveis).
$\text{Al}^{3+}$	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral.
$\text{Cl}^-$ , $\text{Br}^-$ , $\text{Ag}^+$	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios X.
$\text{As}^{3+}$ , $\text{Sb}^{3+}$ , $\text{Cr}^{x+}$	Embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos.

Fonte: (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2000)

Devido ao alto potencial de contaminação dos lixiviados é necessário o tratamento adequado deste efluente, devendo-se ainda monitorar e preservar a qualidade dos cursos d'água atendendo às exigências ambientais (HOSSAKA, 2008).

## 2.5 Caracterização do percolado

A composição do lixiviado depende das características físicas do local de disposição sendo formado pela umidade inicial contida nos resíduos, processo de decomposição biológica, água de constituição presente nos resíduos liberada pela compactação e por fontes externas de água que infiltram pela camada de cobertura, tais como precipitação, águas subterrâneas e recirculação do próprio lixiviado. Os resíduos sólidos orgânicos depositados em aterros proporcionam a geração de um lixiviado com altas concentrações de matéria orgânica, alcançando concentrações de demanda bioquímica de oxigênio da ordem de 30 a 100 vezes mais concentrada que a do esgoto doméstico (NÓBREGA et al., 2008). O percolado apresenta ainda altos teores de cloretos, nitratos sulfatos, zinco, alta concentração de microrganismos patogênicos da ordem de  $10^6$  a  $10^8$  NMP/ml de coliformes termotolerantes e outras substâncias, dependendo do tipo de resíduo aterrado (SCHALCH, 1992)

Chian e Dewalle (1977) relatam que geralmente os chorumes de aterros novos terão alta DBO5 e DQO e irá diminuir constantemente, estabilizando depois de aproximadamente 10 anos. Todos os contaminantes não atingem o pico ao mesmo tempo. Devido ao início da biodegradabilidade natural, a concentração de compostos orgânicos no chorume diminui enquanto que os compostos inorgânicos aumentam com a idade do aterro. Os compostos inorgânicos são removidos apenas pelo resultado da infiltração da água de chuva.

De acordo com Hamada e Matsunaga (2000), a composição química do chorume varia muito dependendo da idade do aterro e dos eventos que ocorreram antes da amostragem. Em termos gerais, os processos de reação bioquímica que ocorrem num aterro podem ser aeróbios e/ou anaeróbios. A cobertura diária do lixo promove processos aeróbios, que pode variar de um dia

a várias semanas. Após o consumo de todo o oxigênio, tem-se o início da degradação anaeróbia que se divide em duas fases: fermentação ácida e fermentação metanogênica. Na fermentação ácida, os organismos facultativos ou anaeróbios decompõem as substâncias orgânicas iniciais, proteínas, graxas e hidratos de carbono em  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  e ácidos graxos menores. Na fermentação metanogênica, organismos estritamente anaeróbios decompõem os produtos da fermentação ácida e os convertem em  $\text{CH}_4$ , substâncias húmicas (responsáveis pela coloração escura do lixiviado) e água.

Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994), estudando a caracterização do chorume produzido em aterros sanitários apresentaram, conforme Tabela 3, os parâmetros físico-químicos dentro de uma faixa de variação que oscila de acordo com a idade do aterro sanitário.

Tabela 3 Composição típica de chorumes novos e velhos de aterros sanitários

Variável (mg/L)	Resíduos novos (<2 anos)		Resíduos antigos (>10 anos)
	Faixa	Típico	
DBO5	2000-30000	10000	100-200
COT	1500-20000	6000	80-160
DQO	3000-60000	18000	100-500
Sólidos suspensos totais	200-2000	500	100-400
Nitrogênio Orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio Amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
Fósforo total	5-100	30	5-10
Fósforo Orto	4-80	20	4-8
Alcalinidade ( $\text{CaCO}_3$ )	1000-10000	3000	200-1000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza total ( $\text{CaCO}_3$ )	300-10000	3500	200-500
Cálcio	200-3000	1000	100-400
Magnésio	50-1500	250	50-200
Potássio	200-1000	300	50-400
Sódio	200-2500	500	100-200
Cloro	200-3000	500	100-400
Sulfato	50-1000	300	20-50
Ferro total	50-1200	60	20-200

Qasim e Chiang (1994), estudando a qualidade do chorume produzido em diversos aterros sanitários dos Estados Unidos, mostram a composição típica do chorume de três aterros com diferentes idades, apresentada por Chian e Walle (1977), conforme Tabela 4.

Tabela 4 Composição de chorumes de aterros sanitários

Variável	Idade do Aterro		
	1 Ano	5 Anos	16 anos
DBO5	7500-28000	4000	80
DQO	10000-40000	8000	400
pH	5,2-6,4	6,3	-
Sólidos Dissolvidos Totais	10000-14000	6794	1200
Sólidos Suspensos Totais	100-700	-	-
Condutividade Elétrica	600-9000	-	-
Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> )	800-4000	5810	-
Dureza	3500-5000	2200	540
Fósforo total	25-35	-	-
Fósforo Orto	23-33	-	-
NH <sub>4</sub> -N	56-248	-	-
Nitrato	0,2-0,8	0,5	1,6
Cálcio	900-1700	308	109
Cloro	600-800	1330	34
Potássio	295-310	610	39
Sulfato	400-650	2	2
Manganês	75-125	0,06	0,06
Magnésio	160-250	450	90
Ferro	210-325	6,3	0,6
Zinco	10-30	0,4	0,1
Cobre	-	<0,5	<0,5
Cádmio	-	<0,05	<0,05
Chumbo	-	0,5	1,0

## 2.6 Formas de disposição de resíduos

De um modo geral, as formas de disposição do lixo urbano são o aterro sanitário, que representa a forma mais adequada e os lixões caracterizados pela

simples descarga sobre o solo, sem critérios técnicos e medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Lixão é o mesmo que descarga a “céu aberto”, sendo considerado inadequado e ilegal segundo a legislação brasileira. Os resíduos assim lançados acarretam problemas à saúde pública, como a proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, entre outros), geração de odores desagradáveis e, principalmente, poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas pelo chorume – líquido de coloração escura, malcheiroso e de elevado potencial poluidor, produzido a partir da decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos.

A usina de triagem e compostagem é o local onde é realizada a separação manual da matéria orgânica, materiais recicláveis, rejeitos e resíduos especiais presentes no lixo. A parte orgânica é destinada ao pátio de compostagem, onde é submetida a um processo de conversão biológica em adubo, e somente o que não pode ser aproveitado é aterrado em valas de rejeitos.

Já o aterro sanitário de acordo com Lanza (2009), é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, que visa minimizar os danos à saúde pública e os impactos sobre o meio ambiente. Esse método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área e reduzi-los ao menor volume possível, recobrando-os com uma camada de terra na conclusão de cada trabalho, ou intervalos menores, se necessário.

Este método de disposição final dos resíduos deve contar com todos os elementos de proteção ambiental: impermeabilização de base e laterais, recobrimento diário dos resíduos, cobertura final das plataformas, coleta e drenagem de líquidos percolados, coleta e tratamentos dos gases, drenagem superficial, tratamento de líquidos percolados e sistema de monitoramento.

Os aterros sanitários de pequeno porte, em razão das pequenas quantidades e das características dos resíduos gerados diariamente, segundo a NBR 15849/2010 da ABNT, são aqueles concebidos para recebimento de até 20



toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos (em final de plano) em que, considerados os aspectos físicos locais, a concepção do sistema possa ser simplificada, reduzindo os elementos de proteção ambiental sem prejuízo da minimização dos impactos ao meio ambiente e à saúde pública, com dispensa da impermeabilização complementar especialmente com a utilização de geotécnicos em razão de condições em que considera o excedente hídrico, o coeficiente de permeabilidade do solo local, a profundidade do lençol freático e a fração orgânica dos resíduos  $\leq 30\%$ .

De acordo com a resolução CONAMA 404/2008, nos aterros sanitários de pequeno porte é admitida a disposição final de resíduos sólidos domiciliares, de resíduos de serviços de limpeza urbana, de resíduos de serviços de saúde, bem como de resíduos sólidos provenientes de pequenos estabelecimentos comerciais, industriais e de prestação de serviços. Porém podem ser dispostos apenas os resíduos que não sejam perigosos, e que tenham características similares aos gerados em domicílios, bem como aos resíduos de serviços de saúde que não requerem tratamento prévio à disposição final.

## **2.7 Convênio Feam e pesquisas desenvolvidas**

O governo do Estado, sob a coordenação da FEAM, vem executando medidas indutoras que buscam resultados efetivos na melhoria da qualidade ambiental quanto à disposição adequada e tratamento dos resíduos sólidos urbanos e ao tratamento dos esgotos sanitários. Por meio do programa “Minas Sem Lixões” em execução desde 2003, tem atuado na orientação e acompanhamento das ações municipais para o atendimento às Deliberações Normativas do COPAM. Neste sentido, desde 2008, primeiramente por meio do contrato N° 2091010106907 e a partir de 2009, por meio do convênio 2091010200509 entre a FEAM/UFLA/FUNDECC, vem apoiando os municípios

na implantação de sistemas de tratamento e disposição regularizados ambientalmente, na implantação da coleta seletiva e na formação de consórcios para gestão compartilhada de resíduos sólidos urbanos na área de abrangência da Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável Sul – SUPRAM SUL. O objetivo é contribuir para as melhorias das condições do meio ambiente e da qualidade de vida da população na obtenção do resultado finalístico estabelecido no Projeto Estruturador de Resíduos Sólidos, ou seja, atendimento de 60% da população urbana do Estado de Minas Gerais com sistemas técnica e ambientalmente adequados para disposição final e/ou tratamento de resíduos sólidos urbanos e efetivação das medidas mínimas exigidas nos artigos 2º e 4º da Deliberação Normativa COPAM 52/2001, alterados e complementados pela Deliberação Normativa COPAM 118/08, na área de abrangência da SUPRAM Sul para erradicação dos chamados lixões em pelo menos 80% dos 853 municípios do Estado, até 2011.

A partir de 2012, depois de serem avaliados os resultados do Programa Minas Sem Lixões, foi criada, dentro do Programa Estruturador de Qualidade Ambiental do Estado, a Ação 1.231 – Redução e Valorização de Resíduos, na qual foi proposto um escalonamento das metas percentuais de atendimento mínimo da população urbana de Minas Gerais com sistemas de disposição de resíduos sólidos urbanos ambientalmente adequados, a saber: 60% em 2012; 62,42% em 2013; 66,60% em 2014, tendo como meta finalística, 75% em 2015, de modo a aumentar a eficácia e a efetividade na gestão de resíduos (FEAM, 2013).

Além do auxílio a 177 municípios da área de abrangência da SUPRAM/Sul de Minas na erradicação dos lixões, um dos objetivos dentro do convênio foi a fomentação de pesquisas como subsídios à gestão de resíduos sólidos nos municípios. Dento deste contexto, diversos trabalhos foram realizados para a identificação de impactos ambientais na água superficial

(MARQUES et al., 2012) e no solo de diferentes tipos de disposição de resíduos sólidos urbanos (MARQUES, 2011), impactos sobre a água subterrânea na área sob influência direta de três aterros sanitários de diferentes portes (TAVEIRA, 2012). Com a inexistência de bases de dados gravimétricos confiáveis a respeito do resíduo gerado é notório uma gestão inadequada dos RSU. Desta maneira foi desenvolvido um estudo por Franco (2012) cujo objetivo foi realizar o diagnóstico da situação de Resíduos Sólidos Domiciliares - RSD dos municípios sob jurisdição da Superintendência Regional de Meio Ambiente (SUPRAM) Sul de Minas Gerais, a fim de se conhecer suas características qualitativas e quantitativas dos resíduos sólidos da região, relacioná-las ao nível econômico, porte do município e hábitos de manejo dos resíduos sólidos pela população.

Ainda com relação às pesquisas, encontram-se em andamento um estudo via Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para avaliação das áreas efetivamente disponíveis nos municípios do Sul de Minas, para implantação de aterros sanitários considerando as diversas restrições legais existentes e os Arranjos Territoriais Ótimos (ATOs), desenvolvidos pela FEAM e outro projeto a implantação de uma unidade piloto de monitoramento visando a elaboração de projeto de Aterro Sanitário de Pequeno Porte – ASPP. A fim de subsidiar o projeto de implantação do ASPP, estudos anteriores foram realizados por Naves 2013, cujo objetivo foi avaliar a eficiência e a influência de diferentes níveis de compactação do solo na redução do volume e do potencial poluidor de lixiviados gerados em unidades experimentais de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Com base nos resultados encontrados por Naves (2013), buscou-se com o presente trabalho avaliar sistemas de tratamento para o potencial poluidor do chorume, também financiado pelo convênio.

## **2.8 Tratamento de lixiviados**

Devido à composição variável apresentada pelos lixiviados de diferentes aterros, e ao longo do tempo em um mesmo aterro, embora a princípio todos os processos de tratamento de águas residuárias sejam aplicáveis, não há uma metodologia de tratamento padronizada, eficiente e prontamente aplicável a todos os casos (FLECK, 2003).

Os métodos de tratamento de lixiviados podem ser subdivididos basicamente em duas grandes categorias: biológicos e físico-químicos, englobando processos puramente físicos e aqueles que apresentam modificação do afluente por adição de compostos químicos. Porém, para adoção de um método ou outro de tratamento, vai depender de fatores como: área e disponibilidade de recursos para implantação, manutenção e operação do sistema, bem como de fatores relacionados à topografia, hidrologia e climatologia local. O fator econômico é preponderante, e ainda, devem ser observados os critérios e padrões determinados pelo órgão ambiental (FLECK, 2003).

Diversos tipos de tratamento biológico de chorume são encontrados na literatura, envolvendo o emprego de processos aeróbio e/ou anaeróbios. Os processos aeróbios incluem necessariamente os sistemas de lodo ativados, filtros biológicos aerados e lagoas aeradas. Por sua vez, os processos de digestão anaeróbia de lixiviados de aterros podem se dar em lagoas anaeróbias, reatores UASB, reatores anaeróbios e outros.

## **2.9 Digestão anaeróbia**

Foresti et al., (1999), define a digestão anaeróbia como um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, no qual diversos

grupos de microrganismos envolvidos no processo anaeróbio possuem alto grau de especificidade e cada grupo atua na conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) em metano, compostos inorgânicos como o dióxido de carbono, nitrogênio, amônia livre, gás sulfídrico e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

Kim et al. (2006) cita como vantagens da digestão anaeróbia em comparação aos métodos aeróbios convencionais: a baixa produção de lodo, baixo custo de investimento inicial e utilização de uma menor quantidade de energia para operação do sistema. De acordo com Chernicharo e Campos (1995); Von Sperling (2005) e Lettinga, Pol e Zeman (1996), apresenta baixa produção de sólidos; baixo consumo de energia com a redução de custos operacionais; baixa demanda de área; baixo custo de implantação; produção de metano utilizado como fonte de energia de forma direta ou convertido em energia elétrica; possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator por vários meses; tolerância a elevadas cargas orgânicas; aplicabilidade tanto em pequena como em grande escala e baixo consumo de nutrientes.

A digestão anaeróbia tem sido utilizada como uma alternativa para remoção de altas concentrações de matéria orgânica presente em muitos tipos de resíduos (LUNA, 2008). Diversos grupos de pesquisa vêm empregando o processo de digestão anaeróbia para tratamento de resíduos sólidos, como Silva (2009), Neves; Oliveira e Alves (2006), Leite et al. (1997), Bouallagui et al. (2005), Jokela, Vavilin e Rintala (2005), Luna (2008), Gomes (2008), Contrera (2008), Barcelos (2009), Leite (2009), Cintra (2003), Estoppey (2010) e Reis (2012).

Para Mata-Alvarez (2003), a fração orgânica dos resíduos sólidos é um substrato complexo e sua degradação envolve um caminho metabólico ainda mais complexo constituído por uma série de reações até à síntese do metano como produto final.

Na Figura 1, apresenta-se um esquema que inclui as várias etapas do processo de digestão anaeróbia. Portanto, a digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, composto de várias reações sequenciais, cada uma com determinadas populações microbianas (LAY et al., 1997; MATA-ALVAREZ, 2003).

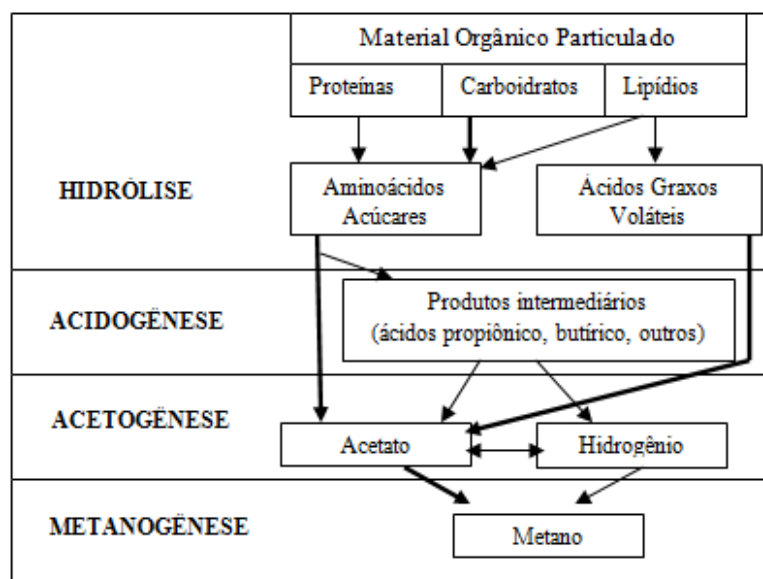


Figura 1 Representação esquemática dos estágios de conversão da matéria orgânica na digestão anaeróbia

Fonte: adaptado de Mata-Alvarez, 2003 e Riuji, 2009.

Ao contrário da degradação aeróbia, na qual a matéria orgânica carbonácea é usualmente metabolizada diretamente a  $\text{CO}_2$ , a degradação anaeróbia envolve quatro etapas distintas, conforme segue:

**Hidrólise:** os materiais particulados complexos (polímeros) são hidrolisados em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas

(CHERNICHARO, 2007), uma vez que estas não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. Assim, a hidrólise do material particulado, bem como de material solúvel de maior tamanho, é uma etapa essencial para aumentar a biodisponibilidade, ou seja, o acesso do substrato às células microbianas (AQUINO; CHERNICHARO, 2005). O material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular por meio de exoenzimas (enzimas que são excretadas por bactérias fermentativas, também denominadas bactérias hidrolíticas). As proteínas são degradadas em (poli) peptídeos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos, em ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Em certas situações, a alta complexidade do material orgânico pode resultar em uma baixa velocidade de hidrólise, tornando-a a etapa limitante de todo o processo de digestão. Dentre os gêneros de bactérias com capacidade hidrolítica destacam: *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus* (para a degradação de lipídeos a ácidos graxos); *Bacteroides*, *Butyvirio*, *Clostridium*, *Fusobacterium*, *Selonomonas*, *Streptococcus*, *Proteus* e *Bacillus* (responsáveis pela degradação de proteínas a aminoácidos) e *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio*, *Eubacterium* (responsáveis pela degradação de polissacarídeos a açúcares menores) (CHERNICHARO, 2007).

**Acidogênese:** os produtos solúveis provenientes da fase de hidrólise são metabolizados, no interior das células, através do metabolismo fermentativo. A maioria dos microrganismos acidogênicos fermenta açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, resultantes da hidrólise de matéria orgânica complexa e produzem diversos compostos mais simples: ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico), alcoóis (etanol), cetona (acetona), dióxido de carbono e hidrogênio, além de novas células bacterianas. A etapa acidogênica só será limitante do processo se o material a ser degradado não for facilmente hidrolisado. A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias

fermentativas, entre os gêneros mais comuns em reatores anaeróbios destacam-se: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyrivacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia*. (CHERNICHARO, 2007)

**Acetogênese:** as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica, obtendo-se o substrato apropriado para as bactérias e arqueas metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são:  $H_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_3COOH$ . Durante a produção dos ácidos acéticos e propiônicos, é formada uma grande quantidade de hidrogênio, fazendo com que o valor do pH do meio decresça, ou seja, se acidifique. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas arqueas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da matéria biodegradável são convertidas em propionato e butirato que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas (AQUINO; CHERNICHARO, 2005). A grande importância dos organismos acetogênicos decorre do fato de que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original são canalizados para a produção de acetato (McCARTY, 1981).

**Metanogênese:** compreendida como a etapa final do processo global de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono que é efetuado pelos organismos metanogênicos, atualmente classificados dentro do domínio Archea. As arqueas metanogênicas estão distribuídas em cinco ordens: *Methanobacteriales*, *Methanococcales*, *Methanomicrobiales*, *Methanosarcinales* e *Methanopyrales*, todas dentro do filo Eucaryarcheota. Ecologicamente as arqueas metanogênicas desempenham um papel vital em ambientes anaeróbios por removerem o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação que são produzidos nas fases anteriores, propiciando o abaixamento da pressão parcial de hidrogênio no meio tornando possíveis as reações



efetivadas pelas bactérias acetogênicas. As arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol, e o segundo, que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono: Metanogênicas acetotróficas ou acetoclásticas, que usam acetato como fonte de carbono e energia produzindo  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , compreendendo *Methanosarcina sp* e *Methanotherix sp*, e Metanogênicas hidrogenotróficas que utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e acceptor de elétrons e o hidrogênio como fonte de energia. Parte do gás carbônico reage com o hidrogênio para produzir metano, a exemplo *Methanobacterium sp*, *Methanobrevibacter sp* e *Methanospirillum sp*.

## **2.10 Fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia**

A temperatura é um dos fatores mais importantes no processo de digestão anaeróbia. Além da temperatura, outros fatores como pH, alcalinidade e ácidos voláteis, nutrientes e toxicidade são importantes para um bo desempenho de reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 2007).

### **2.10.1 Temperatura**

Dos fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. Os microrganismos não possuem meios de controlar a sua temperatura interna, deste modo a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 2007).

Este parâmetro influencia nas taxas de reações enzimáticas e também na desnaturação destas enzimas ou na destruição das habilidades dos

microrganismos em produzir essas enzimas, dessa forma, comprometendo a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico.

Ao crescimento microbiano, geralmente estão associadas três faixas de temperatura nas quais o crescimento é possível: faixa psicrófila (entre 0 e 20 °C), faixa mesófila (entre 20 e 45 °C) e a termófila (entre 45 e 70 °C). E em cada uma dessas faixas são associados três valores de temperatura para caracterização do crescimento dos microrganismos: temperaturas máximas e mínimas que definem os limites da faixa de temperatura em que o crescimento é possível e a temperatura ótima na qual o crescimento é máximo. Dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35 °C) e o outro na faixa termófila (50 a 55 °C), porém, a maioria dos digestores tem sido projetada na faixa mesófila, embora seja possível a operação destes na faixa termófila. Entretanto a operação de digestores anaeróbios nesta faixa apresenta algumas desvantagens como suplemento de energia necessário para o aquecimento dos digestores, a má qualidade do sobrenadante e a instabilidade do processo. A taxa de crescimento microbiano em temperaturas próximas à mínima é tipicamente baixa, mas aumenta exponencialmente com o acréscimo da temperatura, atingindo o máximo próximo à temperatura ótima, e a partir do ponto de crescimento ótimo, o aumento de alguns poucos graus prova quedas abruptas na taxa de crescimento (CHERNICHARO, 2007).

A taxa de crescimento específica máxima da população microbiana cresce com o aumento da temperatura, o que faz com elevadas temperaturas no reator anaeróbio sejam desejadas, porém é importante a manutenção de uma temperatura uniforme dentro do reator, uma vez que o processo anaeróbio é considerado muito sensível a mudanças bruscas de temperatura, podendo provocar um desbalanceamento entre as duas maiores populações microbianas e a conseqüente falha do processo (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Lucas Júnior et al. (1996), a operação na faixa termofílica (50 a 55 °C) produz maior quantidade de biogás, resultando em tempos de detenção hidráulica mais curtos, implicando em reatores menores, e conseqüentemente, com menores custos. Além da faixa termofílica existe também a faixa mesofílica (30 a 35 °C). De acordo com Chernicharo (2007), para valores de temperatura entre 30 e 40 °C, têm-se uma taxa máxima de crescimento bacteriano, que decresce 11% a cada grau Celsius para digestores operados a temperaturas abaixo de 30 °C. A digestão anaeróbia pode ocorrer a baixas temperaturas, no entanto, a fração de sólidos orgânicos que pode ser metabolizada no processo é reduzida.

#### **2.10.2 Alcalinidade, pH e ácidos voláteis**

O pH, alcalinidade e os ácidos voláteis são outros fatores ambientais interferentes no desempenho do processo anaeróbio, sendo que estes três fatores estão intimamente relacionados.

O pH interfere no processo anaeróbio diretamente afetando a atividade de enzimas, e indiretamente afetando a toxicidade de inúmeros compostos, tais como a amônia, sulfeto e metais pesados (LETTINGA; POL; ZEMAN, 1996).

Os organismos produtores de metanos (arqueas metanogênicas) têm crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes valores podem inibir por completo organismos formadores de metano. O pH ótimo depende do tipo de microrganismo envolvido no processo de digestão, como também do tipo de substrato. A operação de um reator anaeróbio com o pH constantemente abaixo de 6,5 ou acima de 8,0 pode ocasionar uma diminuição significativa da taxa de produção de metano. Também a ocorrência

de mudanças bruscas de pH pode afetar negativamente o processo, sendo que a recuperação dependerá de uma série de fatores, que se relacionam ao tipo de dano causado aos microrganismos (CHERNICHARO, 2007).

Para Chernicharo (2007), a alcalinidade de um sistema é a capacidade de uma solução em neutralizar ácidos formados e tamponar o pH na eventualidade de acumulação de ácidos voláteis. No monitoramento de reatores anaeróbios, a verificação sistemática da alcalinidade torna-se mais importante do que a avaliação do pH. Isso se deve ao fato dos valores de pH variarem em escala logarítmica, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio.

As arqueas metanogênicas, quando em número suficiente e em condições ambientais favoráveis, utilizam ácidos intermediários tão rapidamente quanto estes são formados. Assim, os ácidos não se acumulam além da capacidade neutralizadora da alcalinidade naturalmente presente no meio, o pH permanece numa faixa favorável, as bactérias metanogênicas e o sistema anaeróbio é considerado em equilíbrio. Entretanto, se as arqueas metanogênicas não estiverem presentes em número suficiente, ou se estiverem expostas às condições ambientais desfavoráveis, estas não são capazes de utilizar os ácidos voláteis na mesma faixa em que são produzidos pelas bactérias acidogênicas, resultando numa acumulação de ácidos no Sistema. Nestas condições, a alcalinidade é consumida rapidamente e os ácidos livres, não neutralizados, provocam a queda do pH. Esta situação é normalmente referenciada como a de um reator azedo (CHERNICHARO, 2007).

A determinação separada da alcalinidade bicarbonato e de alcalinidade de ácidos voláteis é realizada a partir de metodologia proposta por Ripley, Boyle e Converse (1986). A determinação da alcalinidade em dois estágios tem um importante aspecto, que se refere ao significado da relação AI/AP. De acordo

com Ripley, Boyle e Converse (1986), valores de AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia (FORESTI, 1994).

Os ácidos voláteis podem se acumular nos reatores anaeróbios devido a sobrecargas orgânicas e hidráulicas, sobrecarga tóxica, variações de temperatura, ou outras condições operacionais, resultando na acumulação de ácidos voláteis.

A acumulação de ácidos voláteis acima de  $150 \text{ mgL}^{-1}$  no reator é uma primeira indicação de que o sistema não está operando em condições ótimas. As sobrecargas orgânicas e hidráulicas, sobrecarga tóxica, flutuações na temperatura, ou outras condições operacionais podem causar um desequilíbrio no processo, que pode resultar na acumulação de ácidos orgânicos voláteis, especialmente propiônico, butírico e alcoóis (LANGENHOFF; STUCKEY, 2000).

### **2.10.3 Nutrientes**

Para que os processos biológicos de tratamento sejam operados com sucesso, os nutrientes inorgânicos, necessários ao crescimento de microrganismos, devem ser fornecidos em quantidades suficientes. Se as concentrações ideais não forem supridas alguma forma de compensação deve ser levada a efeito, seja através da aplicação de menores cargas ao sistema de tratamento, ou permitindo que a eficiência do sistema seja reduzida (CHERNICHARO, 2007).

A composição química do substrato é de fundamental importância para o sucesso de qualquer tipo de tratamento biológico, porque os microrganismos necessitam de nutrientes específicos para a realização do seu metabolismo. Os requisitos nutricionais de cada microrganismo além de específicos devem ser mantidos na faixa adequada de concentração, não podendo exceder essa faixa,

para não assumir características tóxicas e inibir o crescimento, nem se manter em concentrações inferiores para não limitar o crescimento (CINTRA, 2003).

Trabalhos desenvolvidos por Leckie, Pacey e Halvadakis (1979) e Christensen e Kjeldsen (1991) mostraram que os resíduos sólidos não apresentaram deficiência de nutrientes.

#### **2.10.4 Toxicidade**

A toxicidade tem sido considerada uma das principais razões da não utilização mais generalizada da digestão anaeróbia e do não aproveitamento de suas diversas vantagens, uma vez que existe uma percepção difundida de que os processos anaeróbios não são capazes de tolerar a toxicidade. Os organismos metanogênicos e acetogênicos podem ser mais facilmente inibidos por toxinas, devido à relativa pequena fração de substrato convertido em células, e ao elevado tempo de geração das arqueas metanogênicas e das bactérias acetogênicas. Entretanto, os microrganismos usualmente possuem determinada capacidade de adaptação às concentrações inibidoras da maioria dos compostos, desde que o impacto da toxicidade possa ser minimizado através de alguns artifícios de projeto, tais como elevados tempos de residência de sólidos e minimização do tempo de residência das toxinas dos sistemas. Cabe ressaltar que a toxicidade deve ser discutida em termos de níveis tóxicos, ao invés de materiais tóxicos (CHERNICHARO, 2007).

Em relação às substâncias que podem apresentar efeito tóxico ao processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos em aterros sanitários, pode-se citar cátions alcalinos e alcalinoterrosos (como sódio, potássio, cálcio e magnésio), amônia, sulfetos, metais pesados, compostos orgânicos (como ácidos acético, butírico, propiônico e pirúvico) e compostos específicos (como detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos industriais). Também o

hidrogênio produzido e consumido durante a digestão anaeróbia pode ser considerado tóxico ou estimulante às bactérias envolvidas no processo, dependendo de sua pressão parcial (COSTA, 2002).

O efeito do nitrogênio amoniacal na digestão anaeróbia ocorre, em função do pH, através de duas formas: do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou da amônia ( $\text{NH}_3$ ). Para valores de pH menores ou iguais a 7,2, predomina o íon amônio. O gás amônia apresenta maior toxicidade que o íon amônio, uma vez que é inibitório a concentrações mais baixas. Cabe ressaltar que a análise de nitrogênio amoniacal fornece a soma das concentrações das duas formas (CINTRA, 2003).

Elementos e compostos tóxicos como cromo, cromatos, níquel, zinco, cobre, arsênico e cianetos, dentre outros, são classificados como toxinas inorgânicas altamente tóxicas. Em particular, a presença de baixas concentrações de cobre, zinco e níquel em estado solúvel são conhecidas como bastante tóxicas, sendo que estes sais estão associados com a maioria dos problemas de toxicidade por metais pesados no tratamento anaeróbio. As concentrações de metais pesados mais tóxicos, que podem ser tolerados no tratamento anaeróbio, estão relacionadas ao pH e com as concentrações de sulfeto disponível para combinar com os metais pesados e formar os sais de sulfeto, que são bastante insolúveis e que não têm qualquer efeito adverso (CHERNICHARO, 2007).

### **2.11 Pós-tratamento utilizando *wetlands***

Para Von Sperling (2002), os reatores anaeróbios atingem uma boa eficiência na remoção de matéria orgânica, considerando-se os baixos tempos de detenção hidráulica, a simplicidade do processo e a inexistência de equipamentos como aeradores. Porém, esta eficiência é na maior parte das vezes insuficiente, o que leva à necessidade de pós-tratamento para o efluente anaeróbio.

O pós-tratamento têm os seguintes objetivos:

- a) Remoção adicional de matéria orgânica;
- b) Remoção de nutrientes;
- c) Remoção de organismos patogênicos.

Entre as alternativas de pós-tratamento, uma que vem se destacando é o uso de *wetlands* construídas, principalmente em relação à remoção de matéria orgânica e nutrientes.

#### **2.12 Sistemas anaeróbios de tratamento de baixa e alta carga**

Segundo CHERNICHARO (2007), sistemas de alta taxa são definidos por reatores anaeróbios que são operados com baixos tempos de detenção hidráulica e elevados tempos de retenção celular, para atingir esta condição os reatores necessitam incorporar mecanismos de retenção de biomassa. Diversos tipos de reatores anaeróbios de alta taxa são utilizados no tratamento de esgoto, sendo classificados em dois grandes grupos de acordo com o tipo de crescimento de biomassa no sistema:

- a) Sistemas com crescimento bacteriano aderido divididos em reatores anaeróbios de leito fixo, de leito rotatório e de leito expandido e fluidizado.
- b) Sistemas com crescimento bacteriano disperso: inclui os reatores anaeróbios de dois estágios, os reatores anaeróbios de chicanas, reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo e suas variantes (de leito granular expandido e com recirculação interna).



Sistemas de baixa taxa são definidos por reatores anaeróbios que são operados com baixas cargas orgânicas volumétricas, uma vez que os mesmos não dispõem de mecanismos de retenção de grandes quantidades de biomassa de elevada atividade. Estes sistemas são diferenciados dos de alta taxa pela ausência de mecanismos de retenção de sólidos no sistema, elevados tempos e baixas cargas volumétricas. Neste tipo de sistema inclui os digestores de lodo, tanques sépticos ou fossas sépticas ou decantador digestor e lagoas anaeróbias.

Os digestores de lodo são utilizados principalmente para a estabilização de lodos primários e secundários oriundos do tratamento de esgotos e também para o tratamento de efluentes industriais com elevada concentração de sólidos suspensos. Neste são necessários o aquecimento com temperaturas de operação na faixa de 25 a 35 °C para otimização da hidrólise do material particulado, o tempo de detenção deve ser suficiente para garantir a permanência e a multiplicação dos microrganismos no sistema, propiciando que todas as fases da digestão anaeróbia se processem adequadamente. Dependendo dos dispositivos de mistura e dos números de estágios, os digestores são classificados em digestor anaeróbio de baixa carga, digestor anaeróbio de um estágio e alta carga e digestor anaeróbio de dois estágios e alta carga.

Tanque séptico é uma unidade que desempenha as funções múltiplas de sedimentação e de remoção de materiais flutuantes, onde ocorre simultaneamente a digestão, o adensamento do lodo e a formação de sobrenadante, sem mistura e sem aquecimento.

Lagoas anaeróbias usualmente combinadas com lagoas facultativas, constituem-se como uma alternativa muito apropriada para o tratamento de esgotos domésticos. O seu funcionamento é bastante semelhante aos dos tanques sépticos, verificando-se basicamente os mesmos mecanismos de remoção. Diferem-se dos tanques sépticos por não haver necessidade de remoção sistemática do lodo no fundo das lagoas, com intervalos de limpeza superiores a

10 anos, devido aos grandes volumes e às elevadas profundidades, e por haver maiores cuidados na escolha do local de implantação, devido as mesmas serem descobertas, podendo emanar maus odores e proliferação de insetos.

### **2.13 *Wetlands***

Os sistemas de *wetlands* são áreas construídas, onde o fator dominante é o tratamento de águas residuárias através de processos combinados: biológicos, químicos e físicos.

De acordo com Dornelas (2008), os *wetlands* estão entre uma das mais eficientes tecnologias recentemente comprovadas para o tratamento de águas residuárias.

Libânio (2002) aponta diversos trabalhos no tratamento biológico por meio da aplicação do lixiviado de aterros em ecossistemas especiais, os *wetlands* construídos com a metabolização dos compostos orgânicos e fixação de poluentes na biomassa vegetal.

Entretanto, de acordo com Pires (2002), tais sistemas têm sido considerados potenciais como tratamento terciário de chorume, que tenha sido previamente tratado em sistemas biológicos aeróbios.

*Wetlands* construídas são utilizadas em todo mundo no tratamento secundário e terciário, porque são de fácil construção, operação e manutenção. Pires (2002) afirma que se trata de um Sistema artificialmente construído com diferentes tecnologias constituído de plantas aquáticas em diferentes substratos tais como: areia, cascalho, brita ou outro material inerte e de acordo com Kurscheidt (2011), podem ser utilizados ainda como substrato casca de arroz, palha, pneu picado, entre outros, que permitem o escoamento do lixiviado pelos espaços vazios e funcionam como meio suporte para a fixação das plantas. Além do substrato, este Sistema utiliza alguns componentes básicos como: as

macrófitas aquáticas, biofilme microbiano e a distribuição da água no leito drenante (COLLAÇO, 2001; SOUZA, 2003).

A função de maior interesse dos wetlands, segundo Kurscheidt (2011) é a degradação da matéria orgânica e a retenção de nutrientes, sendo capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos como amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) e ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) (MARQUES, 1999; SEZERINO, 2006; SALARO JUNIOR, 2008).

Diferentes tipos de *wetlands* construídos podem ser distinguidos baseados nas características do fluxo d'água, além das espécies de plantas (ROUSSEAU et al., 2008). Sistemas com fluxo diretamente sobre o solo com macrófitas aquáticas emergentes são chamados de *wetlands* construídos com fluxo-superficial (surface-flow) e *wetlands* construídos em que os sistemas com fluxo com o escoamento pelo solo, onde a água flui por um filtro mineral plantado, que normalmente consiste em uma matriz de pedregulho, são chamados de *wetlands* construídos com fluxo subsuperficial (subsurface-flow) (SINDILARIU; BRINKER; REITER, 2009). Este último pode ser subdividido de acordo com a direção do fluxo de água, podendo ser fluxo horizontal ou vertical (ROUSSEAU et al., 2008).

Podem ser citados como vantagens dos *wetlands* os baixos custos de construção e são apropriados tanto para pequenas comunidades quanto para estágios finais de tratamento de grandes sistemas (COOPER et al., 2001; MASHAURI; MULUNGU; ABDULHUSSEIN, 2000; PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Requerem serviços relativamente simples, sendo que os moradores locais podem ser facilmente treinados para fazê-los. (MASHAURI; MULUNGU; ABDULHUSSEIN, 2000). Além de outras vantagens como citado por Philippi e Sezerino (2004): fornecerem tratamento efetivo e seguro de águas residuárias; relativamente tolerantes a variações hidráulicas e de cargas contaminantes; fornecem benefícios indiretos como área verde, habitats para a vida selvagem e áreas recreativas.

Como desvantagens são citadas: taxa relativamente lenta de operação, quando comparado com tecnologias de tratamento convencional de efluentes (SHUTES, 2001), demanda de área para a construção; complexidade biológica e hidrológica do sistema e falta de conhecimento da dinâmica dos processos de tratamento e possíveis problemas com pragas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004)

Ainda, de acordo com Rousseau et al. (2008), os *wetlands* construídos podem ser combinados com outros tipos de tratamento de efluentes de alta tecnologia, sendo usada recentemente como tratamento posterior a lodo ativado, UASB, entre outros, até mesmo com outro tipo de *wetland*, buscando explorar vantagens específicas de diferentes sistemas.

De acordo com Fleck (2003) os poluentes que podem ser removidos por *wetlands* construídos, indicando os mecanismos que podem atuar na remoção são:

- a) Sólidos suspensos: removidos fisicamente por sedimentação e filtração no meio poroso e na própria vegetação;
- b) Matéria orgânica solúvel ou insolúvel: removida por processos biológicos aeróbios e anaeróbios de estabilização;
- c) Nitrogênio orgânico: que pode ser removido por sedimentação e filtração quando associado a sólidos suspensos; removido por incorporação às moléculas complexas que formam humos no solo; removido por sua hidrólise para geração de aminoácidos solúveis que gerarão amônia;
- d) Nitrogênio amoniacal: reduzido em 10% por volatilização de amônia livre; removido por adsorção e troca iônica envolvendo partículas orgânicas carregadas, ficando os conteúdos adsorvidos disponíveis para o crescimento dos vegetais e microrganismos; removidos por nitrificação em condições aeróbias;

- e) Nitratos: não são adsorvidos em função de sua carga negativa, mas podem ser consumidos pelas macrófitas em períodos de crescimento ou removidos por desnitrificação, que ocorre pela ação de bactérias facultativas em sítios anóxicos (que podem ser adjacentes às zonas aeróbias);
- f) Fósforo: assimilado pelas plantas para seu crescimento, apesar desse efeito ser pouco significativo; precipitado na forma de fosfatos insolúveis; adsorvido por minerais argilosos e constituintes orgânicos do solo;
- g) Metais: retidos por bioacumulação das plantas; retidos por adsorção ao substrato mineral; oxidados pela ação de microrganismos; utilizados na formação de sulfetos insolúveis; e formação de quelato ao material orgânico e incorporação ao biofilme;
- h) Elementos-traço: removidos por sorção;
- i) Microrganismos indicadores de contaminação: removidos pela combinação de vários mecanismos como adsorção, predação e decaimento por ação da radiação solar.

Em sistemas de *wetlands* construídos pode-se aliar o uso de plantas emergentes e flutuantes. Através de macrófitas flutuantes a sedimentação se torna mais eficiente, devido à proteção ao movimento das águas que estas proporcionam; ocorre filtração de sólidos suspensos pelas raízes da planta; há um aumento da disponibilidade de abrigo e melhora das condições para o desenvolvimento da comunidade perifítica aderida às raízes e folhas (POMPÊO, 2008).

### 2.13.1 *Wetlands* construídos no tratamento de lixiviados

Bidone (2007) afirma que os bons resultados de alguns *wetlands* construídos já são conhecidos internacionalmente.

Estudos conduzidos por muitos anos mostraram que *wetlands* construídos são capazes de reduzir substâncias químicas de efluentes. Alguns estudos científicos avaliam o desempenho de *wetlands* construídos para remover microrganismos que oferecem risco à saúde humana, como *Escherichia coli* e outras bactérias termotolerantes (ULRICH et al., 2005). Kadlec e Knight (1996) observaram a eficiência de remoção de coliformes e estreptococos em vários sistemas de *wetlands*, observando-se uma eficiência de mais de 90% dos coliformes e mais de 80% dos estreptococos fecais .

Pesquisas sobre a remoção de metais pesados pelas macrófitas também foram realizadas, sendo que espécies como *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* e *Iris pseudacorus* podem ser usadas para esta finalidade (MUNGUR et al., 1997).

Contudo, a eficiência em remover compostos poluentes desse tipo de tecnologia pode, após algum tempo de funcionamento, decair em função da capacidade do Sistema em estocar nutrientes e matéria orgânica (KADLEC et al., 2000; KADLEC; KNIGHT, 1996; GREENWAY; DALE; CHAPMAN, 2003). Assim, é necessário que estudos em longo prazo sejam feitos para avaliar a variação da eficiência dos *wetlands* ao longo do tempo, propondo sistemas de manejo para utilização de *wetlands* construídos no tratamento de efluentes.

Valdemar (2000) ressaltou o elevado potencial de um conjunto de espécies macrófitas aquáticas (*Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora*, *Scirpus maritimus*, *Scirpus olneyi*, *Juncus effusus*) atuando em consórcio com microrganismo no tratamento do chorume, em *wetlands* recebendo lixiviado de

aterro sanitário, previamente tratado em reatores anaeróbios e num sistema de lagoas de estabilização e maturação.

Fleck (2003), em um estudo em escala piloto com efluente tratado por um Sistema composto de filtros anaeróbios seguido de filtros aeróbios, utilizou *wetlands* construídos como polimento do lixiviado do aterro sanitário da Extrema, em Porto Alegre – RS. Como substrato dos *wetlands* foi utilizado 0,28 m de areia grossa, com o plantio de 12 mudas de *Typha latifolia*. O autor observou uma dificuldade de aclimatação da espécie, contudo, mesmo sob essas condições foram obtidas elevadas eficiências na remoção de  $DBO_{5,20}$ , DQO, NTK, nitrogênio (todas as formas), fósforo e cromo total, operando-se com diluições do lixiviado.

Bidone (2007) avaliou em escala real o tratamento de lixiviado de aterro sanitário da Central de Resíduos de Recreio, no município de Minas Leão – RS, em um sistema composto por dois filtros anaeróbios seguidos de dois banhados construídos com objetivo de identificar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, com duas fases em que a primeira fase consistia de dois filtros anaeróbios em série e a segunda fase com dois filtros operados em paralelo e banhados construídos. Como conclusão foi observado que os filtros anaeróbios são uma alternativa excelente para o tratamento de lixiviado, podendo remover matéria orgânica e os banhados construídos uma ecotecnologia para o complemento do tratamento de lixiviado, podendo viabilizar elevadas remoções de N-amoniacal.

Lima (2008) avaliou o potencial de dez espécies de macrófitas aquáticas emergentes naturais da região de Campo Mourão no pós-tratamento de chorume utilizando sistema de *wetlands* construídos. Após os testes foram selecionadas para montagem do sistema de *wetlands* construídos para a biorremediação de amostras de chorume as cinco espécies que apresentam melhor desempenho nos testes de tempo de retenção e remoção de íons metálicos. Verificou-se redução

significativa da carga poluidora dos chorumes em todos os experimentos. Os tratamentos apresentaram redução entre 72,58 a 76,52% na DQO, de 76,81 a 85,12% na DBO, de 69,37 a 73,75% de coliformes totais, de 98,50 a 99,00% de coliformes termotolerantes, de 81,68 a 100% de nitrogênio total, de 97,37 a 99,67% de ferro, de 86,00 a 99,57% de manganês, de 98,95 a 98,25% de chumbo e de 99,69 a 100,00% de cobre. A espécie que apresentou maior eficiência na biorremediação em sistemas de *wetlands* construídos foi a *Pontederia parviflora*.

Kurscheidt (2011) avaliou a eficiência, em escala piloto, do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando macrófitas. O lixiviado foi proveniente da lagoa facultativa do Aterro Sanitário de Curitiba. Observou-se redução principalmente de DQO, DBO<sub>5</sub>, N-amoniaco e nitrito alcançando 25%, 80%, 95% e 95%, respectivamente. Porém, os elementos-traços Ni, Mn, Fe e Cr no efluente ultrapassaram os limites permissíveis na legislação para lançamento em corpos d'água. Contudo, a pesquisa demonstrou que o uso da técnica de fitorremediação para a remoção de poluentes derivado de lixiviados de aterro sanitário é eficiente.



### 2.13.2 Macrófitas

As macrófitas consomem nutrientes, por exemplo, nitrogênio e fósforo características de *Wetlands* naturais. Estas mesmas características poderiam ser utilizadas nas construídas visando aumentar as seguintes funções: sumidouro (retenção) e transformador (processamento) de elementos químicos. *Wetland* construída tem tido bons resultados na redução da DBO<sub>5</sub>, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais, compostos orgânicos e remoção de patógenos (KURSCHEIDT, 2011).

As espécies que melhor desempenham função como retentoras de poluentes pertencem às formas biológicas anfíbia e emergente, são perenes e apresentam a capacidade de tolerar mudanças significativas no nível e qualidade das águas, principalmente no período de chuvas (PEDRALLI, 2003). Porém, Kivaisi (2001) aponta que em geral as macrófitas flutuantes são as mais usualmente utilizadas.

Segundo Esteves (1989), os grupos ecológicos aceitos no Brasil de macrófitas aquáticas são:

- a) Emergentes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas acima da lâmina d'água;
- b) Flutuantes livres: plantas que se desenvolvem flutuando livremente no espelho d'água, ocorrendo o seu desenvolvimento máximo em locais protegidos pelo vento;
- c) Flutuantes fixas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas acima da lâmina d'água;
- d) Submersas fixas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água;

- e) Submersas livres: plantas que apresentam raízes pouco desenvolvidas e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência.

A Figura 2 apresenta a classificação das macrófitas.

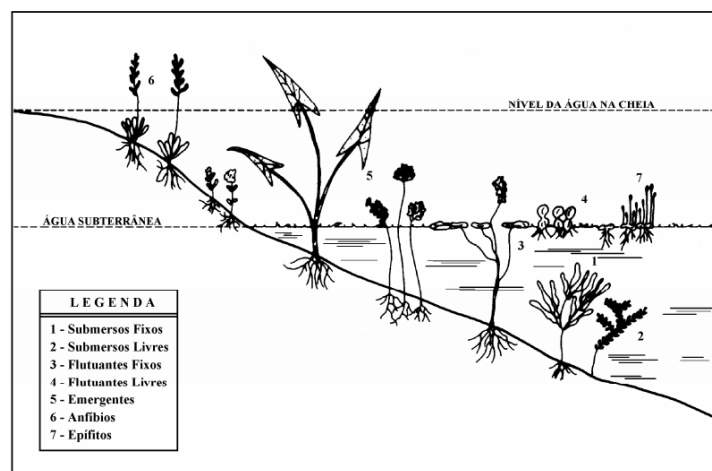


Figura 2 Esquema da classificação das formas biológicas de macrófitas aquáticas

Fonte: Adaptada de Pedralli (2003)

As espécies estudadas na presente pesquisa foram *Salvinia auriculata*, da família salvinaceae, macrófita aquática flutuante livre muito comum em água doce, sob condições favoráveis, é rapidamente disseminada por propagação vegetativa colonizando extensas superfícies de água em um tempo reduzido (GARDNER; AL-HAMDANI, 1997) e, *Eichhornia azurea*, particularmente, encontrada nas planícies da América do sul, associada a ambientes aquáticos das bacias amazônica, do Paraguai e do Paraná. Esta espécie apresenta-se submersa quando jovem e flutuante fixa quando adulta. Abundante no Pantanal pode ser

encontrada em diversos tipos de *habitats* como lagoas permanentes, temporárias e rios (POTT; POTT, 2000).

Segundo Cancian (2007), o conhecimento de fatores associados ao desenvolvimento de macrófitas é de grande importância em estudos sobre produção primária de macrófitas aquáticas, uma vez que estes vegetais podem, em condições próximas aos seus limites de tolerância, realizar somente os processos fotossintéticos suficientes para a sua sobrevivência. Por outro lado, pode ocorrer um incremento na produção primária e conseqüentemente um aumento da reprodução sexuada e vegetativa quando as características ambientais são favoráveis (GOPAL, 1990) devido às ações antrópicas, como lançamento de efluentes orgânicos e como conseqüência o aumento da disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, favorecendo o crescimento de macrófitas aquáticas (SESHAVATHARAM, 1990).

A produtividade de macrófitas está diretamente relacionada à temperatura, à luminosidade (MENENDEZ; PEÑUELAS, 1993; MENENDEZ; SANCHEZ, 1998) e à disponibilidade de nutrientes (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003).

Os principais fatores associados às macrófitas, segundo Almeida (2012), são: fatores abióticos como temperatura, vento, precipitação, disponibilidade de luz, características do substrato, concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo), condutividade, pH e variação do nível da água. Entre os fatores bióticos ressalta-se a competição inter e intraespecífica, a herbivoria e o potencial de dispersão e colonização de cada espécie (LACOUL; FREEDMAN, 2006).

- a) **Temperatura:** A temperatura, de acordo com Lacoul e Freedman, (2006) influi direta e indiretamente sobre as propriedades físico-químicas, o comportamento biológico, metabólico e fisiológico dos

ecossistemas aquáticos. De maneira geral, altas temperaturas favorecem a produção primária por acelerarem as reações metabólicas (GENEVIERE; DUTHIE; TAYLOR, 1997). Contudo, cada espécie apresenta uma faixa de temperatura ótima para o seu crescimento (PISTORI, 2009).

- b) **Disponibilidade de Luz:** Fator indispensável para o crescimento e produtividade das macrófitas (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). A energia proveniente de luz solar transformada através da fotossíntese, em geral, contribui de 1 a 5% na conversão para matéria orgânica (CHRISPEELS; SADAVA, 2003; PERBANGKHEM; POLPRASERT, 2010). No entanto, Cancian (2007) afirma que intensidades luminosas altas podem inibir ou restringir o desenvolvimento de certas espécies.
- c) **Variação do nível d'água:** A brusca oscilação do nível da água em rios e reservatórios pode atuar como fator limitante à produtividade de macrófitas aquáticas (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). As espécies emergentes e submersas são as mais afetadas pela diminuição das águas, afetando principalmente a produção de estruturas e reprodução com o aumento da profundidade (WEBB; WALLS; STEWARDSON, 2012; TEIXEIRA, 2013).
- d) **Concentração de nitrogênio e fósforo:** Considerada um dos principais fatores que controlam a ocorrência e a produção primária de macrófitas aquáticas, em especial as flutuantes livres. (VAN; WHEELER; CENTER, 1999). Diversos estudos têm demonstrado maior frequência de ocorrência e maior produção primária de macrófitas aquáticas em ambientes (água e/ou sedimento) com maiores concentrações de N e P, com ocorrência em locais

eutrofizados (PISTORI, 2009; HENRY-SILVA; PEZZATO; CAMARGO, 2008; THOMAZ et al., 2006).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Local e caracterização da unidade experimental

O experimento foi conduzido no Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), no Núcleo Didático e Científico de Engenharia de água e solo, no município de Lavras - MG. A área está situada nas coordenadas geográficas de 21° 13' 41,57" de Latitude Sul e 44° 59' 27,34" de Longitude Oeste, a 909 m de altitude. O clima da região, segundo a classificação de Koppen, é do tipo Cwb, caracterizado por uma estação seca entre abril e setembro e uma estação chuvosa de outubro a março. A precipitação e a temperatura média anual são de 1.460 mm e 20,4 °C, respectivamente (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).

#### 3.2 Descrição do sistema de tratamento

O experimento foi constituído de três sistemas tendo como referência a porcentagem de matéria orgânica nos mesmos (0, 30 e 60% de matéria orgânica) presente nos resíduos sólidos urbanos (Figuras 3, 4, 5 e 6).

**Sistema 1 (S1):** recipientes de RSU's com 0% de matéria orgânica (R1, R2, e R3) interligados ao reator anaeróbio de baixa carga (B1) e por sua vez conectados a três *wetlands*, sendo dois com plantas macrófitas diferentes, *Salvinia auriculata* popularmente conhecida como marrequinha (WM1) e *Eichhornia azurea* de nome popular aguapé de cordão (WA1) e o terceiro sem nenhuma planta considerado como um controle (C1).

**Sistema 2 (S2):** recipientes de RSU's com 60% de matéria orgânica (60<sub>1</sub>, 60<sub>2</sub> e 60<sub>3</sub>) interligados ao reator anaeróbio de baixa carga (B2) e

conectados a três *wetlands* conforme descrito para o Sistema 1 e identificados como WM2, WA2 e C2, respectivamente.

**Sistema 3 (S3):** recipientes de RSU's com 30% de matéria orgânica ( $30_1$ ,  $30_2$  e  $30_3$ ) conectados ao reator anaeróbio de baixa carga (B3) e conectados a três *wetlands* conforme descrito para o Sistema 1 e identificados como WM3, WA3 e C3, respectivamente.



Figura 3 Experimento em campo com um conjunto dos três recipientes interligados a um reator anaeróbio de baixa carga e em seguida por três *wetlands* construídos



Figura 4 Vista geral do experimento

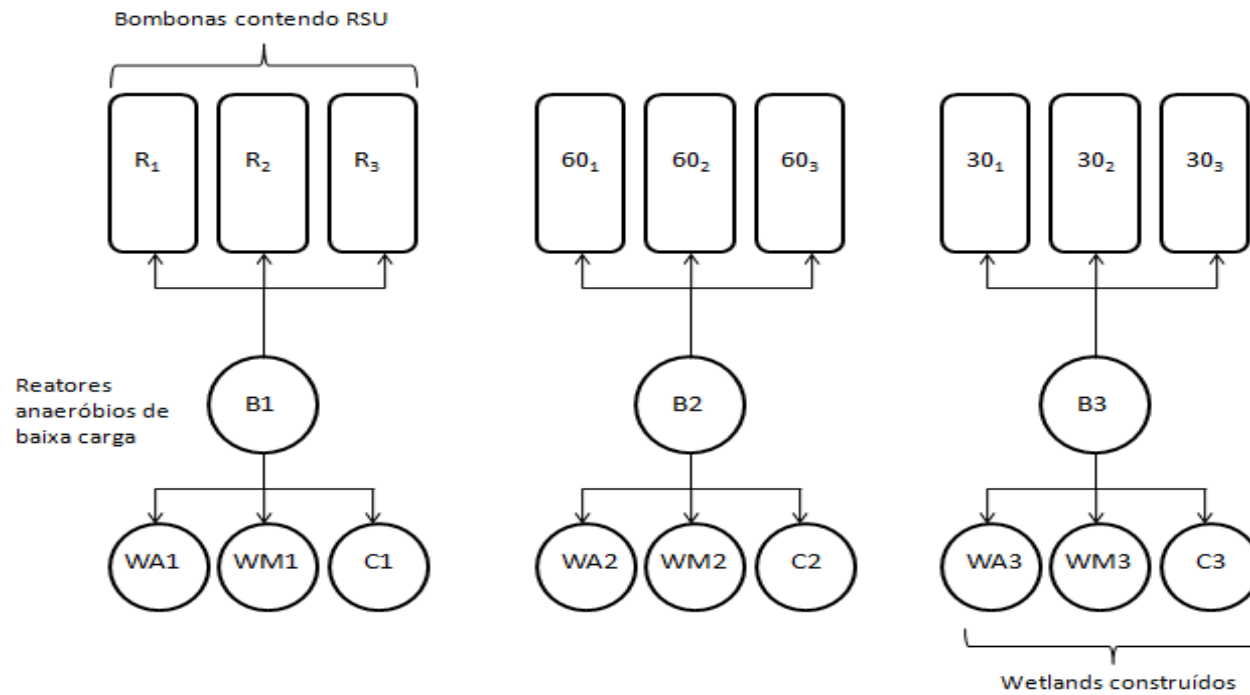


Figura 5 Croqui do arranjo experimental com a disposição em campo dos três sistemas



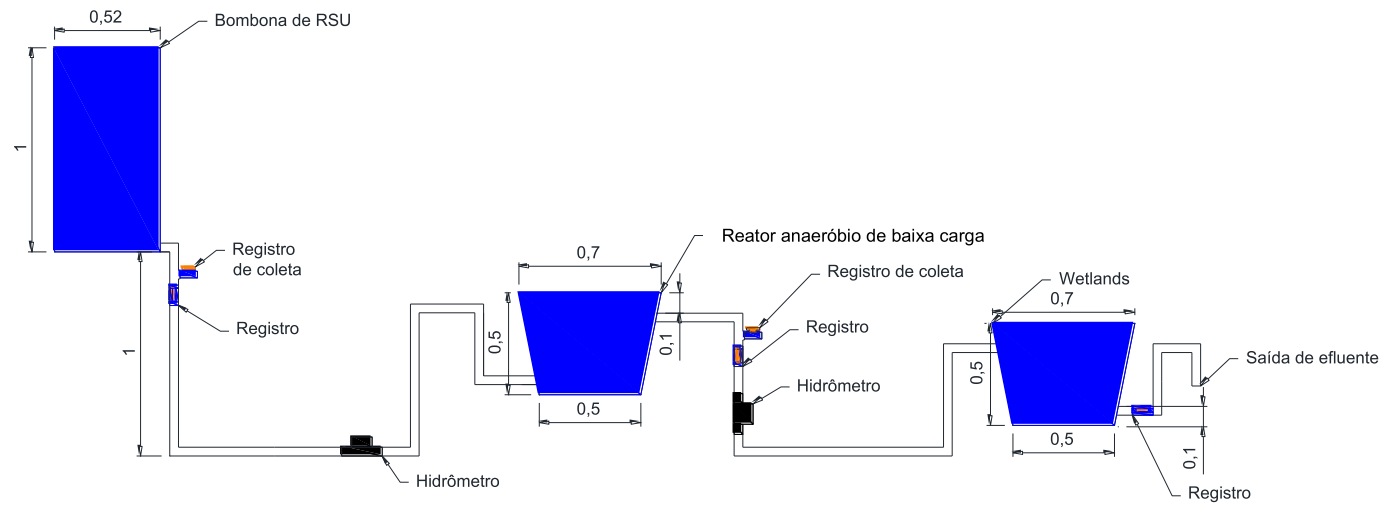


Figura 6 Vista lateral do experimento (corte longitudinal)

### 3.2.1 Descrição das unidades experimentais

Os recipientes utilizados para o depósito das diferentes composições de resíduos sólidos urbanos foram cilíndricos e possuíam 1,0 m de altura e 0,52 m de diâmetro, totalizando um volume de 200 litros.

Para os reatores anaeróbios de baixa carga e *wetlands* foram confeccionados reservatórios de fibra de vidro com as dimensões de 0,4 m de altura, 0,5 m de diâmetro na base menor e 0,7 m de diâmetro na base maior totalizando um volume de 80 litros até o ponto de saída do efluente para o reator anaeróbio. Nos *wetlands*, depois de preenchidos com uma camada de 0,15 m de brita nº 1 e uma camada de 0,15 m de areia, restou um volume útil de 40 litros.

Os reatores anaeróbios de baixa carga utilizados no presente estudo foi de fluxo ascendente e os *wetlands* verticais de fluxo descendente.

A disposição das plantas macrófitas colocadas nos *wetlands* pode ser vista na Figura 7 A - *Salvinia auriculta*, macrófita flutuante popularmente conhecida como marrequinha e na Figura 7 B - *Eichhornia azurea*, macrófita emergente denominada de aguapé de cordão. A distribuição das plantas no conjuntos dos três *wetlands* é dada pela Figura 7 C.

### 3.2.2 Distribuição dos afluentes

A distribuição dos percolados afluentes ao reator e afluente aos *wetlands* foi realizada por gravidade por meio de tubos de PVC com diâmetro de 12,7 mm em todo o sistema. Foi implantado o sistema de cavaletes na entrada do reator anaeróbio e dos *wetlands* de modo a permitir o nível de entrada e controle do fluxo do efluente.

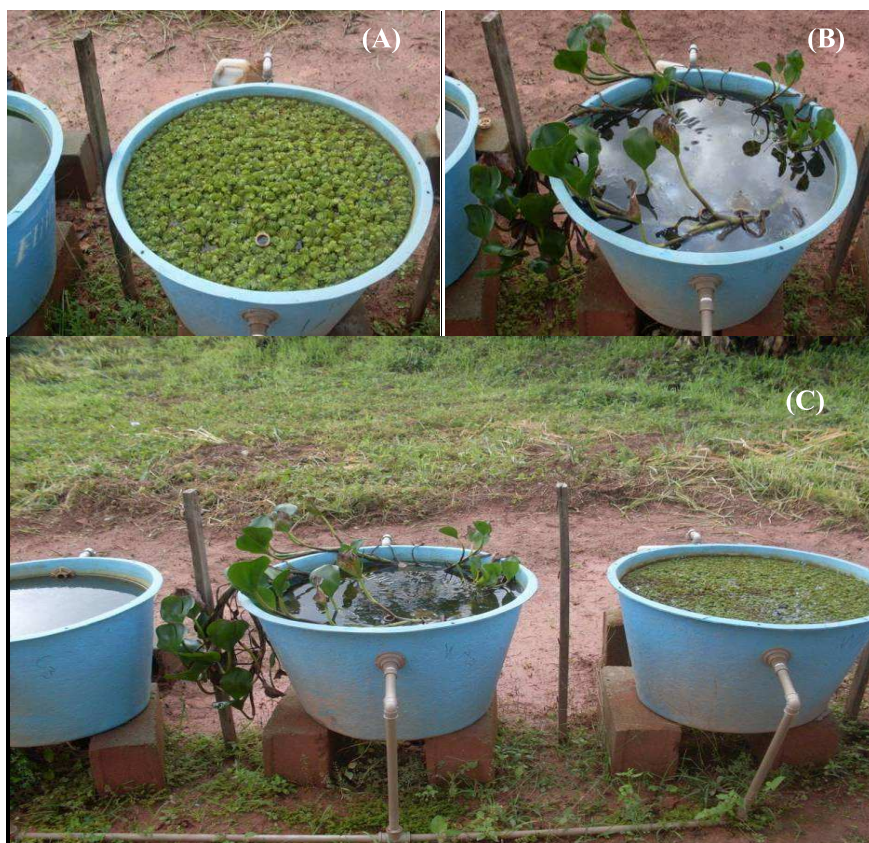


Figura 7 *Wetlands* construídos com plantio de macrófitas: *Salvinia auriculata* (A), *Eichhornia Azurea* (B). Disposição dos *wetlands* construídos: *Salvinia auriculata*, *Eichhornia azurea* e controle (C)

### 3.2.3 Montagem do experimento

Os resíduos sólidos urbanos foram coletados na Usina de Triagem e Compostagem do município de Nazareno - MG, os quais foram segregados de acordo com as tipologias: Rejeito, matéria orgânica e reciclável. Para o enchimento dos recipientes, foram consideradas as densidades de resíduos compactados com base em literatura:  $500 \text{ kg/m}^3$  para matéria orgânica;  $300 \text{ kg/m}^3$  para rejeito e  $300 \text{ kg/m}^3$  para recicláveis.

Os resíduos foram pesados separadamente e posteriormente misturados, na proporção das porcentagens de matéria orgânica, rejeito e reciclável seguindo uma ordem para um conjunto de três recipientes. Assim, com base na disposição final (aterramento em valas ou plataformas), para o Sistema 1, foram depositados somente rejeito, ou seja, 0% de matéria orgânica, representando uma Usina de Triagem e Compostagem sendo utilizados 60 kg de resíduos por recipiente. Para o Sistema 2, recipientes com um total médio de 87 kg de RSU por recipiente, sendo 60% de matéria orgânica, 20% de rejeito e 20% de material reciclável de acordo com a caracterização gravimétrica realizada por Franco (2012), podendo a disposição ser comparada a um lixão ou disposição a céu aberto ou mesmo um aterro sanitário. Para o Sistema 3, um total médio de 78 kg de RSU por recipiente, sendo 30% de matéria orgânica com 35% de reciclável e 35% de rejeito representando um aterro sanitário de pequeno porte que, segundo a NBR 15849 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2010), até 30% de matéria orgânica deve ser aterrada, (Figura 8).



Figura 8 Mistura do resíduo sólido e compactação dos resíduos de acordo com as densidades

Os recipientes contendo os resíduos foram tampados para que não houvesse interferência de chuva.

O conjunto de três recipientes foi interligado a um reator anaeróbio de baixa carga fechado de modo a favorecer as reações anaeróbias, conforme a Figura 9.



Figura 9 Reator anaeróbio vedado para reação anaeróbia (A) e reator anaeróbio destampado (B)

O reator anaeróbio foi conectado a um conjunto de três *wetlands* que foram preenchidos primeiramente com uma camada de 0,15 m de brita nº 1 e posteriormente uma camada de areia média com espessura de 0,15 m e colocados 40 litros de água. Os *wetlands* construídos utilizados no presente estudo foram os verticais de fluxo descendente (Figuras 10 e 11).

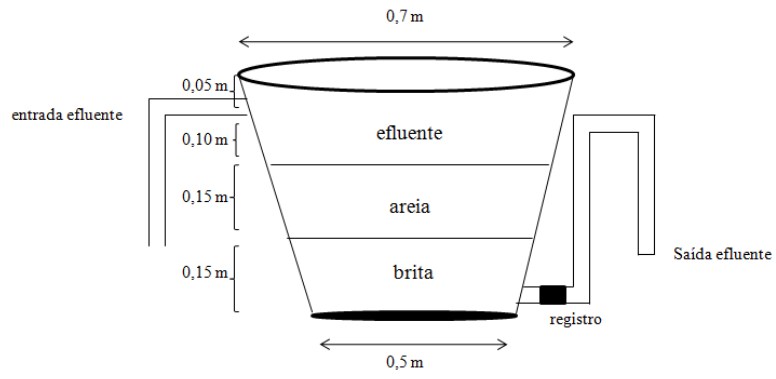


Figura 10 Configuração dos *wetlands* construídos



Figura 11 Montagem dos *wetlands* construídos

### 3.2.4 Plantio e manutenção das macrófitas

As macrófitas foram coletadas em ambiente natural alagado. A aguapé de cordão, no Rio Capivari sob as coordenadas 21°11'50,13"S e 44°52'06,76"W e a marrequinha, em uma lagoa sob as coordenadas 21°08'21,04"S e 44°55'48,58"W, ambas no município de Ijaci – MG, sendo que as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e conduzidas ao experimento.

A coleta para o plantio foi realizada manualmente, com cuidado para preservação das partes anatômicas das plantas, especialmente as raízes e os rizomas (DORNELAS, 2008).

Para a aguapé de cordão, foram feitas mudas e transplantadas para os *wetlands* com uma densidade de cinco mudas por *wetland*. Já para a marrequinha, essas foram apenas transplantadas para as unidades experimentais de modo a ocupar 35% da área superficial dos *wetlands*.

Promoveu-se um período de aclimação das espécies, com irrigação de chorume, tratado pelo reator anaeróbico, de 2 litros em 40 litros de água até o estabelecimento das espécies (Figura 12).



Figura 12 Irrigação com chorume para estabelecimento das espécies (A) aguapé e (B) marrequinha

Após o estabelecimento e o início da operação, a cada dois dias eram retiradas cerca de um quinto das marrequinhas devido ao seu rápido crescimento que foi quantificado.

Houve um período na primeira fase do experimento em que todas as plantas de *Salvinia auriculata* morreram devido ao período de maior temperatura e essas foram transplantadas novamente.

### **3.3 Coletas, análises e procedimentos**

O tratamento do percolado foi dividido em duas fases. A Fase 1 foi no período de 14/01/2014 a 20/03/2014, totalizando 66 dias, em que a alimentação dos reatores anaeróbios resultou do percolado dos resíduos sólidos a partir da aplicação de 4 litros de água em cada recipiente a cada dois dias, totalizando uma vazão de entrada no reator anaeróbio de 12 litros a cada 2 dias, em um volume útil de 55 litros, correspondendo um tempo médio de detenção hidráulica de 9,2 dias.

A Fase 2, no período compreendido de 21/03/2014 a 20/05/2014, ou seja, 61 dias com aplicação de 8 litros em cada recipiente com uma vazão total de 24 litros a cada dois dias, sendo o TDH de 4,6 dias.

As medições de vazão foram realizadas a cada dois dias por meio de hidrômetros instalados na entrada e na saída dos reatores anaeróbios (Figura 13).





Figura 13 Hidrômetros instalados na entrada e saída dos reatores anaeróbios para medição de vazão

Para a avaliação do potencial poluidor da composição de resíduos sólidos, foram coletadas amostras simples do afluente na saída dos recipientes contendo RSU's e nos efluentes do reator anaeróbio e dos *wetlands*, visando avaliar a eficiência de remoção de poluentes.

Os procedimentos de coleta e preservação de amostras obedeceu às normas estabelecidas (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2011). Para a coleta das amostras simples foram utilizados recipientes plásticos descartáveis, esterilizados.

O monitoramento do processo foi realizado por meio de coletas de amostras simples para análises físicas, químicas e bacteriológicas. As variáveis avaliadas foram DQO total, DQO filtrada, Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos (SS), Sólidos Totais (ST), nitrato, nitrito, fosfato, nitrogênio amoniacal, Alcalinidade Total (AT), Ácidos Voláteis Totais (AVT), pH, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli*, temperatura, COV e TDH. Para o reator anaeróbio de baixa carga, além dos parâmetros anteriormente avaliados, também foi realizado análise de alcalinidade intermédia (AI), alcalinidade parcial (AP) e relação AI/AP. Para a avaliação de metais pesados, foram observados as seguintes variáveis nos afluentes dos recipientes contendo os

resíduos, reatores anaeróbios e *wetlands*: cromo VI, cobre, bromo, ferro, manganês, alumínio, níquel e zinco.

Os parâmetros DQO filtrada, Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos (SS), nitrato, nitrito, fosfato, amônia, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* foram processados no laboratório de Saneamento Ambiental da Escola de Veterinária da UFMG e os demais parâmetros processados no Laboratório de Água – Solo - Planta do Núcleo didático e científico do Setor de Engenharia de Água e Solo do Departamento de Engenharia da UFLA.

As análises físico-químicas de rotina foram realizadas conforme descrito no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005), exceto as análises de ácidos voláteis totais que foram realizadas de acordo com Dilallo e Albertson (1961) e das alcalinidades intermediárias e parciais de acordo com Jenkins, Morgan e Sawyer (1983) e Ripley, Boyle e Converse (1986). As análise de metais pesados realizadas seguindo método de absorção atômica com um Fotômetro de Bancada Multiparâmetro e COD modelo HI 83099 da HANNA instrumentos e *kits* de reagentes para análises.

As coletas foram realizadas semanalmente, no período de 7 e 9 horas da manhã, totalizando 21 amostras/coletas por vez (nove recipientes, três reatores anaeróbios de baixa carga e nove *wetlands*), sendo o período de monitoramento de 14 de janeiro a 20 de maio de 2014, ou seja, 127 dias, perfazendo um total de 20 coletas.

### **3.4 Partida do sistema**

No início do mês de setembro de 2013, foi dada a partida, seguindo a metodologia sugerida por Chernicharo (2007). Utilizou-se como inóculo lodo proveniente de um reator UASB de um matadouro de bovinos, localizado no

município de Perdões – MG. A partida foi feita aplicando carga orgânica biológica (COB) de 2,0 g/L e a concentração de SV de 55.000 mg/L determinou-se a vazão de lodo aplicada em cada reator anaeróbio como sendo aproximadamente 20 litros. Após a inoculação, a biomassa permaneceu em repouso por um período de 72 horas.

Após o período de repouso, foi iniciada a alimentação com efluente de resíduos sólidos urbanos proveniente de um estudo realizado por Naves (2013), cujo objetivo foi a avaliação da influência de diferentes graus de compactação do solo (GC), nas camadas intermediárias e de cobertura dos RSU, na redução da produção e do potencial poluidor dos lixiviados, em escala experimental. onde foram depositadas duas camadas de resíduo compactado com 0,35 m de espessura em cada célula, intercaladas por uma camada de solo compactado de 0,20 m (Figura 14). O período de partida durou três meses, objetivando a estabilidade do reator anaeróbio, sendo utilizado como variáveis de monitoramento do desempenho dos mesmos, segundo Chernicharo (2007), a temperatura, o pH, a alcalinidade, a relação AI/AP, AVT, e DQO.

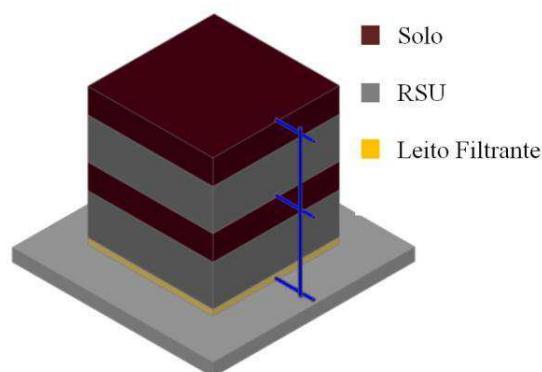


Figura 14 Esquema de disposição das camadas de RSU e solo no interior das células experimentais

Fonte: Naves (2013)

### 3.5 Caracterização final do lodo

Coletou-se 1 litro do lodo presente em cada reator anaeróbio para a sua caracterização, realizando-se análises de metais (Alumínio, bromo, cobre, cromo VI, ferro, manganês, níquel e zinco), e de sólidos (ST, STV, STF) para avaliação da massa microbiana e verificação da estabilidade do lodo, objetivando sua disposição final.

### 3.6 Avaliação do desempenho e comportamento do sistema

Os parâmetros de projeto, operação e eficiência foram caracterizados por meio de estatísticas descritivas básicas, utilizando-se o *software* SISVAR 5.1 Build 72 (FERREIRA, 2011), e pelos gráficos de linhas e Box-plot (parâmetros de operação e eficiência) realizados na planilha eletrônica Excel.

Para avaliar o efeito dos diversos parâmetros de projeto (COV, AI/AP e temperatura), no desempenho do reator anaeróbio, foram estabelecidos, como sendo as condições de projeto, valores da literatura (VON SPERLLING, 2002; RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). Os valores inferiores e superiores aos de projeto foram considerados como sendo respectivamente, valores de subcarga e sobrecarga para cada um dos parâmetros analisados em função da concentração de efluente de DQOt.

Para avaliar o desempenho dos reatores anaeróbios e dos *wetlands*, foi calculada a eficiência de remoção e a eficiência global de remoção. As concentrações de efluentes foram comparadas às previstas na Deliberação Normativa COPAM-CERH 01/2008. Em relação à estabilidade do lodo, a referência foi a Resolução CONAMA 375/2006 e quanto à disposição do lodo no solo, a referência foi a Resolução CONAMA 420/2009.

Foi realizada análise estatística para caracterizar a influência do TDH e comparar os tratamentos (*reatores aneróbios*) dentro de cada sistema, utilizando o esquema de parcelas subdivididas no tempo, em que a parcela = TDH (dois níveis: 9,2 e 4,6 dias) com 10 repetições.

Para os *wetlands*, também foi utilizado o esquema de parcelas subdivididas no tempo, em que a parcela = TDH (dois níveis: 9,2 e 4,6 dias) e a subparcela, o sistema de tratamentos (nove níveis: WA1, WM1, C1, WA2, WM2, C2, WA3, WM3 e C3) com 10 repetições.

Com os dados obtidos, foi realizada a análise de variância e, quando necessário, aplicou-se testes de médias Scott-Knott ao nível de significância de 5% de probabilidade, usando o *software* Sisvar (FERREIRA, 2011).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização do percolado

Neste tópico são apresentados os resultados da caracterização do percolado com relação às variáveis pH, alcalinidade e ácidos voláteis, matéria orgânica e sólidos, nutrientes, coliformes termotolerantes e *E. coli*, metais pesados e macronutrientes inorgânicos.

#### 4.1.1 pH, Alcalinidade e ácidos voláteis

Os resultados encontrados para o pH dos percolados produzidos nos diferentes sistemas com diferentes composições de matéria orgânica (Tabela 5), apresentaram diferenças significativas na Fase 1, sendo que os menores valores foram observados para o percolado com 30% de matéria orgânica. Não foram observadas diferenças significativas para a Fase 2 entre os tratamentos nem entre as Fases ( $P > 0,05$ ).

De acordo com a Tabela 1, os valores do pH na Fase 1, variaram de 6,7 a 7,2 com valor médio de 6,8 para os percolados oriundos de 0% de matéria orgânica, de 6,3 a 7,3 com valor médio de 6,8 para os percolados oriundos de 60% de matéria orgânica e variaram de 6,4 a 7,0 com valor médio de 6,6 para os percolados oriundos de 30% de matéria orgânica. Observa-se, ainda que o percolado oriundo de R na Fase 1, apresenta-se basicamente dentro da fase metânica instável (valores de 6,8 a 7,2), baseado na composição do gás ao longo do tempo segundo Tabasaran (1975), ou na fase de fermentação (POHLAND; HARPER, 1985) enquanto os demais percolados oriundos de sistemas com maiores porcentagens de matéria orgânica se apresentam na fase ácida. Já na Fase 2, os valores pH variaram de 6,3 a 7,3 para percolados oriundos de 0%; de

6,5 a 7,0 para percolados oriundos de 60% e variaram de 6,3 a 7,2 para percolados oriundos de 30%, com valores médios de 6,7, 6,7 e 6,8 respectivamente. Quanto à fase de degradação para todos os três sistemas até a sétima coleta, os valores de pH correspondem à fase ácida, somente a partir da oitava coleta observa-se um aumento do pH caracterizando uma fase metânica instável.

Segundo Pohland e Harper (1985), pode-se dizer que as oscilações nas características de um percolado, como por exemplo, as oscilações do pH, devem-se à influência de diversos fatores classificados como: natureza do resíduo, distribuição espacial dos componentes orgânicos, disponibilidade de nutrientes, grau de compactação inicial, características químicas do resíduo entre outros.

Tabela 5 Estatística descritiva da concentração de Sólidos Totais (ST) e pH ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		pH	AT	AVT
		(mg/L)		
Fase		R		
1	Média	6,8aA	13446,7bA	13920,0bA
	S	0,2	5396,7	4860,7
2	Média	6,7aA	5453,3aB	6960,0aB
	S	0,3	2234,4	2442,6
<b>Fase</b>		<b>60</b>		
1	Média	6,8aA	18533,3aA	21360,0aA
	S	0,3	5414,1	9792,2
2	Média	6,8aA	9480,0aB	7952,0aB
	S	0,2	5099,1	2834,8
<b>Fase</b>		<b>30</b>		
1	Média	6,6bA	13000,0bA	20352,0aA
	S	0,2	5405,3	10955,7
2	Média	6,7aA	6500,0aB	8936,0aB
	S	0,3	2222,1	3336,9

S = Desvio padrão; Valores seguidos da mesma letra minúscula na vertical, divididos em Fase 1 e Fase 2 para ST e mesma letra maiúscula na vertical (TDH) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade;

Analisando os resultados encontrados para a alcalinidade total do percolado produzido para as diferentes composições de matéria orgânica (Tabela 5), constatou-se diferenças significativas apenas na Fase 1, sendo que os menores valores foram observados para os afluentes R e 30% de matéria orgânica. Já a análise entre as fases, permitiu constatar que a Fase 2 apresentou os menores valores pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade e, para a Fase 2 não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos e ( $P > 0,05$ ).



Na Fase 1, observou-se variações de 5.933 a 25.200 mgCaCo<sub>3</sub>/L, de 14.200 a 30.667 mgCaCo<sub>3</sub>/L e de 10.667 a 19.600 mgCaCo<sub>3</sub>/L para R, 60% e 30% respectivamente. Estes valores encontram-se bem elevados se comparados com os apresentados por Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994) cuja variação, para aterros com idade de até dois anos de operação, entre 1.000 e 10.000 mgCaCo<sub>3</sub>/L, indicando maior capacidade do meio em resistir a mudanças do pH, tornando, portanto, o pH próximo da neutralidade, fato comprovado pelos valores médios apresentados, nesta fase. Já para a Fase 2, houve variações de 2.933 a 10.000 mgCaCo<sub>3</sub>/L para R, de 2.200 a 18.867 mgCaCo<sub>3</sub>/L para 60% e de 4.000 a 10.867 mgCaCo<sub>3</sub>/L para 30%, com valores de alcalinidade total dentro da faixa para os afluentes de R e 30% de matéria orgânica. Segundo Pohland e Harper (1985), os valores de AT, tanto da Fase 1 como da Fase 2, estão dentro da fase da formação de ácidos.

As concentrações médias de AVT nos afluentes dos Sistemas 01, 02 e 03 foram de 13.920,0 mgHAc/L, 21.360,0 mgHAc/L e 20.352,0 mgHAc/L respectivamente, sendo que menores valores significativos são observados para o afluente R ( $P < 0,05$ ). A análise de AVT dos afluentes entre as fases, sinaliza que a Fase 2 apresentou melhor desempenho com menores valores para os três sistemas, sem, entretanto, permitir identificar diferença significativa entre os mesmos ( $P > 0,05$ ).

De acordo com Pohland e Harper (1985), somente para a Fase 2 todos os valores de AVT para todos os três sistemas enquadram-se dentro da fase de formação de ácidos.

#### **4.1.2 Matéria orgânica e sólidos**

A Tabela 6 apresenta a análise estatística para as variáveis DQO<sub>t</sub>, DQO<sub>f</sub>, DQO<sub>p</sub>, SS e SSV dos percolados oriundos dos três sistemas.

Tabela 6 Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica e sólidos ao longo dos sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		DQO <sub>t</sub>	DQO <sub>f</sub>	DQO <sub>p</sub>	SS	SSV
		(mg/L)				
Fase		R				
1	Média	<b>3062,8bA</b>	1460,2aA	1702,42bA	<b>1069,0bA</b>	751,0bA
	S	1793,2	476,7	1829,07	972,7	537,0
2	Média	<b>438,3aB</b>	232,1aA	234,03aB	<b>400,1aA</b>	290,0aB
	S	326,3	139,6	276,03	507,1	315,1
<b>Fase</b>		<b>60</b>				
1	Média	<b>5624,7aA</b>	1607,3aA	4044,32aA	<b>2044,0aA</b>	1692,0aA
	S	3631,4	535,5	3403,69	847,8	806,6
2	Média	<b>673,6aB</b>	608,8aB	258,77aB	<b>1064,0aB</b>	756,0aB
	S	470,9	365,5	281,37	1072,6	801,5
<b>Fase</b>		<b>30</b>				
1	Média	<b>4760,1aA</b>	1337,7aA	3460,25aA	<b>1917,0aA</b>	1205,0bA
	S	2309,3	741,3	2330,68	1663,9	824,9
2	Média	<b>759,4aB</b>	667,9aB	164,06aB	<b>580,0aB</b>	364,0aB
	S	459,9	350,1	209,20	795,8	364,7
		180,0			100,0	

S = Desvio padrão. Valores seguidos da mesma letra minúscula na vertical, divididos em Fase 1 e Fase 2 para ST e mesma letra maiúscula na vertical (TDH) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Valores em negrito superam os padrões de lançamento da DN COPAM-CERH 01/2008

Na Fase 1, observa-se que menores valores foram obtidos para o afluente R, ou seja com 0% de matéria orgânica para as variáveis DQO<sub>t</sub>, DQO<sub>p</sub>, SS, diferindo-se estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade, corroborando com a perspectiva de que quanto maior a porcentagem de matéria orgânica, maiores concentrações são obtidas. Para a variável SSV, menores valores foram obtidos para os afluentes de 0 e 30% de

matéria orgânica. Para a variável  $DQO_f$ , não foram observadas diferenças estatísticas entre os afluentes oriundos dos três sistemas.

Na Fase 2, não foram observadas diferenças estatísticas ( $P>0,05$ ) para as variáveis ( $DQO_t$ ,  $DQO_f$ ,  $DQO_p$ , SS e SSV)

Entre as fases, menores concentrações foram verificados para a Fase 2, diferindo-se estatisticamente entre si ( $P<0,05$ ). A Fase 1 é caracterizada por uma matéria orgânica de fácil degradação e a Fase 2, por uma matéria orgânica recalcitrante. Também está de acordo com a cinética de degradação de matéria orgânica, em que as maiores remoções são obtidas nas etapas iniciais do processo, quando a DQO é mais facilmente degradável, restando para as etapas posteriores os materiais mais resistentes à degradação. Esta análise também se sustenta pelo fato de que só houve colocação de resíduos no início do experimento.

As concentrações de DQO apresentaram significativas variações, oscilando entre 1.252 a 6.696 mg/L, de 2.365 a 9.630 mg/L e de 2.504 a 12.175 mg/L para R, 30 e 60% de matéria orgânica respectivamente. Na Fase 2, as variações foram de 55 a 1.017 mg/L, de 311 a 1.695 mg/L e de 74 a 1.455 mg/L, para R, 30 e 60% respectivamente, e de acordo com Pohland e Harper (1985), esses valores correspondem à fase de formação de ácidos. Essas concentrações não condizem com as sugeridas por Tchonobanoglous, Theisen e Vigil (1994), que afirmam que as concentrações de DQO podem variar desde 3.000 mg/L até 60.000 mg/L, com valores típicos por volta dos 18.000 mg/L para aterros considerados jovens com idade de aterramento de até dois anos. O valor médio de  $DQO_t$  encontrado foi inferior aos encontrados por Luna et al. (2008) no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos em reator anaeróbio compartimentado com concentrações de 11.914 a 31.350 mg/L e Reis (2012) com avaliação do afluente de resíduos sólidos

orgânicos provenientes da cozinha de um restaurante universitário, com concentração média entre 18.309 a 29.909 mg.L<sup>-1</sup>.

Observou-se também que os valores de DQO<sub>p</sub> são maiores que os valores de DQO<sub>f</sub> seguindo, portanto, comportamento semelhante à DQO<sub>t</sub>. Cabe ressaltar que a DQO<sub>p</sub> é devida à maior presença de sólidos fixos que ficaram retidos no fundo dos recipientes e a DQO<sub>f</sub> é representada pela parcela de DQO<sub>t</sub> que pode ser degradada biologicamente em condições anaeróbias.

Observou-se que quanto maior a porcentagem de matéria orgânica maior é a concentração de SS e SSV. Os SS são constituídos de mais de 50% de SSV, indicando que os mesmos são constituídos de fração orgânica que pode ser volatilizada.

Os valores de DQO<sub>t</sub> e SS de todos os sistemas apresentaram-se bastante elevados, tanto na Fase 1 como na Fase 2, em relação ao padrão estabelecido pela DN COPAM-CERH 01/2008 que é de 180 mg/L, para DQO<sub>t</sub> e 100 mg/L para SS, sinalizando que antes do lançamento do percolado no curso d'água, há necessidade de tratá-lo.

#### 4.1.3 Nutrientes

Pela Tabela 7, observou-se que para a variável fosfato não foram identificadas diferenças significativas entre os afluentes dos três sistemas em nenhuma das fases nem entre elas. Na Fase 1, observou-se variações de 0,3 a 2,07 mg/L, de 0,45 a 2,37 mg/L e de 0,45 a 1,81 mg/L para R, 60% e 30% respectivamente. Ressalta-se que os valores máximos de R e 30% foram observados na primeira coleta, podendo estar associados à colocação dos resíduos no início do experimento, liberando consigo maior aporte de nutrientes, juntamente com a matéria orgânica. Houve um incremento da Fase 1 para a Fase 2, havendo um pico na segunda coleta da Fase 2, elevando-se os valores médios.

Na Fase 2, as variações foram de 0,45 a 2,40 mg/L, de 0,20 a 2,45 mg/L e de 0,2 a 2,30 mg/L para R, 60% e 30% de matéria orgânica respectivamente. Segundo Pohland e Harper (1985), os valores das Fases 1 e 2 enquadram-se na fase de formação de ácidos e são considerados de aterros sanitários novos (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1994).

Não foi verificada diferença estatística para os tratamentos nas Fases 1 e 2 ( $P > 0,05$ ) para a variável nitrogênio amoniacal. Já a análise entre as fases, permitiu constatar que a Fase 2 apresentou menores valores pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade (Tabela 7). Na Fase 1, observou-se variações nas concentrações de nitrogênio amoniacal de 24,0 a 353,8 mg/L, de 22,4 a 235,2 mg/L e de 14,0 a 240,0 mg/L para os afluentes oriundos de R, 60% e 30% respectivamente. Ressalta-se que o afluente contendo maior porcentagem de matéria orgânica (60%) foi o que apresentou menores concentrações. O acréscimo na concentração de nitrogênio orgânico em N-amoniacal pode ser devido à transformação do nitrogênio orgânico em N-amoniacal pelo processo de amonificação, e, também, pode estar associado ao fato da fase da hidrólise ter sido bem sucedida. Na Fase 2, as variações foram de 14,0 a 229,6 mg/L, de 5,6 a 126,0 mg/L e de 8,4 a 39,2 mg/L para os afluentes oriundos de R, 60% e 30% respectivamente. De acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994), as variações e as concentrações são consideradas como de aterros sanitários novos, e, segundo Pohland e Harper (1985), enquadram-se na fase da formação de ácidos.

Observou-se redução da Fase 1 para a Fase 2 para os afluentes das diferentes composições de matéria orgânica, podendo essa redução estar associada à conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito pelo processo de nitrificação, que segundo Fleck (2003), esse comportamento pode ser observado mesmo em aterros jovens.

Com relação ao padrão de lançamento estabelecido pela DN COPAM CERH 01/2008, as concentrações médias de nitrogênio amoniacal no afluente das Fases 1 e 2 foram superiores ao limite para o lançamento de percolados em corpos d'água (20 mg/L).

Tabela 7 Estatística descritiva da concentração de nutrientes ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>Fosfato</b>	<b>N-amoniacal</b>	<b>Nitrito</b>	<b>Nitrato</b>
		<b>(mg/L)</b>			
<b>Fase</b>		<b>R</b>			
<b>1</b>	Média	1,15	<b>174,5aA</b>	6,56	4,49aA
	S	0,65	109,4	5,44	2,25
<b>2</b>	Média	1,32	<b>51,1aB</b>	2,96	3,56bA
	S	0,65	64,5	2,03	2,85
<b>Fase</b>		<b>60</b>			
<b>1</b>	Média	1,29	<b>126,7aA</b>	3,58	4,76aA
	S	0,56	73,0	2,94	2,79
<b>2</b>	Média	1,06	<b>35,3aB</b>	3,70	5,90aA
	S	0,84	36,5	3,95	4,95
<b>Fase</b>		<b>30</b>			
<b>1</b>	Média	0,99	<b>157,1aA</b>	5,39	4,01aA
	S	0,39	78,4	3,09	1,83
<b>2</b>	Média	1,20	<b>21,8aB</b>	2,97	2,36bA
	S	0,85	12,1	2,35	1,70
<b>Limite</b>		<b>20,0</b>			

S = Desvio padrão. Valores seguidos da mesma letra minúscula na vertical, divididos em Fase 1 e Fase 2 para ST e mesma letra maiúscula na vertical (TDH) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Dentre as formas de nitrogênio apresentadas (nitrito e nitrato), o nitrito foi detectado em maior quantidade para os afluentes R e 30% de matéria orgânica na Fase 1 e, na Fase 2 para os afluentes R e 60% (Tabela 7), muito

possivelmente devido a fatores que podem ter interferido, como algum tipo de material presente nos RSU's liberando maiores concentrações de nitrito, ou concentração de nitrito presente na água que foi aplicada nos recipientes contendo RSU's. Para o nitrito, não se observaram diferenças estatísticas. Na Fase 1, as faixas de variação apresentadas pelo nitrito foram de 1,2 a 15,88 mg/L, de 0,25 a 8,41 mg/L e de 2,5 a 12,35 mg/L para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Na Fase 2, as variações para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 2,1 a 8,4 mg/L, de 0,95 a 13,75 mg/L e de 0,6 a 6,05 mg/L. De acordo com Ehrig (1989), o nitrito não varia com as fases do aterro e possui uma faixa de variação de 0 a 25 mg/L. Cabe ressaltar que as maiores concentrações foram observadas no início da Fase 2, podendo estar associadas às remanescentes da Fase 1. Destaque deve ser dado ao afluente com maior porcentagem de matéria orgânica (60%) que apresentou as menores concentrações nas Fases 1 e 2, podendo estar associadas ao processo de nitrificação com conversão rápida do nitrito a nitrato.

Para a variável nitrato, não foi constatado diferenças significativas entre os tratamentos na Fase 1, nem entre as fases ( $P > 0,05$ ). Para a Fase 2, verificou-se diferenças significativas, sendo que os menores valores foram observados para os afluentes oriundos de 30% de matéria orgânica pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade (Tabela 7). Na Fase 1, as variações foram de 0,49 a 7,34 mg/L, 0,64 a 8,23 mg/L e de 0,91 a 7,35 mg/L para R, 60% e 30% respectivamente. Na Fase 2, as variações foram de 0,51 a 7,47 mg/L, de 0,93 a 11,13 mg/L e de 0,64 a 6,47 mg/L para R, 60% e 30% respectivamente. As Fases 1 e 2, de acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994), são consideradas como de aterros sanitários novos.

#### 4.1.4 Variáveis microbiológicas

As variáveis coliformes termotolerantes e *E. coli* não apresentaram diferenças estatísticas (Tabela 8).

Tabela 8 Estatística descritiva da concentração de coliformes termotolerantes e *E. coli* ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		R		60%		30%	
		(NMP/100ml)					
		Fase					
		1	2	1	2	1	2
<b>CTER</b>	Média	21,9x10 <sup>4</sup>	6,91x10 <sup>4</sup>	6,2x10 <sup>4</sup>	12,9x10 <sup>4</sup>	17,1x10 <sup>4</sup>	2,47x10 <sup>4</sup>
	S	30639	103054	54808	122534	86005,4	52439,0
<b><i>E. coli</i></b>	Média	4,4x10 <sup>3</sup>	2,3x10 <sup>3</sup>	29,3x10 <sup>3</sup>	3,3x10 <sup>3</sup>	12,1x10 <sup>3</sup>	10,3x10 <sup>3</sup>
	S	396,0	184	9157	8732,8	6166	23794

Cter = Coliformes termotolerantes; CTER e *E. coli* = (NMP/100ml); Média = média geométrica; S = Desvio padrão.

Tanto para coliformes termotolerantes como para *E. coli* foi observado uma redução da Fase 1 para a Fase 2 quando a vazão dobrou. Apenas para o coliforme do afluente de 60%, verificou-se um aumento. Os coliformes apresentaram uma variação para os afluentes, na Fase 1, da ordem de 10<sup>5</sup> para os afluentes de R e 30% de matéria orgânica e de 10<sup>4</sup> a 10<sup>5</sup> para o afluente de 60% e na Fase 2, variações da ordem de 10<sup>4</sup> a 10<sup>5</sup> para R e 60% e para o afluente de 30% da ordem de 10<sup>3</sup> a 10<sup>4</sup>. Para a *E. coli* na Fase 1, observou-se variações da ordem de 10<sup>3</sup> para o afluente R e para os afluentes de 30% e 60% de matéria orgânica, da ordem de 10<sup>3</sup> a 10<sup>4</sup> e na Fase 2, as variações foram da ordem de 10<sup>3</sup> para o afluente R, de 10<sup>3</sup> a 10<sup>4</sup> para o afluente de 30% e de 10<sup>2</sup> a 10<sup>3</sup> para o afluente de 60%. A faixa de variação para os coliformes termotolerantes, de



acordo com Pohland e Harper (1985), encontra-se na fase de formação dos ácidos.

#### **4.1.5 Metais pesados e macronutrientes inorgânicos**

De acordo com a Tabela 9, não houve como diferenciar estatisticamente as concentrações das variáveis cromo hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ), bromo (Br), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn). Para a variável alumínio (Al), na Fase 1, menores valores foram observados para o afluente de 60% e na Fase 2 apresentou menores valores estatisticamente pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade. Para o níquel, não foram identificadas diferenças estatísticas para os tratamentos nas Fases 1 e 2. Observou-se que a Fase 2 foi a fase que apresentou menores valores ( $P < 0,05$ ). Para a variável ferro, observaram-se diferenças na Fase 2, com menores valores para os afluentes R e 60% e, entre as fases, a Fase 2 foi considerada a fase com menores valores.

Na Fase 1, a faixa de variação apresentada pelo cromo foi de 0,0 a 2,0 mg/L, com valores médios de 0,28 mg/L, de 0,0 a 0,37 mg/L, com valores médios de 0,05 mg/L e de 0,0 a 0,23 mg/L com valores médios de 0,03, para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Maiores valores são observados para o afluente R, devido à constituição do resíduo ser formado apenas por rejeito (como ligas metálicas e tecidos) sendo, possivelmente, a concentração do parâmetro superior quando comparados aos demais sistemas, nos quais a porcentagem de rejeito é relativamente menor. Na Fase 2, a variação para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 0,0 a 5,57 mg/L, com valores médios de 0,97 mg/L, de 0,0 a 1,2 mg/L com valor médio de 0,35 mg/L e de 0,0 a 1,07 mg/L, com valor médio de 0,27 mg/L, novamente com concentrações maiores para o afluente R, corroborando com as afirmações sobre maior porcentagem de rejeito na Fase 1. Levando em consideração os padrões de

lançamento de efluentes em corpos hídricos para o cromo que é de 0,5 mg/L de Cr, observa-se que na Fase 1 foi o afluente R, e na Fase 2 foram todos os afluentes (R, 60% e 30%) a apresentarem-se acima do limite estabelecido.

Na Fase 1, as faixas de variação apresentadas pelo níquel foi de 0,77 a 4,66 mg/L, com valor médio de 2,43 mg/L, de 1,55 a 40,85 mg/L com valor médio de 7,84 mg/L e de 1,53 a 7,16 mg/L, com valor médio de 3,98 mg/L, para os afluentes R, 60e 30% respectivamente. Na Fase 2, a variação para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 0,0 a 1,42 mg/L e um valor médio de 0,43 mg/L, de 0,02 a 2,33 mg/L e valor médio de 0,52 mg/L e de 0,0 a 2,66 mg/L com média de 0,59 mg/L. Observou-se que com a diminuição do TDH e o aumento da vazão, os valores tenderam à diminuição, aliado a isso se tem a condição de colocação dos resíduos apenas no início do experimento, tendendo à lixiviação com o passar do tempo. Merbach Júnior (1989), estudando os metais pesados em percolados de um aterro sanitário experimental, obteve uma variação de 0,10 a 1,94 mg/L para o cromo e de 0,15 a 0,92 mg/L para o níquel. Os valores de cromo da Fase 1, encontram-se em consonância com o estudo, porém o níquel apresentou-se de forma elevada para as duas fases.

Na Fase 1, de acordo com os padrões de lançamento da DN COPAM CERH 01/2008 os valores médios excederam o limite estabelecido pela referida deliberação, que é de 2,0 mg/L, indicando a necessidade de tratamento do afluente para posterior lançamento.

Segundo Pohland e Harper (1985), a faixa de variação do cromo na Fase 1 para os afluentes de 30 e 60% e na Fase 2 em todos os afluentes, é caracterizada por uma fase de formação de ácidos, apenas para R na Fase 1, é caracterizada como fase de transição entre o ambiente aeróbio e o ambiente anaeróbio. As concentrações de níquel de todos os afluentes da Fase 1 e dos de 30 e 60% da Fase 2 enquadram-se na fase de formação de ácidos.

Na Fase 1, as faixas de variação apresentada pelo alumínio foram de 0,35 a 1,8 mg/L com valor média de 0,87 mg/L, de 0,3 a 1,53 mg/L e valor médio de 0,86 mg/L e de 0,85 a 1,53 mg/L com média de 1,19 mg/L para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Maiores valores são observados para o afluente de 30%, podendo ser explicado pela alta variabilidade dos resíduos. Na Fase 2, as variações para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 0,27 a 1,1 mg/L com média de 0,55 mg/L; de 0,37 a 0,7 mg/L e média de 0,58 mg/L e de 0,47 a 0,73 mg/L com valor médio de 0,61 mg/L.

Na Fase 1, as faixas de variação apresentadas pelo bromo foram de 11,5 a 28,0 mg/L, apresentando valor médio de 16,4 mg/L; de 7,0 a 67,3 mg/L com média de 25,7 mg/L e de 15,0 a 41,3 mg/L com valor médio de e 29,8 mg/L para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Na Fase 2, as variações para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 1,3 a 49,7 mg/L com valor médio de 19,2 mg/L; de 2,7 a 26,0 mg/L e média de 11,1 mg/L e de 0,0 a 215,3 mg/L com média de 42,4 mg/L. Tanto para a Fase 1 como para a Fase 2, as maiores concentrações foram observadas para o afluente de 30%, muito possivelmente devido à alta variabilidade dos resíduos sólidos urbanos que são fontes de bromo como embalagens de inseticidas, algicidas, fungicidas, desinfetantes, fabricação de tecidos, placas de circuito impresso, plásticos automotivos e estruturais de eletrodomésticos (OLIVEIRA; AFONSO, 2013).

Na Fase 1 as concentrações de zinco nos afluentes R, 60% e 30% apresentaram valores de 0,28 mg/L, 0,0 mg/L e 0,03mg/L respectivamente. As faixas de variação apresentadas pelo zinco foram de 0,0 a 1,2 mg/L; de 0,0 mg/L e de 0,0 a 0,2 mg/L para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Maiores valores são observados para os afluentes do Sistema 1. Destaque deve ser dado para o afluente de 60% de matéria orgânica, com concentração de 0,0 mg/L, ressalta-se que as coletas são amostras simples e instantâneas. Na Fase 02, os valores de zinco nos afluentes para os afluentes R, 60 e 30% de matéria orgânica

foram de 0,36 mg/L, 0,13 mg/L e 0,24 mg/L respectivamente. A variação para os afluentes foram de 0,0 a 0,8 mg/L, de 0,0 a 0,5 mg/L e de 0,0 a 0,9 mg/L para R, 60 e 30% respectivamente. Os valores médios dos afluentes, tanto da Fase 1 como da Fase 2, foram abaixo dos valores encontrados por Chian e Dewalle (1977), que foi de 0,40 mg/L para percolados de aterros com idade de até cinco anos reduzindo sua concentração com a idade do aterro e por Lôbo (2006), com valor médio obtido em seu estudo de 0,29 mg/L, sugerindo que a concentração de zinco para idade superior a cinco anos e menor que 16 anos seja de 0,1 mg/L. Considerando o lançamento deste efluente, a variação do metal zinco encontra-se dentro do valor determinado pela DN COPAM CERH 01/2008 que é de 5,0 mg/L.

Na Fase 1, as concentrações médias de cobre nos afluentes R, 60 e 30% apresentaram valores de 3,98 mg/L, 8,99 mg/L e 2,43 mg/L respectivamente. As faixas de variação apresentadas pelo cobre foram de 0,3 a 9,3 mg/L; de 0,06 a 54,27 mg/L e de 0,0 a 8,67 mg/L para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Na Fase 2, as variações para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 0,1 a 14,2 mg/L, de 0,06 a 7,23 mg/L e de 0,06 a 13,27 mg/L. Já Merbach Júnior (1989), estudando os metais pesados em percolados de um aterro sanitário experimental, obteve uma variação inferior para o metal cobre de 0,04 a 0,15 mg/L. Os valores médios das Fases 1 e 2 para todos os afluentes superaram o limite do padrão de lançamento da DN COPAM – CERH 01/2008, de 1,0 mg/L sugerindo tratamento antes do lançamento.

Na Fase 1, as concentrações de ferro nos afluentes variaram de 31,3 a 119,0 mg/L, de 45,0 a 160,7 mg/L e de 73,3 a 181,0 mg/L para os afluentes R, 60 e 30% respectivamente. Na Fase 2, as variações para os afluentes R, 60 e 30% foram, respectivamente, de 15,0 a 37,7 mg/L, de 7,3 a 63,7 mg/L e de 18,0 a 160,3 mg/L. Observam-se grandes oscilações na quantidade de ferro. Segundo Tchobnoglous, Theisen e Vigil (1994), as concentrações de ferro sugerem que

se enquadrem como percolados de aterros antigos, com idade maior que 10 anos, com concentrações variando de 20 a 200 mg/L.

De acordo com os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela DN COPAM CERH 01/2008, os valores médios das Fases 1 e 2 apresentaram resultados superiores ao padrão estabelecido que é de 15 mg/L de Fe, sendo necessário submeter o percolado a um processo de tratamento, a fim de reduzir as concentrações deste metal de forma a não impactar o meio ambiente.

Na Fase 1, as concentrações de manganês nos afluentes R, 60% e 30% apresentaram valores 26,3 mg/L, 21,2 mg/L e 6,8 mg/L respectivamente. A faixa de variação apresentada pelo manganês foi de 0,0 a 170,0 mg/L, de 3,33 a 120,0 mg/L e de 0,0 a 17,0 mg/L para os afluentes de R, 60 e 30%. Na Fase 2, os valores de manganês nos afluentes R, 60% e 30% foram de 13,3 mg/L, 10,4 mg/L e 11,7 mg/L respectivamente, com maiores valores relacionados ao Sistema R. Na Fase 2, as variações para os afluentes R, 60 e 30% foram respectivamente de 0,0 a 40,0 mg/L, de 0,0 a 30,0 mg/L e de 0,0 a 23,3 mg/L. As faixas de variação de todos os afluentes das Fases 1 e 2 enquadram-se dentro da fase de formação de ácidos de acordo com Pohland e Harper (1986). Em termos de lançamento em corpos hídricos, este metal ficou acima do valor permitido segundo a DN COPAM CERH 01/2008, que é de 1,0 mg/L de Mn, para as duas fases em todos os afluentes.

Tabela 9 Estatística descritiva da concentração de metais nos afluentes ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>Cr<sup>6+</sup></b>	<b>Ni</b>	<b>Br</b>	<b>Zn</b>	<b>Al</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Mn</b>
		<b>(mg/L)</b>							
<b>Fase</b>		<b>R</b>							
<b>1</b>	Média	<b>0,28</b>	<b>2,43aA</b>	16,4	0,28aA	0,87bA	<b>3,98</b>	<b>80,6aA</b>	<b>26,3</b>
	S	0,70	1,52	5,70	0,49	0,46	2,99	29,7	58,5
<b>2</b>	Média	<b>0,97</b>	0,43aA	19,2	0,36aA	0,55aB	<b>4,10</b>	<b>27,3bB</b>	<b>13,3</b>
	S	1,89	0,60	14,80	0,28	0,24	5,01	9,9	12,1
<b>Fase</b>					<b>60</b>				
<b>1</b>	Média	0,05	<b>7,84aA</b>	25,7	0,00aA	0,86bA	<b>8,99</b>	<b>91,7aA</b>	<b>21,2</b>
	S	0,13	13,37	17,57	0,00	0,54	18,40	43,1	40,0
<b>2</b>	Média	<b>0,35</b>	0,52aB	11,1	0,13aA	0,58aB	<b>3,84</b>	<b>33,3bB</b>	<b>10,4</b>
	S	0,44	0,76	9,62	0,20	0,12	2,93	25,2	10,3
<b>Fase</b>					<b>30</b>				
<b>1</b>	Média	0,03	<b>3,98aA</b>	29,8	0,03aA	1,19aA	<b>2,43</b>	<b>111,4aA</b>	<b>6,8</b>
	S	0,08	1,91	7,53	0,07	0,34	3,36	32,4	6,7
<b>2</b>	Média	<b>0,27</b>	0,59aA	42,4	0,24aA	0,61aB	<b>5,46</b>	<b>63,1aB</b>	<b>11,7</b>
	S	0,39	0,87	70,80	0,31	0,11	4,78	47,7	7,1
Limite		0,1	2,0	-	5,0	3,0*	1,0	15,0	1,0

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na vertical, divididos em Fase 1 e Fase 2 para ST e mesma letra maiúscula na vertical (TDH) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

#### 4.2 Parâmetros operacionais aplicados aos reatores anaeróbios

Na Tabela 10, estão apresentados os parâmetros operacionais (carga orgânica volumétrica – COV e relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial – AI/AP) de cada reator anaeróbio.

Tabela 10 Parâmetros operacionais dos reatores anaeróbios

	COV (kgm <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup> de DQO)			AI/AP			Temperatura (°C)
	B1	B2	B3	B1	B2	B3	
Fase 1	<b>0,70A</b>	<b>1,19A</b>	<b>1,02A</b>	0,11	<b>1,18</b>	0,17	27,4
Fase 2	<b>0,20B</b>	<b>0,31B</b>	<b>0,35B</b>	<b>0,36</b>	0,13	0,14	21,2

Valores em negrito superam os valores de referência para o bom desempenho do reator anaeróbio.

Observou-se que quanto maior o percentual de matéria orgânica aplicada nos afluentes, maior a COV na Fase 1, corroborando com valores apresentados na Tabela 5 para DQOt. Segundo Von Spelling (2002), para um bom desempenho de um reator anaeróbio, a COV deve ser de até 0,35 kg.m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> de DQO. Destaca-se que na Fase 1, tanto para os reatores anaeróbios B2 e B3, a COV apresentou-se acima do recomendado por Von Sperling.

Segundo Ripley, Boyle e Converse (1986), relações AI/AP menores que 0,3 não representam possibilidade de distúrbios no Sistema. Observa-se que principalmente na Fase 1, foram encontrados valores superiores no início do experimento para os reatores anaeróbios B1 e B2, com destaque para o B2 que, em 70% da Fase 1, apresentou valores superiores. De acordo com Foresti (1994), é possível ocorrer estabilidade no processo com valores diferentes de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular. Observou-se que, para a Fase 1, a temperatura média do período foi de 27,4 °C, indicando que os reatores anaeróbios foram operados, predominantemente na faixa mesofílica (20

a 30 °C), com apenas uma temperatura mínima de 19,1 °C (20 a 30°C) em uma campanha. E ainda na Fase 2, observou-se valores médios de 21,2 °C, sendo que a temperatura encontrou-se abaixo da faixa mesofílica nas últimas quatro campanhas. Entretanto, ao relacionar a temperatura com a Carga Orgânica Volumétrica (COV) e a relação AI/AP, esta não afetou o desempenho dos reatores anaeróbios .

### **4.3 Potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade e acidez**

Os fatores pH, alcalinidade e ácidos voláteis estão intimamente relacionados entre si. De acordo com a Tabela 11 e Figura 15, observa-se um aumento no pH dos reatores anaeróbios dos três sistemas, ou seja, foram superiores aos do afluente, indicando boas condições para geração de alcalinidade e conseqüentemente em quantidade suficiente para manter o poder tampão nos reatores.

Os valores variaram de 7,1 a 8,2 no Sistema 1 com valor médio de 7,6; nos Sistemas 2 e 3, os valores variaram de 7,4 a 7,9 com valor médio de 7,6 e de 6,8 a 8,1 com valor médio de 7,4 respectivamente. O valor médio encontrado apresenta-se de acordo com os valores obtidos por Gomes (2008) quando operou um reator anaeróbio em bateladas sequenciais tratando percolado advindo da degradação de resíduos sólidos urbanos. De acordo com Chernicharo (2007), a faixa ótima de pH para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas é de 6,6 a 7,4 embora possa ocorrer estabilidade na formação de metano numa faixa de pH de 6,0 a 8,0. Os valores também demonstram um bom tamponamento dos sistemas, o que mantém a estabilidade das interações entre os microrganismos durante a degradação biológica.



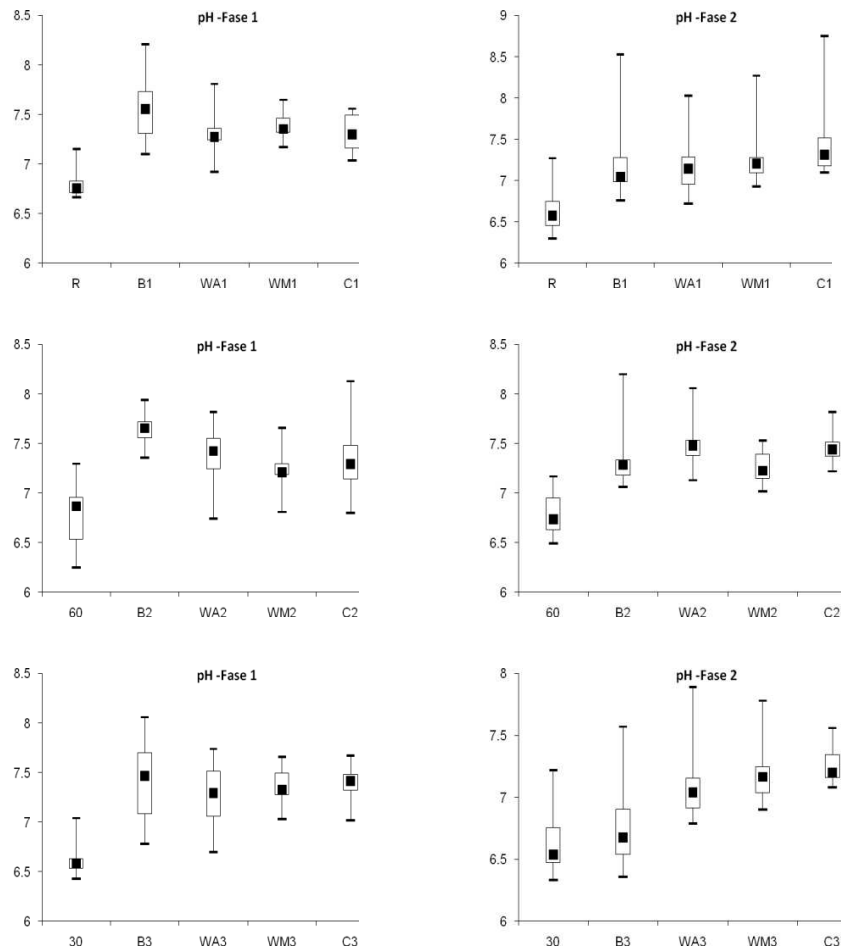


Figura 15 Box-plots das concentrações de pH na Fase 1 e Fase 2

Cabe ressaltar que os valores máximos se referem, em todo o sistema, ao monitoramento da Fase 1 na última coleta (Figuras 16 a 21), podendo este ocorrido estar associado a uma diminuição significativa da taxa de produção de metano, tendendo à redução na remoção de matéria orgânica.

Tabela 11 Estatística descritiva da concentração de Sólidos Totais (ST) e pH ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		pH				
	Fase		B1	WA1	WM1	C1
S1	1	Média	7,6A	7,3aA	7,4aA	7,3aA
		S	0,3	0,2	0,1	0,2
	2	Média	7,2B	7,2bA	7,3bA	7,4aA
		S	0,5	0,4	0,4	0,5
	Fase		B2	WA2	WM2	C2
S2	1	Média	7,6A	7,4aA	7,2aA	7,3aA
		S	0,2	0,3	0,2	0,4
	2	Média	7,4B	7,5aA	7,3bA	7,5aA
		S	0,3	0,2	0,2	0,2
	Fase		B3	WA3	WM3	C3
S3	1	Média	7,4A	7,3aA	7,4aA	7,4aA
		S	0,4	0,3	0,2	0,2
	2	Média	6,8B	7,1aA	7,2aA	7,3aA
		S	0,4	0,3	0,2	0,2

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Com base nos *wetlands*, na Fase 1, do Sistema 1, os valores variaram de 6,9 a 7,8 para WA1 com valor médio de 7,3; para WM1 e para C1, os valores variaram de 7,2 a 7,7 com valores médios de 7,4 e de 7,0 a 7,6 com valores médios de 7,3 respectivamente. Para o Sistema 2, os valores variaram de 6,7 a 7,8; para WA2 com valor médio de 7,4; para WM2, os valores mínimo e máximo foram de 6,8 a 7,7 com valor médio de 7,2 e para C2, valores de 6,8 a 8,1 com valor médio de 7,3 e para o Sistema 3, valores de WA3 variando de 6,7 a 7,7 com valor médio de 7,3; para WM3 valores de 7,0 a 7,7 com valor médio

de 7,4 e C3 com valores variando de 7,0 a 7,7. Observa-se, porém que para os três sistemas não houve como diferenciar qual o tratamento com melhor desempenho, pois estatisticamente são iguais pelo teste de Scott-Knott.

Para Mansor (1998), em *wetlands* construídos muitos microrganismos responsáveis pelo tratamento sobrevivem em ambiente com pH entre 4,0 a 9,5 como os valores de pH durante a realização do experimento que ficaram dentro desta faixa, é de se esperar que este fator tenha contribuído para o melhor desempenho dos microrganismos no processo de biorremediação.

Em relação às fases, para os reatores anaeróbios, foi possível identificar que, para os três sistemas, a Fase 2 foi a que apresentou menores valores de pH. Já para os *wetlands*, dos três sistemas não houve como diferenciar a Fase 1 da Fase 2.

Observa-se também que os menores valores de pH foram acima de 6,5 tanto para os reatores anaeróbios quanto para os *wetlands* dos três sistemas nas Fases 1 e 2 e, segundo Santana (2008), esse comportamento é devido aos maiores valores de alcalinidade total (AT).

Na Fase 2, os valores do pH no afluente variaram de 6,3 a 7,3 para 0% de matéria orgânica, com valor médio de 6,7; para 30%, de 6,3 a 7,2 com valor médio de 6,7 e para 60 % de matéria orgânica, variaram de 6,5 a 7,2 com valor médio de 6,8. Também é observado na Fase 2 um aumento no pH dos reatores anaeróbios dos três sistemas, indicando boas condições para geração de alcalinidade. Os valores variaram de 6,8 a 8,5 no Sistema 1 com valor médio de 7,2; nos Sistemas 2 e 3, os valores variaram de 7,1 a 8,2 com valor médio de 7,4 e de 6,4 a 7,6 com valor médio de 6,8 respectivamente (Figura 53 a 58).

Em relação aos *wetlands*, no Sistema 1, os valores variaram de 6,7 a 8,0 para WA1 com valor médio de 7,2; para WM1 e para C1, os valores variaram de 6,8 a 7,9 com valor médio de 7,3 e de 7,1 a 8,8 com valor médio de 7,4 respectivamente. Para o Sistema 2, os valores variaram de 7,1 a 8,1 para WA2

com valor médio de 7,5; para WM2, os valores mínimo e máximo foram de 7,0 a 7,5 com valor médio de 7,3 e para C2, os valores de 7,2 a 7,8 com valor médio de 7,5. No Sistema 3, valores de WA3 variaram de 6,8 a 7,9 com valor médio de 7,1; para WM3, valores de 6,9 a 7,8 com valor médio de 7,2 e C3 com valores variando de 7,1 a 7,6. Não havendo como diferenciar qual o tratamento que melhor desempenho apresentou, pois as médias foram estatisticamente iguais pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

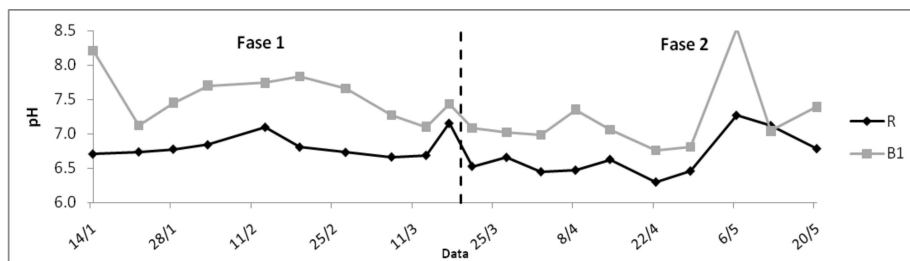


Figura 16 Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

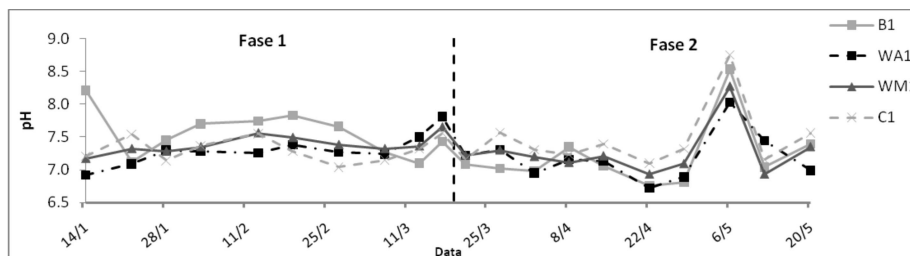


Figura 17 Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

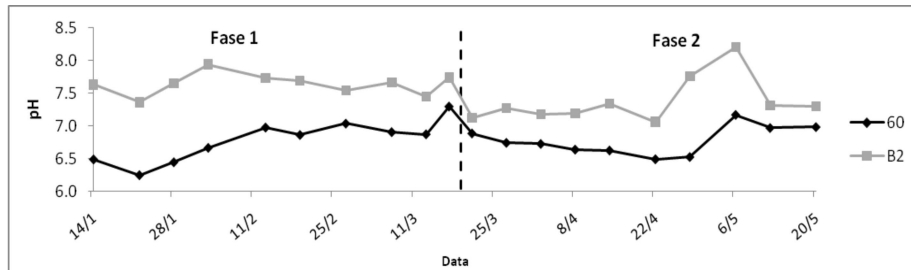


Figura 18 Série temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

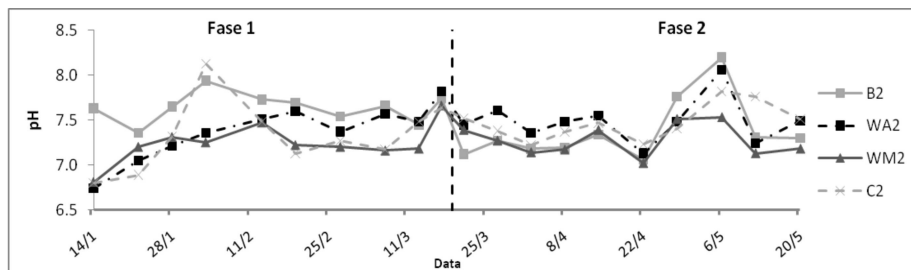


Figura 19 Série temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

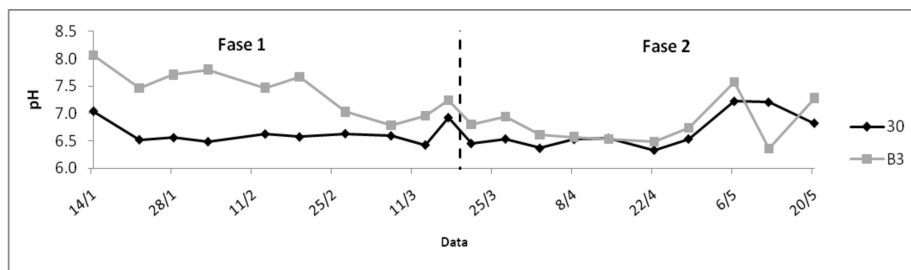


Figura 20 Série temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

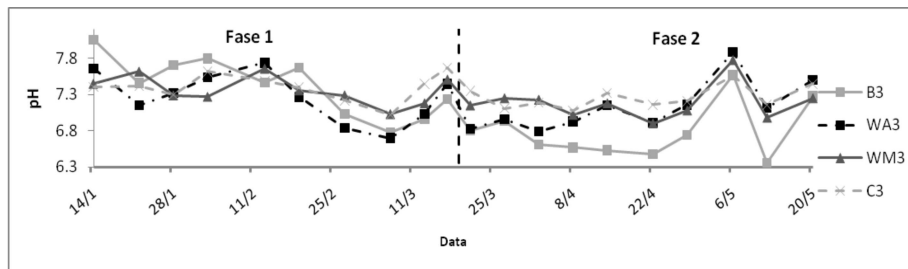


Figura 21 Séries temporais de pH - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

#### 4.4 AP e AI

A Tabela 12 apresenta a análise estatística de AP, AI, AI/AP, AT e AVT e de acordo com ela, o comportamento apresentado de AI e AP mostra que o sistema tampão gerado no interior do reator anaeróbio foi devido principalmente aos bicarbonatos, já que os valores da AP são maiores que de AI, mostrando que houve produção de alcalinidade bicarbonato e redução da alcalinidade devida aos ácidos voláteis, evidenciando que houve tamponamento do pH no reator anaeróbio. Percebe-se que a alcalinidade parcial presente nas amostras afluentes foi suficiente para proporcionar a manutenção do equilíbrio do ecossistema, especialmente na Fase 2, com valores maiores nos afluentes em relação aos reatores anaeróbios. Resultados bem superiores aos encontrados por Gomes (2008), trabalhando com reator anaeróbio em bateladas no tratamento de lixiviado de resíduos sólidos urbanos, com valores médios de AP de 564 e de 964 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  para amostras do afluente e efluente respectivamente e valores de AI de 432 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  para amostras dos afluentes e 231 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  para amostras dos efluentes concluindo que a AP foi suficiente para manter o equilíbrio no sistema, bem como o consumo de quase 50% da alcalinidade de ácidos voláteis.

Tabela 12 Estatística descritiva da concentração de Alcalinidade Total (AT) e Alcalinidade Parcial (AP) e Alcalinidade Intermediárias (AI) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>AP</b>	<b>AI</b>	<b>AI/AP</b>	<b>AT</b>			<b>AVT</b>	
		(mg/L de CaCO <sub>3</sub> )			(mg/L de CaCO <sub>3</sub> )			(mg/L de HAc)	
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>B1</b>	<b>B1</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>B1</b>
<b>1</b>	Média	12440	1480	0,11	13930,0A	10560,0aA	6860,0aA	8800,0aA	11472,0A
	S	4936,8	1323,9		6004,1	7467,7	2646,7	3337,3	5759,8
	Média	4920	900	0,36	5820,0B	5700,0aB	6100,0aA	5860,0aB	6720,0A
	S	2359,3	316,2		2541,1	2701,9	1572,7	2606,1	2906,5
<b>Fase</b>		<b>B2</b>	<b>B2</b>	<b>B2</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>B2</b>
<b>S2</b>	Média	12280	9260	1,18	21540,0A	11920,0aA	8780,0bA	12760,0aA	26712,0A
	S	6645,4	9093,6		12377,4	4641,1	3758,8	3353,0	19103,1
	Média	9000	1080	0,13	10080,0B	8460,0aB	7320,0aA	8120,0aB	8952,0B
	S	3619,7	413,1		3847,3	2645,0	1244,4	3302,8	3467,0
<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>B3</b>	<b>B3</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>B3</b>
<b>S3</b>	Média	11860	2400	0,17	14260,0A	7380,0aA	9560,0aA	11700,0aA	12072,0A
	S	4879,9	3200		7880,2	5704,2	2692,9	8238,3	3850,1
	Média	5580	700	0,14	6280,0B	5440,0aA	5800,0aA	5920,0aB	6672,0A
	S	2672,4	169,9		2803,5	2386,6	1984,4	1874,3	2137,1

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

#### 4.5 Alcalinidade Total (AT)

Relacionando a alcalinidade com o pH, observou-se que há presença apenas de bicarbonatos, devido aos valores de pH estarem acima de 5,75.

De acordo com a Tabela 12 e Figura 22, é possível observar que na Fase 1, houve um incremento de AT nos reatores anaeróbios dos três sistemas (valores médios de 13.930,0 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  para o Sistema 1, de 21.540, mg/L de  $\text{CaCO}_3$  para o Sistema 2 e para o Sistema 3 de 14.260,0 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ) indicando que os sistemas apresentaram capacidade de tamponamento, além de acréscimo da alcalinidade parcial e decréscimo da alcalinidade intermediária corroborando com os valores obtidos de pH e AVT. Gonçalves (2005), ao estudar o efeito da agitação mecânica na codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos, observou que apesar do aumento na alcalinidade total não foi observado redução nas concentrações de ácidos graxos voláteis, nem elevação do valor de pH.

Na Fase 1, maiores valores foram obtidos no Sistema 1 para WA1, nos Sistemas 2 e 3 para C2 e C3 respectivamente, sugerindo, possivelmente, maior desnitrificação devido à presença de nitratos em condições anóxicas, os quais foram produzidos nos recipientes contendo RSU. Cabe ressaltar que para os Sistemas 1 e 3 não houve como identificar qual melhor sistema de tratamento. Para o Sistema 2, menores valores estatisticamente foram atribuídos para WM2. Costa (2013) encontrou maiores valores de alcalinidade total em sistemas de alagados construídos nas unidades plantadas com *Typha latifolia*, onde, segundo a autora, possivelmente houve maior desnitrificação devido às condições anóxicas do meio.



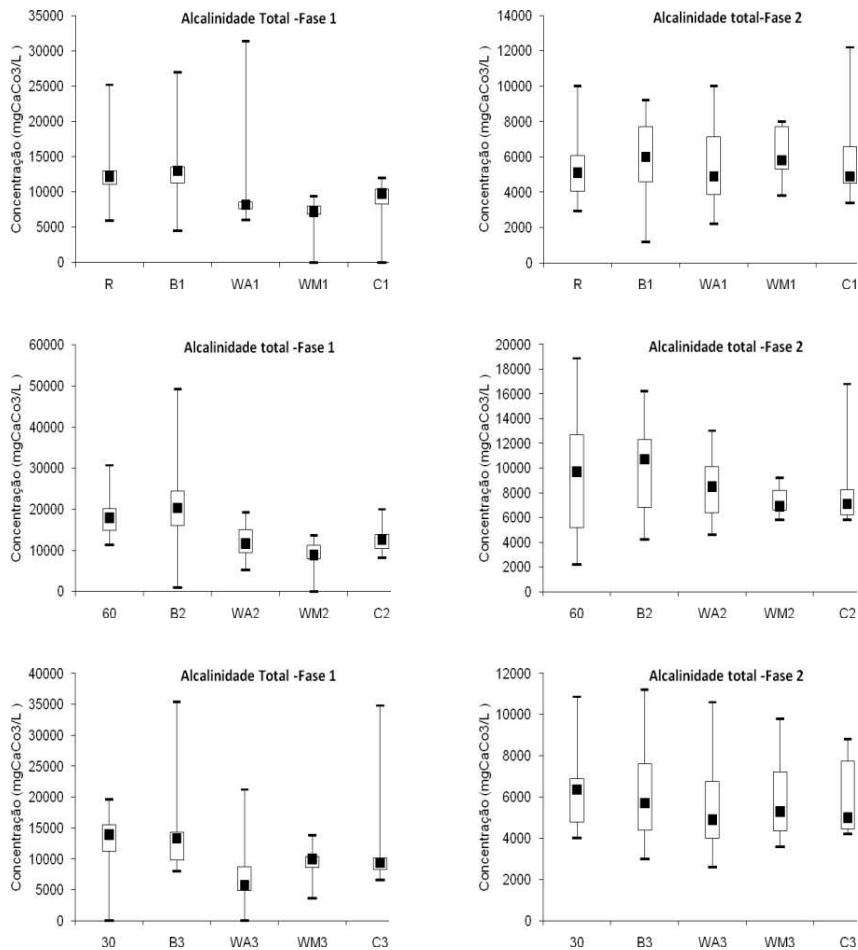


Figura 22 Box-plots das concentrações Alcalinidade Total, Fase 1 e Fase 2

Em relação às fases, para os reatores anaeróbios, foi possível identificar que a Fase 2 foi a que apresentou pior desempenho, com menores valores de AT. Já para os *wetlands* dos Sistemas 1 e 2, a Fase 2 foi a que apresentou pior desempenho nos sistemas de tratamento WA e C, porém sem conseguir identificar qual o pior, pois os mesmos são estatisticamente iguais ao teste de

Scott-Knott a 5% de probabilidade. Já para o Sistema 3, a Fase 2 para C3 foi a que apresentou menores valores, sendo classificada como a de pior desempenho.

Na Fase 2, assim como na Fase 1, observa-se um incremento de AT nos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 2 (5.820,0 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  e 10.080,0 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  respectivamente), porém no Sistema 3 (6.260,0 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ), houve uma redução de AT quando comparado ao afluente, fato este podendo ser explicado que apesar da redução na alcalinidade total não foi observada redução nas concentrações de ácidos voláteis, nem redução do valor de pH.

Para os três sistemas, não houve como identificar qual o melhor sistema de tratamento.

As Figuras 23 a 28 mostram o comportamento de AT no tempo.

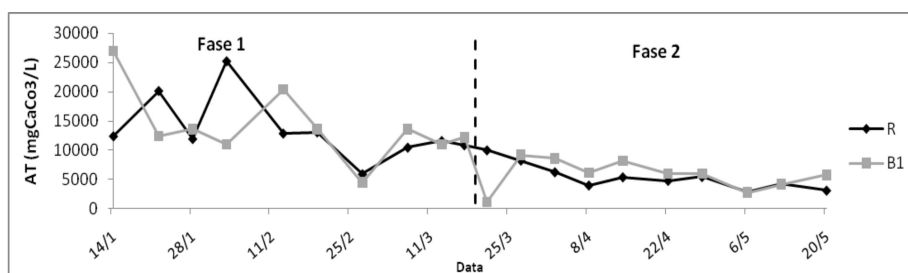


Figura 23 Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

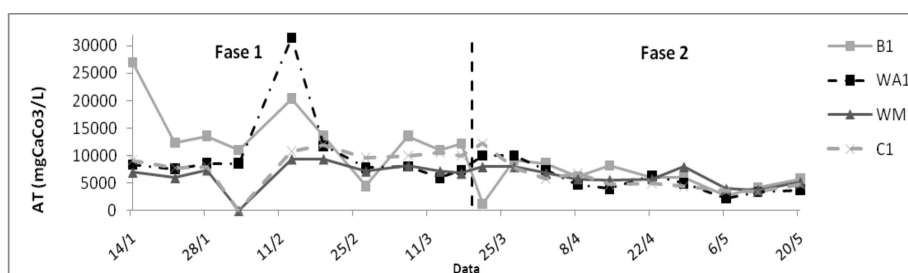


Figura 24 Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

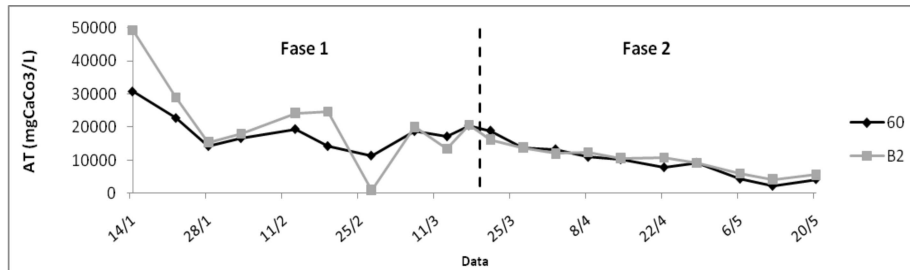


Figura 25 Série temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

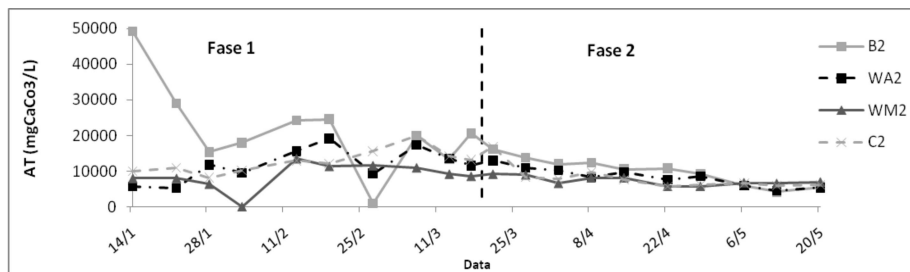


Figura 26 Série temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

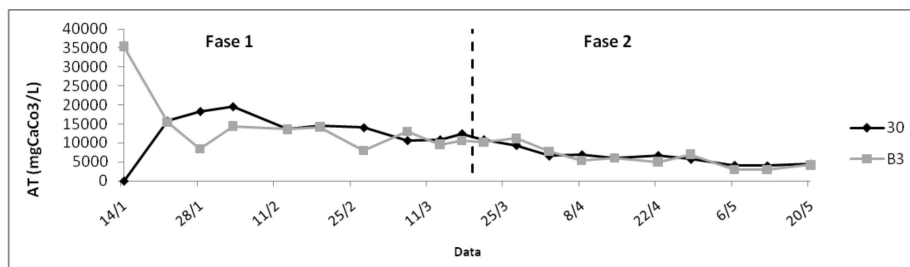


Figura 27 Série temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

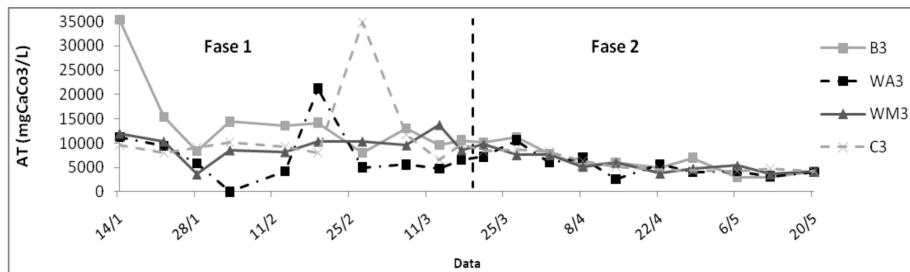


Figura 28 Séries temporais de Alcalinidade Total - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

#### 4.6 Ácidos Voláteis Totais (AVT)

Segundo Rodrigues (2008), o equilíbrio dos AVT é importante no estudo dos reatores anaeróbios, pois altas concentrações podem afetar o processo bioquímico e, eventualmente, causar distúrbios no processo de digestão anaeróbia, podendo levar o reator até mesmo ao colapso. A geração de grandes concentrações de ácidos graxos voláteis acelera a atuação de bactérias acetogênicas, porém é inibitória aos microrganismos metanogênicos, uma vez que não consomem os ácidos resultantes da acidogênese com a mesma rapidez com que são produzidos.

De acordo com a Tabela 12, na Fase 1, observa-se um incremento de AVT apenas no reator anaeróbio do Sistema 2, devido as cinco campanhas em que os valores se apresentaram acima dos valores do afluente, o que indica maior produção de ácidos orgânicos neste reator anaeróbio, confirmando a maior atividade hidrolítica e acidogênica (Figura 30). Observou-se, para os Sistemas 1 e 3, uma redução significativa da concentração de AVT ao passar pelos reatores anaeróbios, mostrando um consumo de AVT pelas arqueas metanogênicas, caracterizando uma condição de estabilidade dos reatores anaeróbios. Dentro de cada sistema, observou-se a redução de AVT da Fase 1 para a Fase 2, esse comportamento indicou estabilidade dos reatores com geração de alcalinidade,

melhorando a capacidade de tamponamento do reator e não permitindo o acúmulo de ácidos voláteis.

Apenas para o Sistema 2, a Fase 2 foi a que apresentou melhor desempenho, com menores valores de AVT de acordo com o teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Fase 2, observa-se um incremento de AVT no reator anaeróbico dos Sistemas 1 e 2, muito possivelmente devido à maior produção de ácidos orgânicos neste reator anaeróbico, confirmando a maior atividade hidrolítica e acidogênica.

Nas Figuras 29 a 31, apresentam-se a evolução temporal de AVT para as Fases 1 e 2.

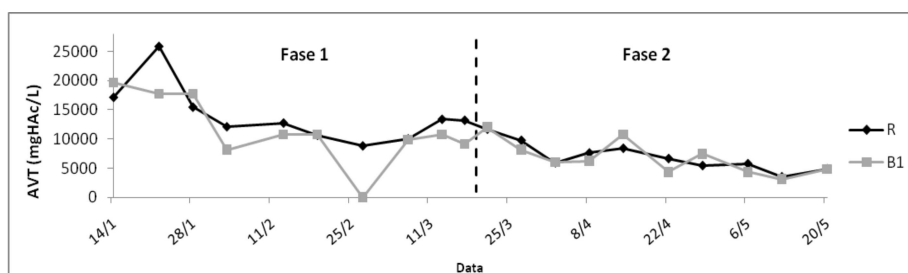


Figura 29 Séries temporais de Ácidos Voláteis Totais - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

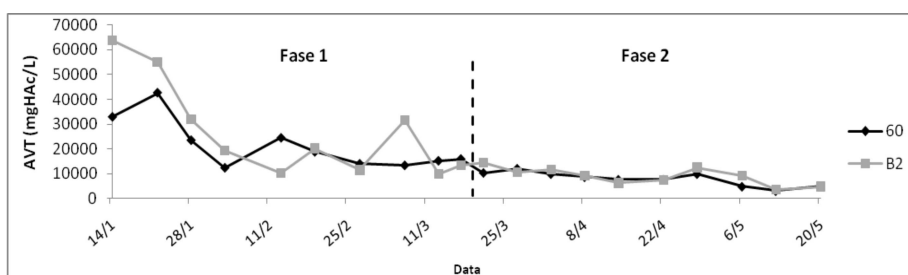


Figura 30 Séries temporais de Ácidos Voláteis Totais - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

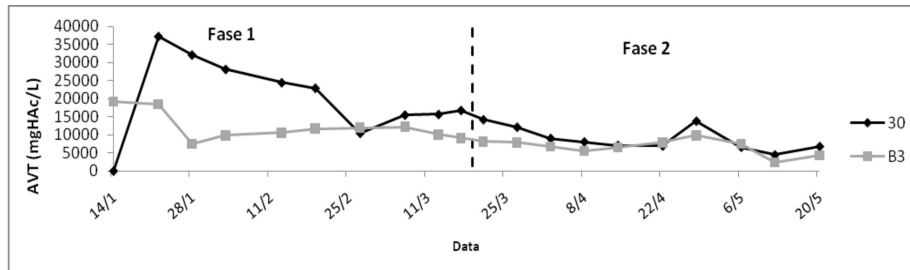


Figura 31 Séries temporais de Ácidos Voláteis Totais - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

#### 4.7 Matéria orgânica – Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A seguir são apresentados os resultados de Demanda Química de Oxigênio total ( $DQO_t$ ), Demanda Química de Oxigênio filtrada ( $DQO_f$ ) e Demanda Química de Oxigênio particulada ( $DQO_p$ )

##### 4.7.1 Demanda Química de Oxigênio total ( $DQO_t$ )

Pela Tabela 13 e Figuras 32 são apresentados os dados de análises estatísticas e a variabilidade por meio de gráficos box-plot.

Tabela 13 Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQOt) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>DQOt (mg/L)</b>				
		<b>Fase</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	4367,81A	1476,6aA	2680,0aA	3104,1aA
		S	1900,7	1441,2	1417,5	1104,7
	<b>2</b>	Média	976,7A	506,8aA	455,3aB	612,9aB
		S	595,5	367,4	284,4	527,3
		<b>Fase</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	7169,1A	2724,5bA	2533,0bA	4064,0aA
		S	2620,1	2256,0	1820,2	1923,7
	<b>2</b>	Média	1230,9B	626,99aB	249,99aB	791,2aB
		S	789,5	376,5	88,2	453,6
		<b>Fase</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	6720,8A	2537,3aA	2659,5aA	2573,3aA
		S	6399,6	1959,1	1733,4	981,3
	<b>2</b>	Média	666,75B	413,1aB	454,3aB	451,1aB
		S	210,9	275,1	413,9	316,7

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

É possível observar na Fase 1, para os três sistemas, que houve um incremento da concentração dos efluentes dos reatores anaeróbios, podendo ser explicado por uma fase em que ainda se apresentam distúrbios na digestão anaeróbia de acordo com os parâmetros de projeto - COV (Tabela 10). Em relação aos *wetlands*, para o Sistema 1, foram encontrados maiores concentrações nos efluentes de DQOt para C1, seguidos de WM1 e por último WA1. Para o Sistema 2, observou-se maiores concentrações de DQOt para C2, seguidos de WA2 e WM2. Apenas para o Sistema 3, o desempenho dos

wetlands foi diferente com maiores valores de  $DQO_t$  para WM3, muito possivelmente devido à morte de *Salvinia auriculata*, seguidos de C3 e WA.

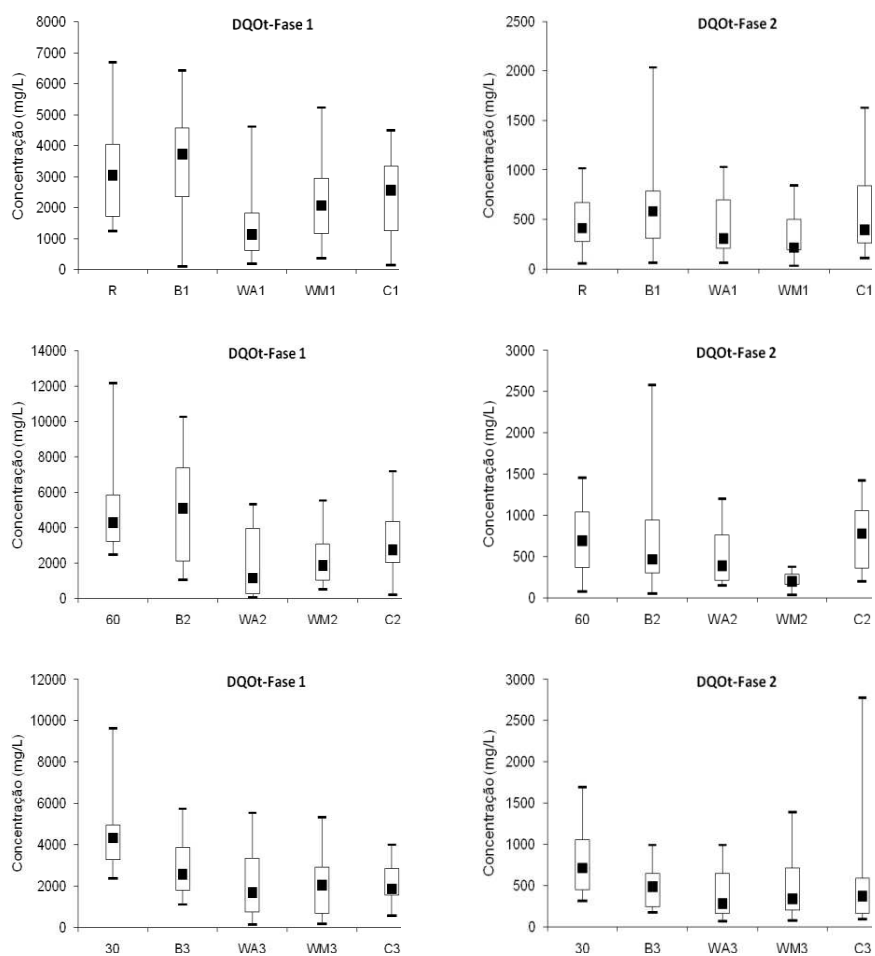


Figura 32 Box-plots das concentrações de DQOt - Fase 1 e Fase 2

Em relação às Fases, no tocante aos reatores anaeróbios, não foi possível identificar para o Sistema 1 qual a melhor Fase ( $P > 0,05$ ). Para os Sistema 2 e 3, a Fase 2 apresentou melhor desempenho, com menores concentrações de DQOt.



Entre os *wetlands* apenas para o Sistema 1, no WA1, não houve como diferenciar qual a melhor Fase ( $P > 0,05$ ). Os demais *wetlands* do Sistema 1, e os dos Sistemas 2 e 3 apresentaram diferenças significativas em que a Fase 2 obteve menores concentrações de DQOt, pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Com base nos tratamentos (*wetlands*) na Fase 1, observou-se uma redução da concentração de efluentes nos três sistemas, sendo que, para os Sistemas 1 e 2, o tratamento C foi o que apresentou maiores concentrações e para o Sistema 3, o tratamento WM ( $P > 0,05$ ).

A média de concentração de DQOt dos efluentes da Fase 1 foi maior do que na Fase 2, devido à colocação de resíduos sólidos somente no início do experimento, a Fase 1 é caracterizada por uma matéria orgânica de fácil degradação e a Fase 2 a uma matéria orgânica recalcitrante. Também está de acordo com a cinética de degradação de matéria orgânica, em que as maiores remoções são obtidas na etapa inicial do processo.

Na Fase 2 para os Sistemas 1 e 2, houve também um incremento da concentração do efluente dos reatores anaeróbios em relação aos afluentes, podendo ser explicado pelo arraste de sólidos. Apenas para o Sistema 3, observa-se uma redução do reator anaeróbio em relação ao afluente. Em relação aos *wetlands*, para o Sistema 1, foram encontrados maiores concentrações de DQOt para C1, seguidos de WA1 e por último WM1. Observou-se comportamento semelhante para o Sistema 2. Apenas para o Sistema 3, o desempenho dos *wetlands* foi diferente com maiores valores para WM3, seguidos de C3 e WA3, resultados semelhantes à Fase 1. Porém para os três sistemas, não houve diferenças significativas entre os *wetlands*.

Nas Figuras 33 a 38, apresentam-se a evolução temporal da DQOt ao longo do tempo para os três sistemas, a comparação afluente e efluente do reator anaeróbio e a comparação de afluente de reator anaeróbio e *wetlands*. Ressalta-se as variações sofridas entre afluentes e efluentes dos reatores anaeróbios ,

devido ao arraste de sólidos. Maiores valores de reduções se observam durante a Fase 1 nos *wetlands*, corroborando com as avaliações baseadas nas Tabelas 3 e Figuras 19 e 20.

O valor médio de DQOt no efluente final variou de 1.476,6 mg/L a 4.064,0 mg/L na Fase 1 e de 413,1 mg/L a 791, 2 mg/L na Fase 2, sendo que estes se apresentam bem elevados em comparação com o padrão estabelecido pela DN COPAM-CERH 01/2008 que é de 180 mg/L.

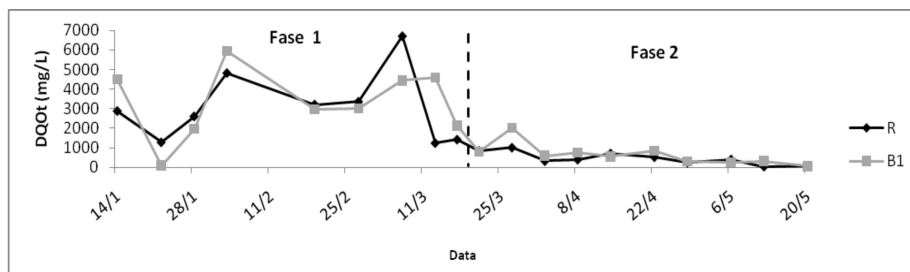


Figura 33 Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

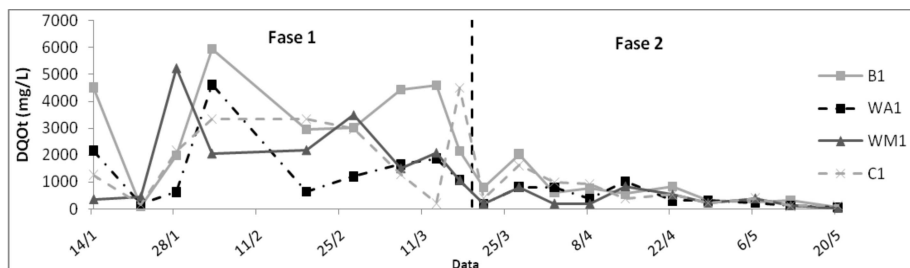


Figura 34 Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

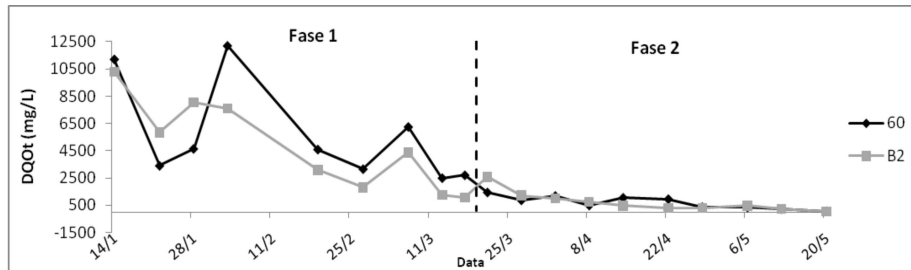


Figura 35 Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

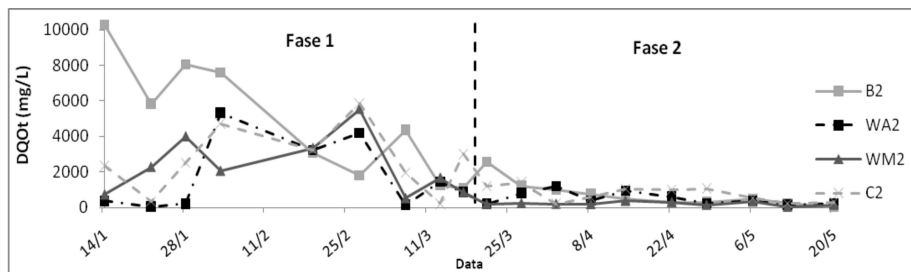


Figura 36 Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

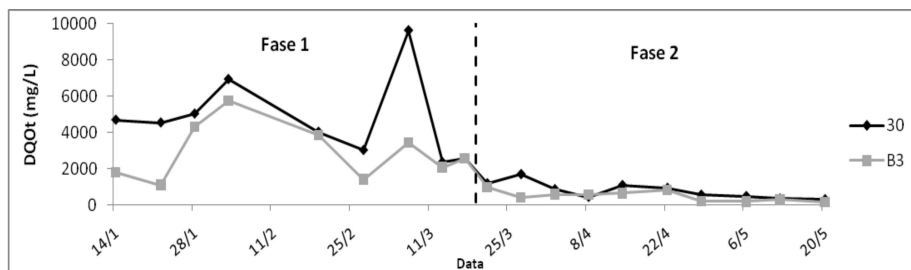


Figura 37 Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

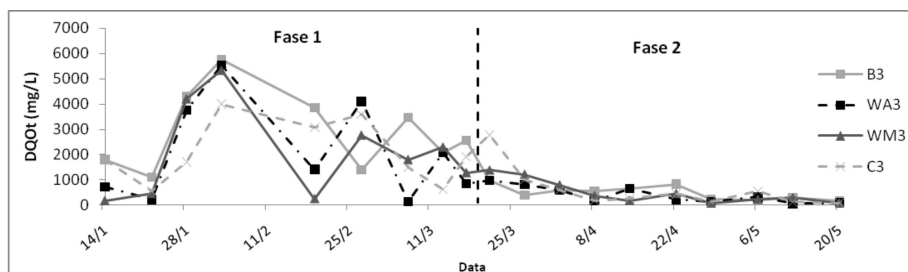


Figura 38 Séries temporais de DQOt - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 14, encontram-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global. Observa-se para os reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 2, tanto para a Fase 1 quanto para a Fase 2, que não foi obtida eficiência, isso se deve ao fato de na Fase 1, a COV aplicada ter sido maior e na Fase 2, estes valores possivelmente são consequências dos arrastes de sólidos. Apenas o reator anaeróbio do Sistema 3 apresentou na Fase 2 uma eficiência de 12,2%, eficiência relativamente baixa quando comparada aos valores em literatura.

Felizola (2006), trabalhando com baixa concentração de sólidos da fração orgânica putrescível de resíduos sólidos urbanos em reator anaeróbio compartimentado, encontrou eficiência média de remoção de DQO total de 78%. Gyalpo (2010), tratando resíduos orgânicos provenientes de restaurantes de escolas secundárias, relata que obteve remoção acima de 80% em termos de DQO, com recirculação do efluente proveniente da degradação anaeróbia, com o intuito de reintroduzir no sistema microrganismos contidos no percolado para acelerar o processo de digestão anaeróbia. REIS (2012) avaliou a tratabilidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes da cozinha de um restaurante universitário, em reator anaeróbio e observou eficiência média de 70% para DQO e também concluiu que as características do efluente gerado indicam necessidade de pós-tratamento, tanto para disposição no ambiente, como para utilização como biofertilizante.

Observa-se, em relação às eficiências nos *wetlands*, que os maiores valores foram observados na Fase 1 devido à matéria orgânica de mais fácil degradação, como explicado anteriormente. Na Fase 1, no geral, observa-se que o tratamento WA (*Echhornia Azurea*) apresentou maior porcentagem de eficiência (62 a 66,2%), indicando que o mesmo pode ser utilizado (Tabela 14). Observa-se ainda que as maiores eficiências são observadas para as maiores porcentagens de matéria orgânica e que os valores para os percentuais de matéria orgânica de 30 e 60% são bem uniformes e próximos ao estabelecido pela DN COPAM CERH 01/2008 que preconiza um tratamento com eficiência de redução de DQO, no mínimo, em 55% e média anual igual ou superior a 65% para percolados de aterros sanitários municipais. No Sistema 1, apenas o WA1 foi superior à legislação (66,2%).

Na Fase 2, menores porcentagens de eficiência são observadas, devido aos materiais serem mais resistente à degradação. Para WA de 38 a 49%, WM de 31,9 a 79,1% e C de 32,3 a 37,2%. Um destaque especial é dado para o WM2 que alcançou 79,7% superior à Fase 1, fato relacionado à maior porcentagem de matéria orgânica de mais fácil degradação e ao acúmulo de biomassa na marrequinha contribuindo para a remoção de matéria orgânica, porém outros fatores também podem ter influenciado na degradação bioquímica como a presença de materiais recalcitrantes e metais, sendo o único que apresentou eficiência dentro do padrão estabelecido pela DN COPAM-CERH 01/2008.

Ressalta-se que a eficiência global não alcançou o padrão estabelecido pela referida Deliberação Normativa e ainda apresentou menores valores quando comparada às eficiências dos *wetlands* em relação aos reatores anaeróbios. Podendo esta ineficiência ser explicada possivelmente pela COV na Fase 1 e o arraste de sólidos na Fase 2.

Em termos de eficiência da Fase 1, resultados superiores utilizando a *Eichhornea Azurea* foram observados (62 a 66%) em comparação com outras

espécies tratadas com chorume de aterro sanitário encontrados na literatura, enquanto que a *Salvinia auriculata* se mostrou inferior no Sistema 1 (MANNARINO et al., 2006) com remoção de 41% em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) utilizando a macrófita emergente *Typha angustifolia*, no Aterro Sanitário de Pirai; Sandes (2008), com remoção de 52,7% de DQO, utilizando taboa e pirí e Kurscheidt (2011), com eficiência de remoção de DQO de 25% com batelada de 15 dias no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com as macrófitas *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*), indicando que as espécies estudadas apresentam maior potencial de remoção. Porém quando comparado à *Typha subulata*, espécie estudada por Bidone (2007) utilizada no tratamento de RSU na central de Resíduos do Recreio (RS) que apresentou 81,22% de remoção de DQO, as espécies do presente trabalho apresentaram eficiências relativamente menores.

Tabela 14 Eficiências médias de remoção de DQOt e DQOf nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência wetlands (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	-42,6*	66,2	38,6	28,9	51,8	12,5	0,0
	2	DQOt	-122,8*	48,1	53,4	37,2	0,0	0,0
	1	DQOf	31,5	77,8	82,9	79,3	84,8	88,3
	2	DQOf	-174,0*	71,1	73,5	68,6	20,7	27,5
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	DQOt	-27,5%	62,0	64,7	43,3	51,6	55,0
	2	DQOt	-82,7	49,1	79,7	35,7	6,9	62,9
	1	DQOf	5,3	84,2	89,6	80,3	85,1	90,1
	2	DQOf	6,6	57,3	71,9	66,2	60,2	73,8
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	DQOt	-41,2	62,2	60,4	61,7	46,7	44,1
	2	DQOt	12,2	38,0	31,9	32,3	45,6	40,2
	1	DQOf	12,1	84,4	87,0	78,1	86,3	88,6
	2	DQOf	33,8	53,7	63,6	41,8	69,4	75,9

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.7.2 Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQOf)

De acordo com a Tabela 15 e Figura 39, nas Fases 1 e 2 para os três sistemas, houve uma redução do efluente dos reatores anaeróbios, diferentemente do comportamento da DQO total, podendo ser explicado por parcela da DQO<sub>t</sub> que pode ser degradada biologicamente em condições anaeróbias.

Tabela 15 Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQOf) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>DQOf (mg/L)</b>				
		<b>Fase</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média	1000,2A	222,1	170,7	206,7
		S	433,4	53,5	17,4	104,9
	<b>2</b>	Média	636,0B	184,0	168,3	199,6
		S	351,7	90,5	28,7	87,0
		<b>Fase</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	1522,0A	240,14aA	158,7bA	300,3aA
		S	232,2	97,8	28,5	169,6
	<b>2</b>	Média	568,4B	242,6aA	159,7aA	192,3aA
		S	144,9	106,7	38,4	87,2
		<b>Fase</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	1175,8A	183,8aA	152,6aA	257,4aA
		S	140,15	87,4	44,6	92,3
	<b>2</b>	Média	442,4B	204,7bA	161,1bA	257,4aA
		S	250,8	49,8	47,8	119,9

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3. Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Em relação às fases, no tocante aos reatores anaeróbios de cada sistema, houve diferenças significativas, em que a Fase 1 apresentou maiores concentrações de DQO<sub>f</sub>, ao teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Fase 1, com base nos *wetlands*, para os três Sistemas, foram observados maiores concentrações de DQO<sub>f</sub> para o controle (C), seguidos de *wetlands* com aguapé de cordão (WA) e por último *wetlands* contendo marrequinha (WM). Com base nos tratamentos (*wetlands*) nas Fases 1 e 2, observou-se redução da concentração de efluentes para os Sistemas 1, 2 e 3 respectivamente. Em relação aos *wetlands*, menor valor foi observado na Fase 1



para o WM2 e na Fase 2 para WM3, com relação às fases, não foram observadas diferenças ao teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

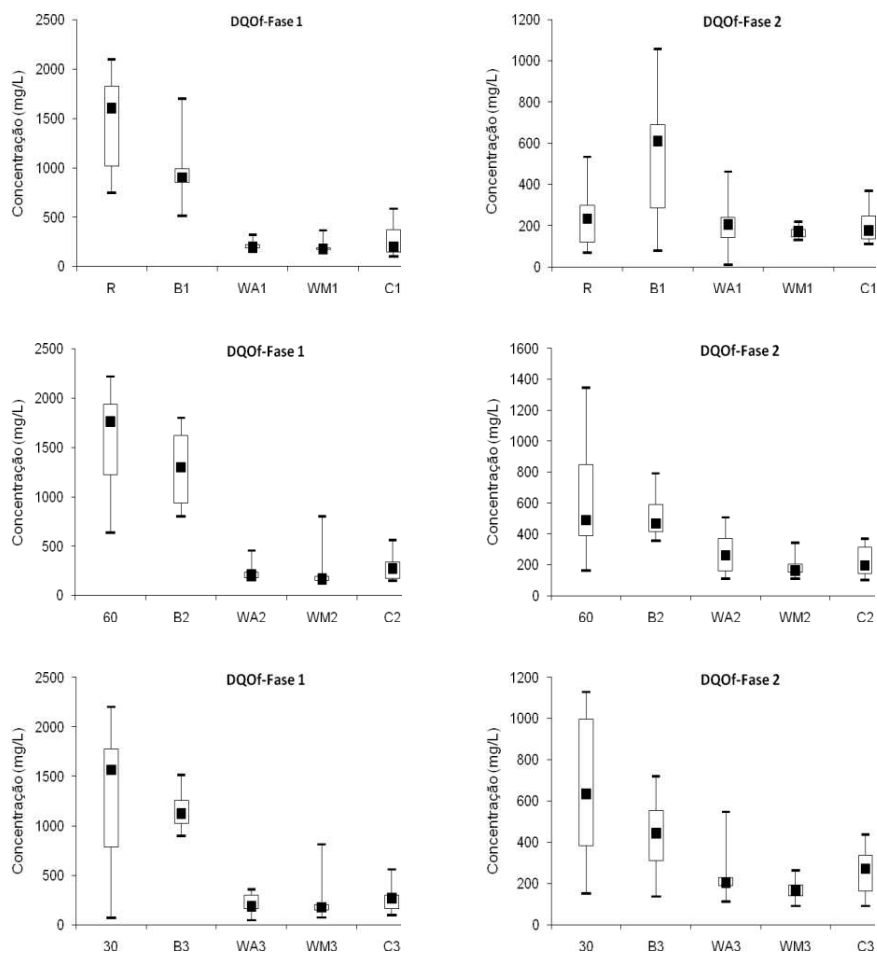


Figura 39 Box-plots das concentrações de DQOf - Fase 1

Nas Figuras 40 a 45, apresentam-se a evolução temporal da  $DQO_f$  ao longo do tempo para os três sistemas. Ressalta-se que, nos três sistemas, houve uma redução significativa na Fase 1 quando comparada à Fase 2, além disso os

valores de  $DQO_f$  no efluente (wetland) permaneceram praticamente constantes na Fase 2, corroborando com as avaliações baseadas na Tabela 15 e Figura 39.

O valor médio de  $DQO_f$  no efluente final variou de 152,6 a 300,3 na Fase 1 e de 159,7 a 257,4 na Fase 2.

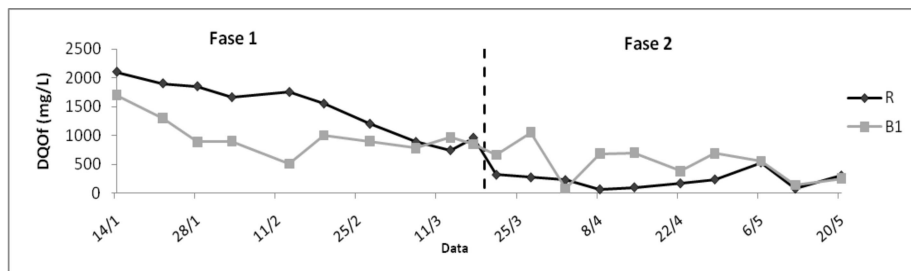


Figura 40 Séries temporais de  $DQO_f$  - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

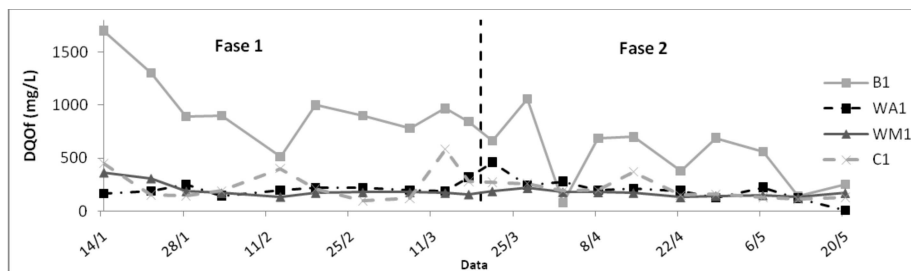


Figura 41 Séries temporais de  $DQO_f$  - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

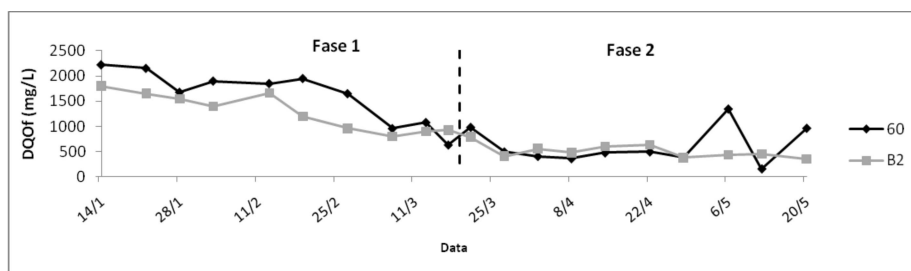


Figura 42 Séries temporais de  $DQO_f$  - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

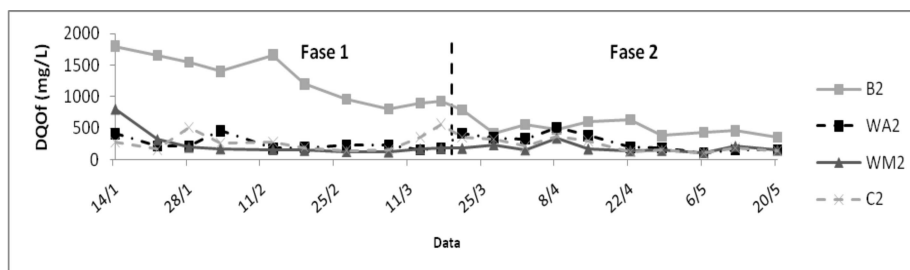


Figura 43 Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

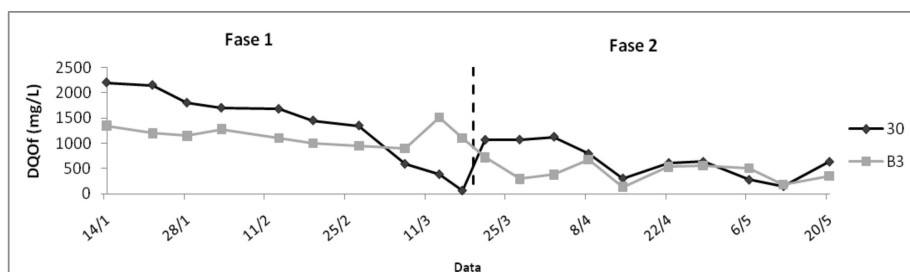


Figura 44 Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

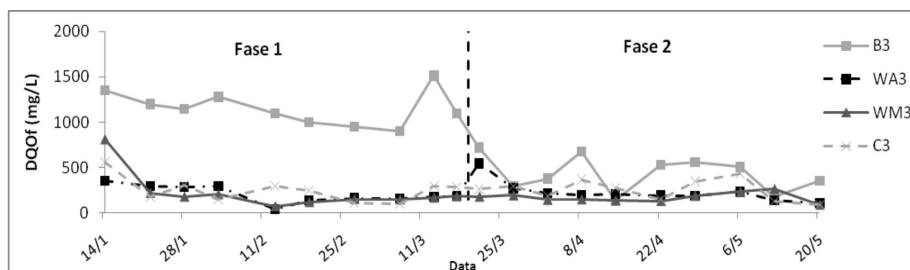


Figura 45 Séries temporais de DQOf - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 14, são apresentados os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global. Não foi observado eficiência apenas para o reator anaeróbio do Sistema 1 na Fase 2, muito possivelmente devido à composição dos resíduos (0% de matéria orgânica, associado ao arraste de lodo). Ainda no Sistema 1, observou-se maior eficiência de remoção; para os Sistemas 2 e 3, diferente do Sistema 1, a maior eficiência foi na Fase 1.

Observa-se, em relação às eficiências nos *wetlands*, que os maiores valores foram observados na Fase 1 devido à parcela de DQO que pode ser degradada biologicamente em condições anaeróbias. Ressalta-se que esses valores representam o percentual de matéria orgânica biológica removida que é altamente tóxica quando despejada no curso. Destaque deve ser dado ao tratamento WM que apresentou maiores valores para os três sistemas, tanto na Fase 1 como na Fase 2.

Ressalta-se que a eficiência global atingiu maiores valores quando comparados com a eficiência dos *wetlands* para os três sistemas na Fase 1, variando de 84,8 a 88,3% para o Sistema 1; de 81,3 a 90,1% para o Sistema 2 e para o Sistema 3, de 80,8 a 88,6%. Já na Fase 2, para o Sistema 1, não houve eficiência considerada ideal com valores de 20,7%, 27,5% e 14,0% para WA1, WM1 e C1 respectivamente, muito possivelmente devido ao arraste de lodo do reator anaeróbio. Para os Sistemas 2 e 3, maiores valores foram observados também em relação à eficiência dos *wetlands*, os quais variaram de 60,2% a 73,8% no Sistema 2 e, para o Sistema 3, de 61,5 a 75,9%.

#### **4.7.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO<sub>p</sub>)**

De acordo com a Tabela 16 e Figuras 46, na Fase 1 para os três sistemas, houve um incremento do efluente dos reatores anaeróbios. Em relação aos *wetlands*, para o Sistema 1, foram encontradas maiores concentrações de DQOp para C1, seguidos de WM1 e por último WA1. Para o Sistema 2, foram encontrados maiores concentrações de DQOp para C2, seguidos de WA2 e por último WM2. Apenas para o Sistema 3, o desempenho dos *wetlands* foi diferente com maiores valores para WM3, seguidos de C3 e WA3. Observa-se entretanto, que para os Sistemas 1 e 2, o tratamento C não foi suficiente para remover a matéria orgânica recalcitrante, assim como o WM3, no Sistema 3,

observando-se um comportamento semelhante à DQOt. Entretanto não houve como diferenciar estatisticamente qual o melhor sistema de tratamento para os três sistemas.

Tabela 16 Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQOp) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>DQOp (mg/L)</b>				
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média	3367,61A	1254,48aA	2509,31aA	2897,34aA
		S	2050,25	1474,0	1413,0	1028,0
	<b>2</b>	Média	340,63A	322,80aA	286,96aB	413,36aB
		S	409,62	312,0	274,0	507,0
<b>Fase</b>		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	5647,06A	2484,36aA	2394,33Aa	3763,74aA
		S	2421,92	2213	1821,0	1979,0
	<b>2</b>	Média	662,55B	384,42aB	90,27aB	600,31aB
		S	693,38	292	100,0	414,0
<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	5544,95A	2353,40aA	2506,89aA	2357,06aA
		S	6449,31	1907,4	1715,1	1021,4
	<b>2</b>	Média	224,35B	208,36aB	293,14aB	221,89aB
		S	195,23	238,9	4053	272,0

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Em relação às fases, no tocante aos reatores anaeróbios de cada sistema, não se observaram diferenças para o Sistema 1. Para os Sistemas 2 e 3, a Fase 2 foi a que apresentou as menores concentrações de DQOp pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Entre os *wetlands* apenas para o Sistema 1, no WA1, não houve como diferenciar qual a melhor Fase. Os demais *wetlands* do

Sistema 1, assim como todos dos Sistemas 2 e 3 apresentaram diferenças em que a Fase 2 apresenta menores concentrações de DQOp.

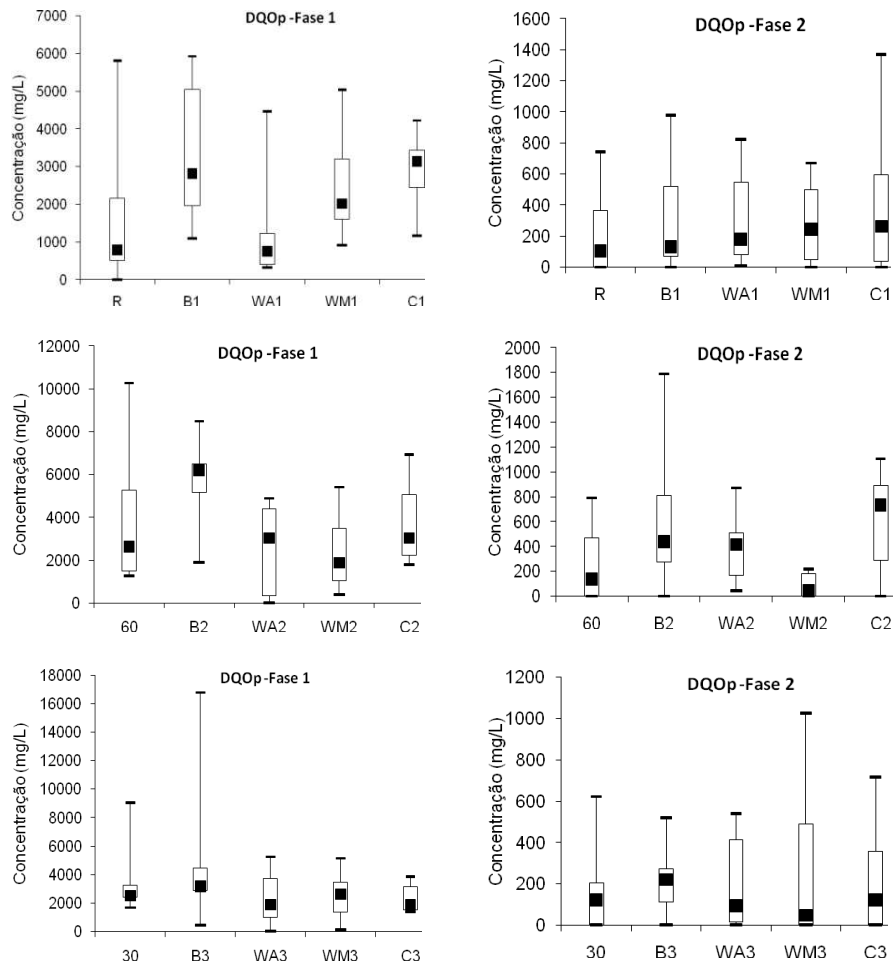


Figura 46 Box-plots das concentrações de DQOp - Fase 1 e Fase 2

Com base nos tratamentos (*wetlands*) na Fase 1, observa-se que houve uma redução para os três sistemas. Nos Sistemas 1 e 3, C1 e WM3 apresentaram maiores concentrações respectivamente. No Sistema 2, observou-se uma redução

da concentração de efluentes, sendo que C2 apresentou os maiores valores numericamente em relação a WA2 e WM2, entretanto, não houve como diferenciar qual tratamento apresentou melhor desempenho em nenhum dos três sistemas ( $P>0,05$ ).

Na Fase 2 para os três sistemas, também houve um incremento da concentração do efluente dos reatores anaeróbios em relação aos afluentes, podendo ser explicado pelo arraste de sólidos que possivelmente foi devido ao aumento da vazão. Em relação aos *wetlands*, para o Sistema 1, foram encontrados maiores concentrações numericamente de DQOp para C1, seguidos de WA1 e WM1. Observou-se comportamento semelhante para o Sistema 2. Apenas para o Sistema 3, o desempenho dos *wetlands* foi diferente com maiores valores para WM3, seguidos de C3 e WA3, resultados semelhantes à Fase 1, muito possivelmente devido à morte de *Salvinia auriculata*. Porém, para os três sistemas, não houve diferenças significativas entre *wetlands* dentro de cada sistema.

As Figuras 47 a 52 apresentam a evolução temporal da DQOp ao longo do tempo para os três sistemas, comparação afluente e efluente do reator anaeróbio e comparação de afluente de reator anaeróbio e *wetlands*. Ressalta-se as variações sofridas entre afluentes e efluentes dos reatores anaeróbios, devido ao arraste de sólidos. Maiores valores de reduções se observam durante a Fase 1 nos *wetlands*.

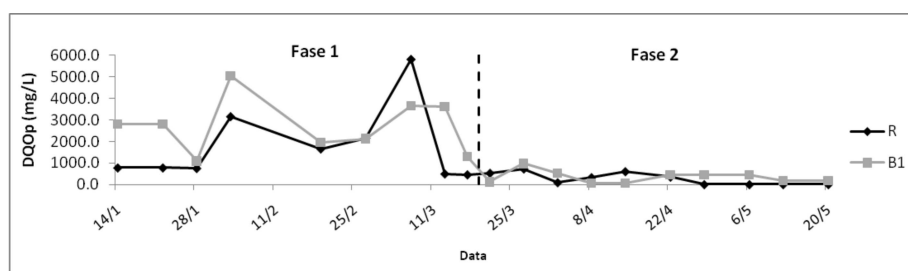


Figura 47 Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

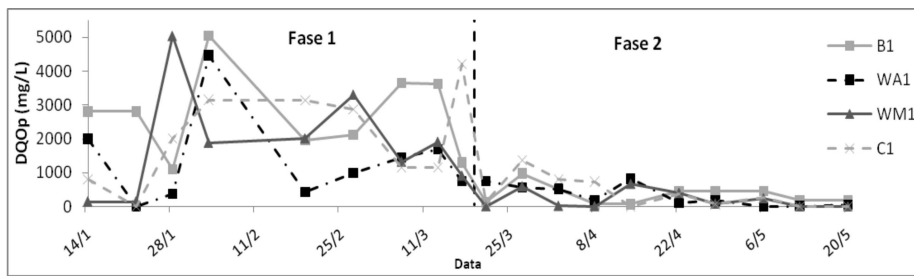


Figura 48 Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

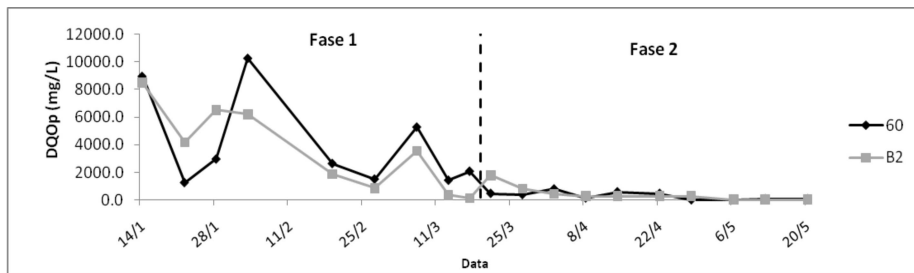


Figura 49 Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: 60/B2

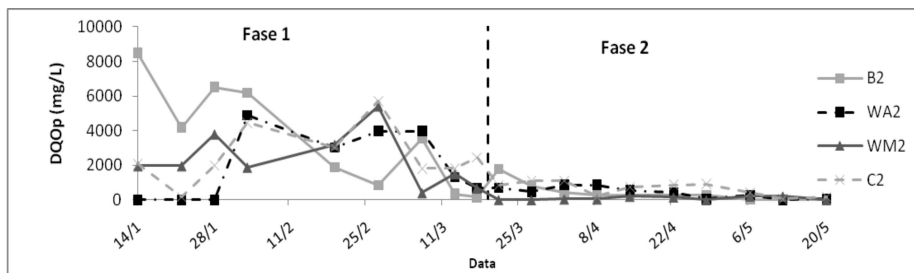


Figura 50 Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: B2/Wetlands



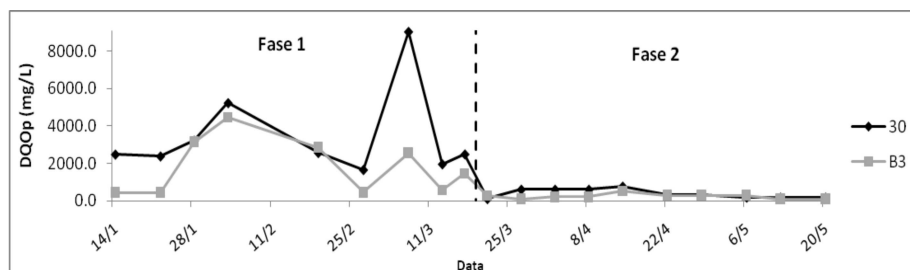


Figura 51 Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: 30/B3

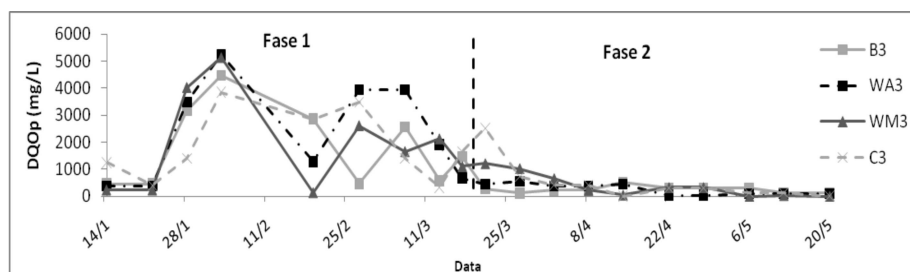


Figura 52 Séries temporais de DQOp - Fase 1 e 2 Sistema 1: B3/Wetlands

A Tabela 17 apresenta os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global. Observa-se, para os reatores anaeróbios dos três sistemas, que não houve eficiência de remoção nas Fases 1 e 2 podendo ser explicado na Fase 1 por maior carga orgânica aplicada (COV) e na Fase 2 como consequências dos arrastes de sólidos, corroborando com os valores de eficiência de DQOt.

Em relação às eficiências dos *wetlands*, maiores valores foram observados na Fase 1. O Sistema 1 apresentou valores de eficiência de 62,7%, 25,5%, e 14 % para os *wetlands* WA1, WM1 e C1 respectivamente. Para o Sistema 2, a eficiência de remoção foi de 56%, 57,6% e 33,4% para WA2, WM2 e C2. No Sistema 3, de 57,6%, 54,8% e 57,5% WA3, WM3 e C3.

Na Fase 2, a eficiência de remoção para os três sistemas foi relativamente baixa, destacando ainda nenhuma eficiência de remoção em C1 e em WM3. Ressalta-se o tratamento com maior porcentagem de eficiência no

Sistema 2, para WM2, que alcançou 86,4% de eficiência, superior à Fase 1, o que possivelmente a marrequinha pode ter contribuído para esse valor de remoção.

Menores percentuais de remoção foram observados em relação à eficiência global quando comparados às eficiências dos *wetlands* em relação aos reatores anaeróbios muito possivelmente devido à carga orgânica volumétrica na Fase 1 e arraste de sólidos na Fase 2, corroborando com as afirmações sobre a DQOt.

Tabela 17 Eficiências médias de remoção de DQOp para as Fases e os Sistemas

			<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i> (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>			<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	DQOp	-97,8*	62,7	25,5	14,0	26,3	0,0	0,0
	2		-45,5*	5,2	15,8	0,0	0,0	0,0	0,0
			<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	DQOp	-39,6*	56,0	57,6	33,4	38,6	40,8	6,9
	2		-156,0*	42,0	86,4	9,4	0,0	65,1	0,0
			<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	DQOp	-60,2*	57,6	54,8	57,5	32,0	27,6	31,9
	2		-36,7*	7,1	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.8 Sólidos Suspensos totais (SS) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

De acordo com a Tabela 18 e Figura 53 para SS e Figura 60 para SSV, na Fase 1 para os três sistemas, houve redução na concentração de SS e SSV do efluente dos reatores anaeróbios, porém, não foi possível identificar diferenças significativas entre as fases para SS e para SSV. A Fase 2 apresentou melhor desempenho com menores concentrações. Em relação aos *wetlands*, na Fase 1,

observou-se uma redução das concentrações de efluente nos três sistemas, porém, também não houve diferenças significativas entre os tratamentos e entre as fases para os Sistemas 1 e 2.

Tabela 18 Estatística descritiva da concentração de sólidos (SS e SSV) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		SS (mg/L)				SSV (mg/L)				
	Fase		B1	WA1	WM1	C1	B1	WA1	WM1	C1
S1	1	Média	485,0	127,0	121,0	250,0	485,0A	127,0	121,0	250,0
		S	102,9	116,2	88,0	137,1	102,9	116,2	88,0	137,1
	2	Média	320,0	173,0	114,0	126,0	278,0B	173,0	114,0	122,0
		S	352,8	211,7	164,7	193,0	269,6	211,7	164,7	183,2
	Fase		B2	WA2	WM2	C2	B2	WA2	WM2	C2
S2	1	Média	521,0	229,0	329,0	277,0	521,0A	229,0	329,0	277,0
		S	103,5	166,2	477,9	240,6	103,5	166,2	477,9	240,6
	2	Média	454,0	181,0	249,0	273,0	330,0B	181,0	243,0	265,0
		S	588,3	229,7	208,8	282,1	334,0	229,7	200,2	268,9
	Fase		B3	WA3	WM3	C3	B3	WA3	WM3	C3
S3	1	Média	536,0	291,0aA	392,5aA	150,0bA	536,0A	291,0aA	392,5aA	150,0bA
		S	148,1	384,1	202,8	136,5	148,1	384,1	202,8	136,5
	2	Média	411,0	87,0aB	109,0aB	175,0aA	347,0B	87,0aB	109,0aB	173,0aA
		S	432,6	161,0	183,9	266,2	267,3	161,0	183,9	262,4

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

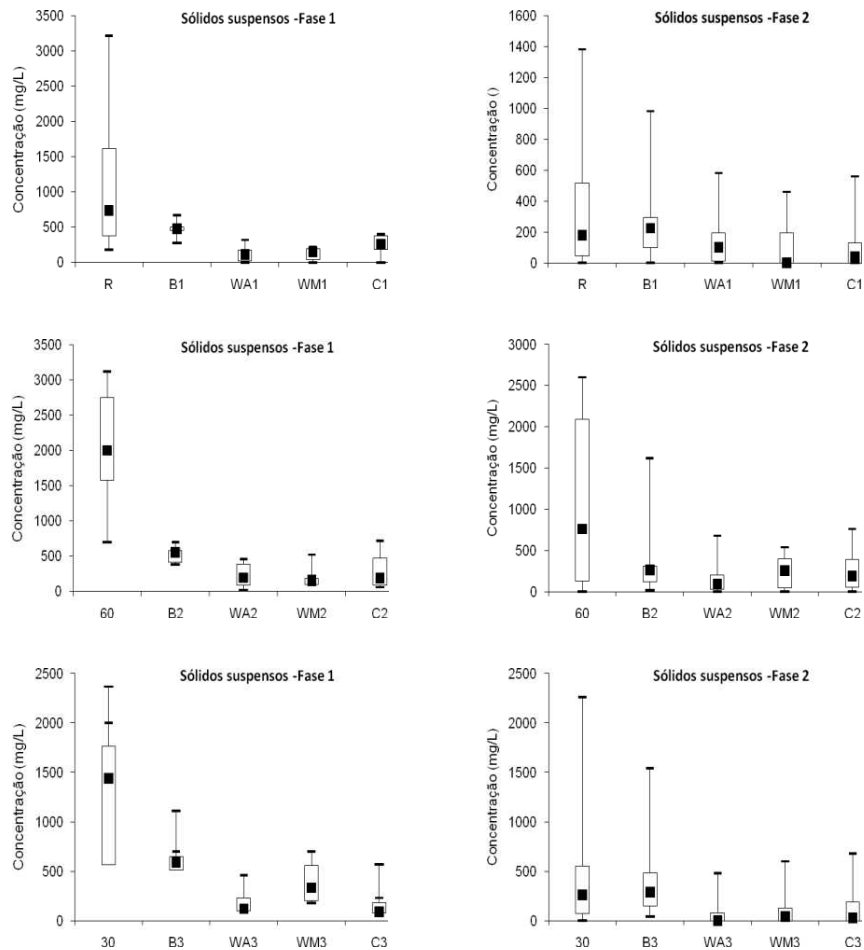


Figura 53 Box-plots das concentrações de Sólidos Suspensos - Fase 1 e Fase 2

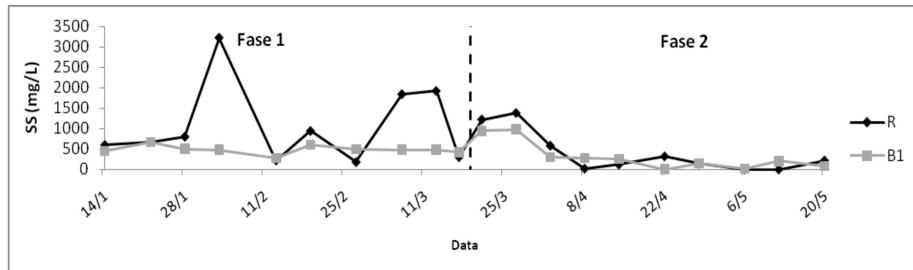


Figura 54 Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

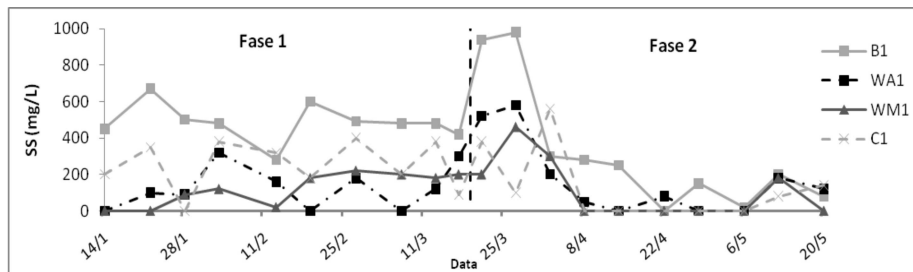


Figura 55 Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

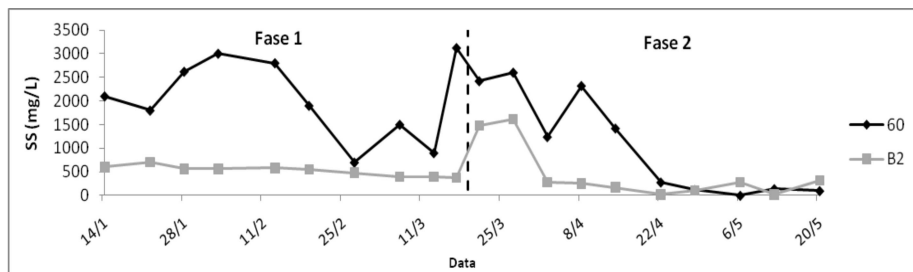


Figura 56 Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

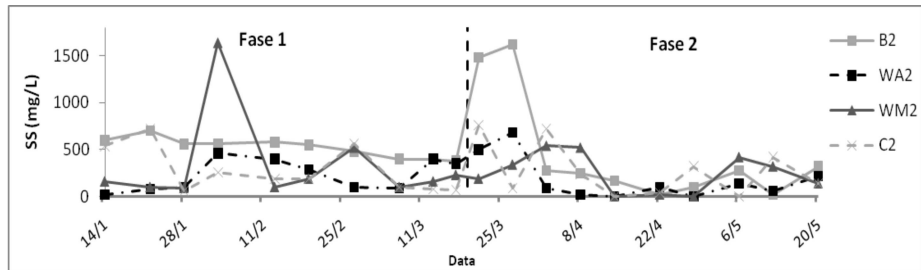


Figura 57 Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

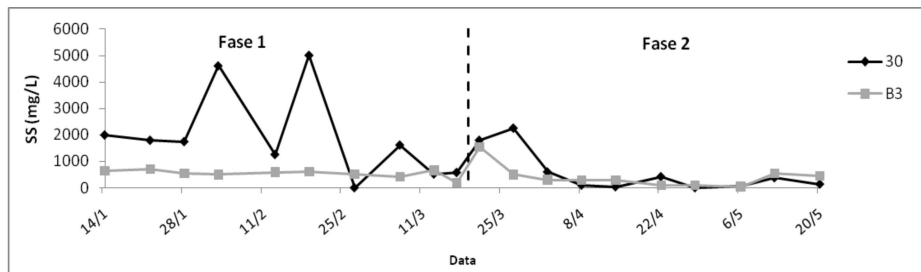


Figura 58 Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

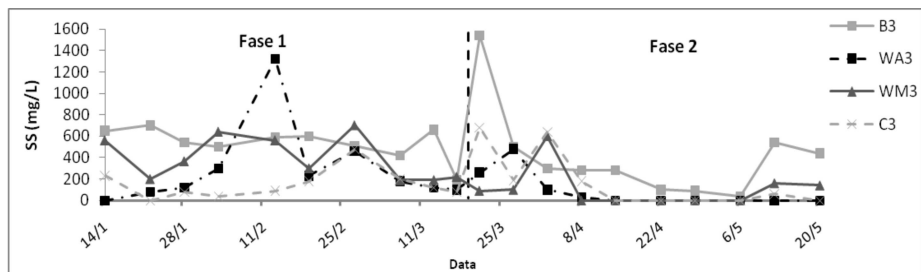


Figura 59 Séries temporais de SS - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

No Sistema 3, menores valores estatisticamente foram observados para C3 na Fase 1, entre as fases, menores valores foram observados para a Fase 2 pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Observou-se que tanto para os reatores anaeróbios, quanto para os *wetlands* os valores de SSV correspondem aos SS, indicando que o SS é constituído de fração orgânica devido à volatilização.

Luna et al. (2008) relatam que os sólidos totais voláteis representam a fração orgânica presente no substrato, sendo assim, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis biodegradáveis maior possibilidade da taxa de bioconversão do resíduo. A redução de sólidos totais voláteis foi associada ao equilíbrio estabelecido entre diferentes grupos de microrganismos responsáveis pelo processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Os valores de SST e SSV no afluente apresentaram grande variabilidade durante o período experimental, com amortecimento destas concentrações no reator anaeróbio e *wetlands* como mostram a Tabela 18 e Figuras 54 a 59 para SS e Figuras 61 a 66 para SSV. É possível observar que, para os três sistemas, os reatores anaeróbios reduziram significativamente a carga de sólidos suspensos e apresentaram valores mais uniformes ao longo do período experimental.



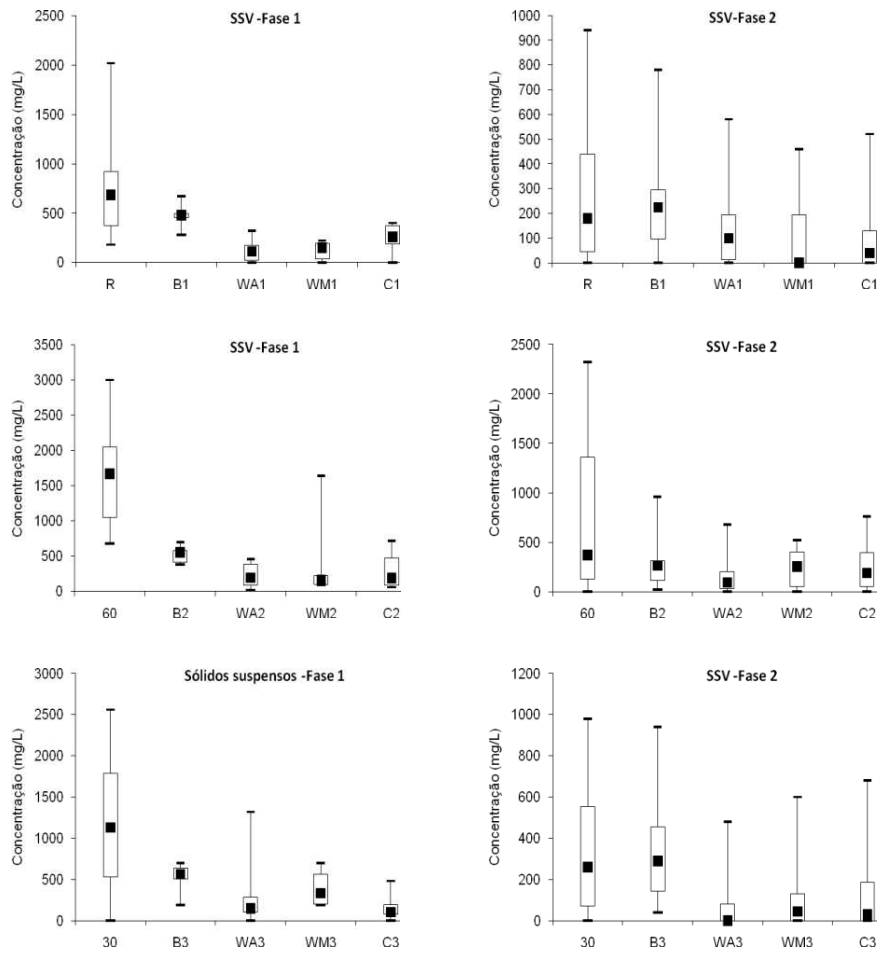


Figura 60 Box-plots das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis - Fase 1

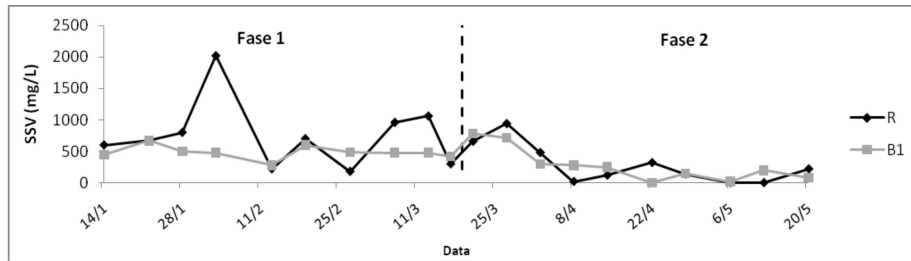


Figura 61 Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

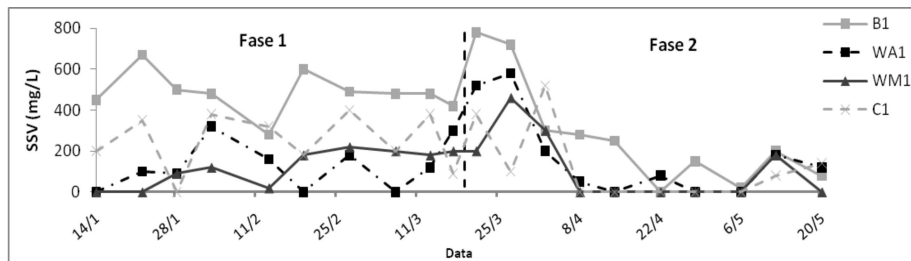


Figura 62 Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

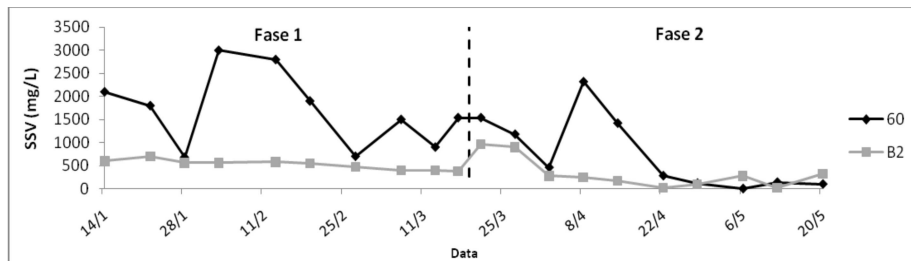


Figura 63 Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

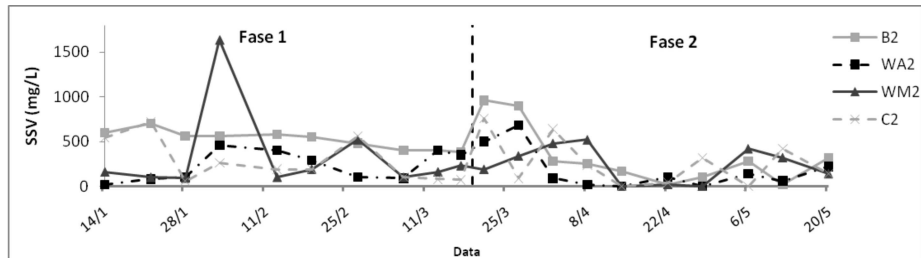


Figura 64 Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

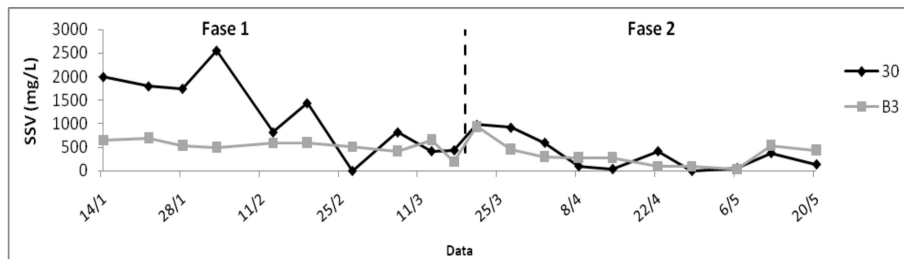


Figura 65 Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema: 30/B3

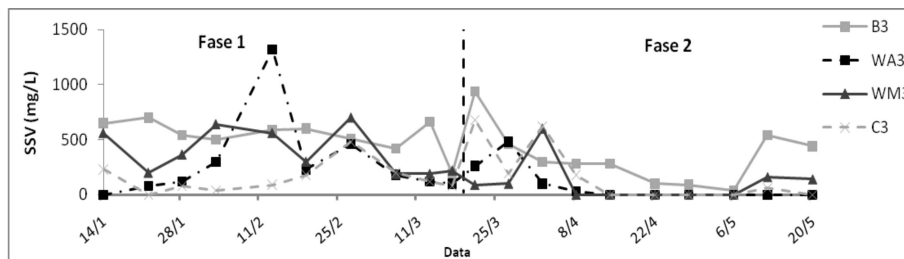


Figura 66 Séries temporais de SSV - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

### a) Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos

Na Tabela 19, é apresentado os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global. Observa-se na Fase 1, para os reatores anaeróbios que a menor eficiência foi obtida para S1 e maior eficiência para S2. Cabe ressaltar que em relação ao Sistema 1, a menor porcentagem possivelmente se deu ao arraste de

sólidos do reator anaeróbio. Costa (2002) observou também maior concentração de sólidos em seu estudo sobre a influência da recirculação de chorume na digestão anaeróbia, podendo estar associada aos resultados das três semanas de monitoramento, quando pôde ter ocorrido uma “lavagem” dos sólidos presentes na massa de resíduos sólidos confinada nos reatores, seguida de deposição no fundo dos mesmos.

Observa-se, em relação às eficiências nos *wetlands*, um incremento em relação aos reatores anaeróbios para o Sistema 1, na Fase 1, com maior eficiência para WA1. Nos Sistemas 2 e 3, maiores porcentagens foram verificadas para o Sistema de tratamento “C”, indicando que apenas o meio suporte foi suficiente para a remoção com maiores porcentagens de matéria orgânica.

Na Fase 2, a eficiência de remoção maior foi obtida para o Sistema 3, variando de 73,4% para C3 a 86,6% para WA3. A remoção se deu, devido a uma série de fatores e mecanismos internos, sendo influenciada pela velocidade de percolação da água, a presença de planta (para WA – aguapé de cordão) e a granulometria do meio (KADLEC; WALLACE, 2009). Hench et al. (2003) pesquisaram sistemas de alagados construídos (SAC) de escoamento horizontal para tratamento secundário e obtiveram valores de eficiência de remoção para SST, de 73,3 a 83,5%. Costa (2013) obteve valores de eficiência média de remoção em sistemas alagados construídos de 86% para unidade plantada com taboa e 90% para unidade não plantada, recebendo efluentes do filtro biológico percolador aberto (FBPA).

Ressalta-se que maiores percentuais de remoção foram observados em relação à eficiência global para a Fase 1 dos Sistemas 2 e 3, indicando que quanto maior a porcentagem de matéria orgânica mais eficiente é o tratamento biológico com associação de reatores anaeróbios e *wetlands*.

Tabela 19 Eficiências médias de remoção de DQOp para as Fases e os Sistemas

			<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência wetlands (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>			<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	SS	9,3	71,0	74,8	45,6	68,5	74,8	45,5
	2		-144,0*	51,2	71,3	49,7	43,9	87,3	75,2
	1	SSV	1,8	71,0	74,8	45,6	67,4	72,1	41,6
	2		-151,1*	45,5	72,9	41,3	36,0	82,3	70,0
			<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	SS	69,1	52,8	45,2	53,8	87,0	80,9	80,9
	2		34,0	-3,5	58,5	54,5	60,7	48,6	8,4
	1	SSV	61,8	52,8	45,2	53,8	84,8	79,2	80,0
	2		28,1	-15,2	59,5	55,8	54,5	39,6	-3,0
			<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	SS	60,3	55,2	39,6	76,9	80,2	76,6	91,5
	2		-87,2*	86,6	83,2	73,1	90,8	72,1	61,3
	1	SSV	45,9	55,2	39,6	76,9	69,6	67,5	87,5
	2		-91,4*	86,6	83,2	73,4	86,1	70,9	56,8

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### b) Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Voláteis

Na Fase 1, de acordo com a Tabela 19 em relação aos reatores anaeróbios, observou-se uma eficiência de remoção para o Sistema 1 de 1,8% e para os reatores anaeróbios dos Sistemas 2 e 3 de 61,8% e de 45,9% respectivamente. Maiores eficiências são observadas para o Sistema 2, com maior porcentagem de matéria orgânica. Possivelmente devido ao incremento na concentração de sólidos voláteis, podendo significar o crescimento da população de microrganismos a partir do consumo de ácidos voláteis (por exemplo, organismos metanogênicos acetotróficos), uma vez que a biomassa corresponde em parte pela concentração de sólidos suspensos voláteis) (LIBÂNIO, 2002).

Em relação às eficiências nos *wetlands*, observou-se maiores valores na Fase 1, para os Sistemas 1 e 2, com melhor desempenho no Sistema 1. Na Fase 2, as maiores eficiências foram observadas para o Sistema 3.

Ressalta-se que maiores percentuais de remoção foram observados em relação à eficiência global para os três sistemas. Para o Sistema 3, observou-se uma eficiência de 87,5%, 73,8% e 61,1% para WA3, WM3 e C3 respectivamente.

#### **4.9 Fósforo**

Pela Tabela 20 e Figura 67, é possível observar, na Fase 1, uma redução de fósforo nos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 2 (valores médios de 1,03 mg/L, para o Sistema 1, de 1,18 mg/L para o Sistema 2) e para o Sistema 3, houve um incremento com valor médio de 1,48 mg/L. Porém para os reatores anaeróbios os valores não diferiram estatisticamente entre si ( $P > 0,05$ ).

Tabela 20 Estatística descritiva da concentração de fosfato e nitrogênio amoniacal ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>Fosfato</b>				<b>Nitrogênio amoniacal</b>				
		<b>(mg/L)</b>				<b>(mg/L)</b>				
	<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média	1,03	0,47aB	0,58aA	0,34aB	145,3A	129,8aA	58,7bA	36,9bA
		S	1,50	0,57	0,98	0,54	66,7	96,1	17,2	23,2
	<b>2</b>	Média	2,52	0,87aA	0,85aA	1,12aA	42,6B	22,3aB	27,3aA	18,6aA
		S	3,69	0,34	0,47	0,42	28,1	14,2	14,0	8,2
	<b>Fase</b>		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	1,18	1,22	0,52	0,56	212,6A	93,4aA	37,5aA	96,7aA
		S	0,71	1,95	0,61	0,98	117,2	47,8	61,5	62,9
	<b>2</b>	Média	2,36	1,68	1,40	1,26	52,9B	24,2aB	27,8aA	17,0aB
		S	2,54	1,26	0,83	1,34	33,0	8,4	10,5	11,0
	<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	1,48	0,68aA	0,59aB	0,28aB	184,0A	49,7bA	142,1aA	45,9bA
		S	0,60	1,09	0,94	0,45	112,5	17,3	85,6	12,0
	<b>2</b>	Média	1,67	1,02aA	1,38aA	1,26aA	32,4B	30,4aA	15,4aB	16,9aA
		S	1,17	0,53	0,50	0,54	15,5	49,1	7,7	7,7

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

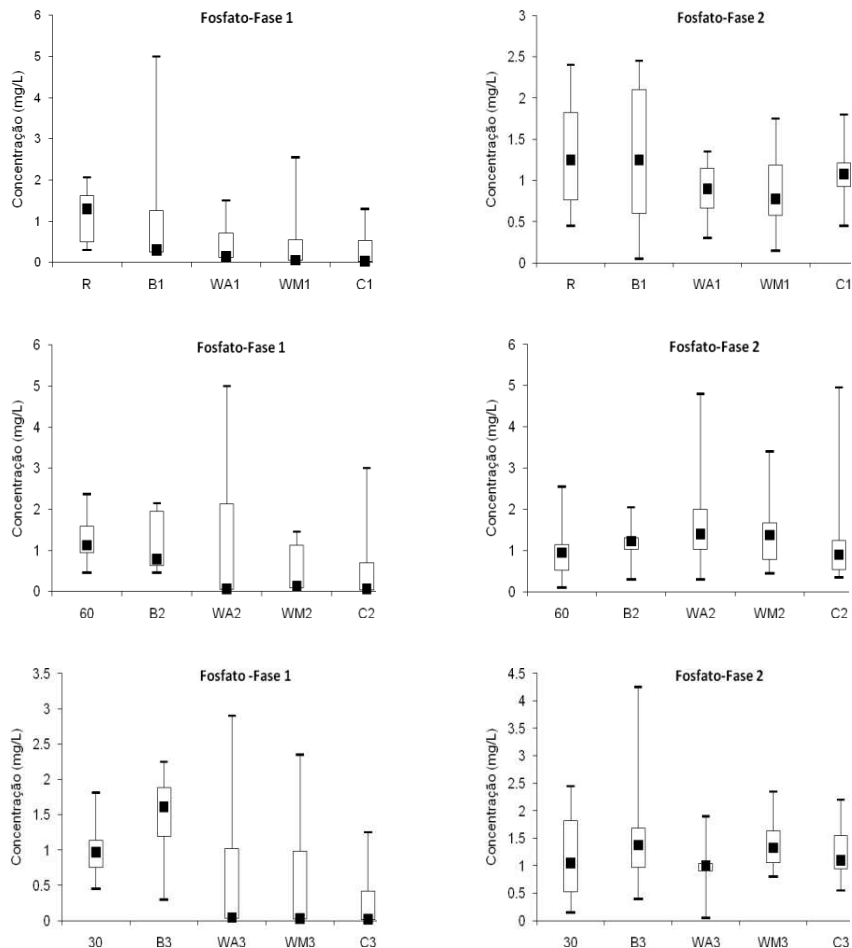


Figura 67 Box-plots das concentrações de fosfato - Fase 1 e Fase 2

Na Fase 1, em relação aos *wetlands*, também houve uma redução para os três sistemas em relação aos afluentes e ao reator anaeróbio, apenas para WA2 observou-se um incremento, quando comparado ao reator anaeróbio. Cabe ressaltar que para os três sistemas não houve como identificar qual o melhor sistema de tratamento ( $P > 0,05$ ). Em relação às fases, para os reatores anaeróbios, não foi possível identificar qual fase foi a que apresentou melhor



desempenho ( $P>0,05$ ). Já para os *wetlands*, a Fase 1 foi a que apresentou melhor desempenho nos sistemas de tratamento WA1 e C1 no Sistema 1, e no Sistema 3 para os tratamentos WM3 e C3.

Na Fase 2, observa-se também um aumento nas concentrações médias de fosfato nos reatores anaeróbios dos três sistemas, indicando que o reator anaeróbio não é eficiente para a remoção de fosfato. Libânio (2002) constatou também um desempenho deficiente de reator UASB na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), independentemente dos parâmetros hidráulicos de operação. Observou-se um aumento significativo no início da Fase 2 (segunda coleta), acarretando na elevação dos valores médios (Figuras 68 a 73). Porém, para os reatores anaeróbios também não diferiram estatisticamente entre si ( $P>0,05$ ), como na Fase 1.

Em relação aos *wetlands*, na Fase 2, houve uma redução acentuada para os três sistemas em relação ao reator anaeróbio. Maiores valores numericamente foram obtidos no Sistema 1 para C1 seguidos de WA1 e WM1; no Sistema 2 para WA2, seguidos de WM2 e C2 e no Sistema 3 para WM3, seguidos de C3 e WA3. Contudo, observa-se que para os três sistemas não houve como identificar qual o melhor sistema de tratamento ( $P>0,05$ ).

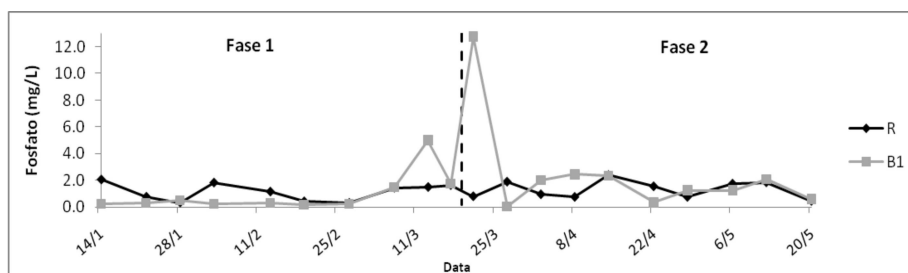


Figura 68 Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

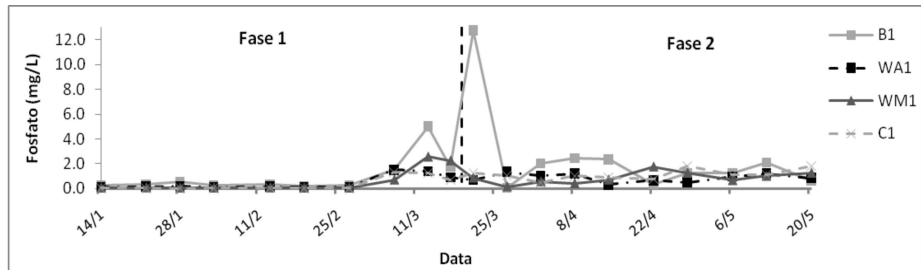


Figura 69 Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

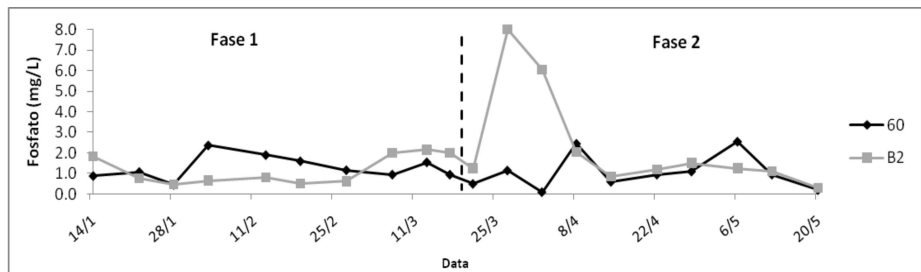


Figura 70 Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

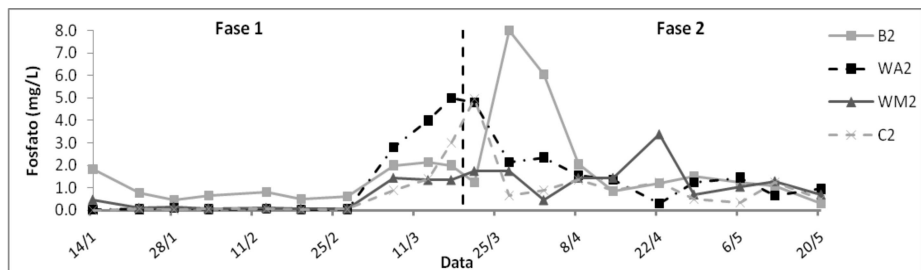


Figura 71 Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

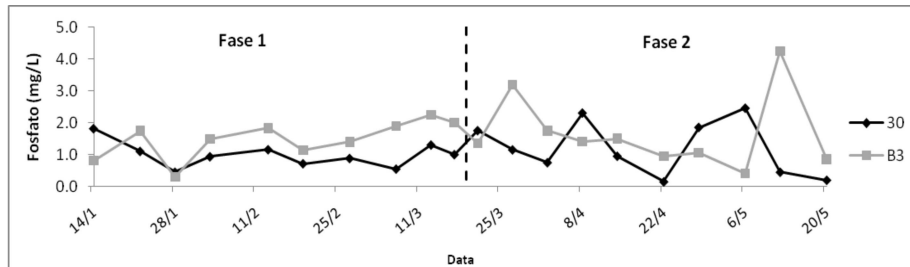


Figura 72 Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

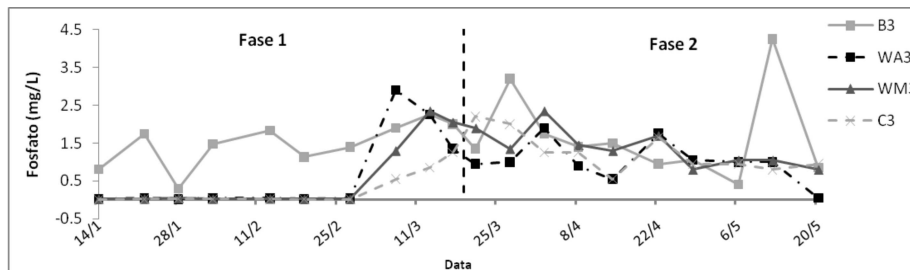


Figura 73 Séries temporais de Fosfato – Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 21, apresentam-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global. É possível perceber maiores valores de eficiência na Fase 1.

Observa-se na Fase 1, que para o reator anaeróbio do Sistema 1 a eficiência de remoção foi de 8,5% e para os Sistemas 2 e 3 não apresentaram eficiências sendo relacionados com o arraste de lodo. Carneiro (2005) menciona que em sistemas de tratamento biológicos, os mecanismos se dão através de processos físico-químicos, a partir da precipitação de fosfato, ou biologicamente, através da incorporação de fósforo à biomassa microbiana, utilizado para a síntese celular. O autor comentou que o fósforo na forma inorgânica tenderá a ficar acumulado na biota/biomassa no interior do reator. Em seus estudos, Silva (2009) comenta que os processos ocorrem simultaneamente, no entanto, as formas do fósforo permanecem acumuladas no conteúdo do reator, haja vista o sistema ser alimentado em regime de batelada e mantido homogeneizado e não

ter havido descarte de efluentes. O mesmo autor ainda constatou que os percentuais de remoções obtidos para fósforo total e ortofosfato solúvel, no decorrer da primeira etapa do trabalho, foram de apenas 13,3% e 14,1%, respectivamente, valores próximos aos encontrados no presente estudo.

Observa-se, em relação às eficiências nos *wetlands*, maiores valores para C1 e C3 dos Sistemas 1 e 3, o que possivelmente pode estar associado à precipitação pela presença de alumínio e ferro (KADLEC, 2000); em relação ao Sistema 2, percebeu-se maiores porcentagens de eficiência para WM2, indicando maior absorção de fosfato pela Marrequinha, relacionada com a maior porcentagem de matéria orgânica. Menores porcentagens de eficiência são observados para o Sistema 3.

Na Fase 2, em relação ao reator anaeróbio dos três sistemas, não houve eficiência de remoção, indicando o arraste de lodo. Segundo Chernicharo (2007), os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, e os remanescentes de fósforo e nitrogênio presentes nos efluentes, geralmente têm maiores restrições quanto ao lançamento em corpos d'água. Resultados ainda inferiores aos de Rodrigues (2008) que encontrou eficiências de remoção de fósforo, estudando tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB de 28 a 30% com TDH de 72h e 25% com TDH de 36h, mostrando que o P-Total também não é bem removido no UASB.

Observa-se em relação às eficiências nos *wetlands* que apenas o Sistema 2 apresentou percentuais de eficiência para WM2 e C2 (23,3% e 31,0%). Menores porcentagens de eficiência são observados para o Sistema 3, principalmente nos sistemas de tratamento WA e WM, possivelmente devido à saturação das plantas pelas altas concentrações ao longo do período, o que ocorreu após a sétima coleta (Figura 78, 80,82). Porcentagens de eficiência inferiores as de Costa (2013) em estudo de um sistema de alagados construídos

atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e filtro biológico percolador, no qual se constatou que as unidades plantadas (UP) e unidades não plantadas (UNP) tiveram comportamentos semelhantes para as duas fases, com médias de eficiências de concentração de efluente de 42 e 39% para UP e UNP na Fase 1, e 68% para ambas as unidades na Fase 2. Diferentemente dos valores encontrados, Preussler (2008), que analisou a eficiência da área alagável natural do pós-tratamento do chorume do Aterro Sanitário de Guaratuba/PR, estudando *Typha domingensis* Pers., *Hedychium coronarium* J. König e *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. constatou eficiência do tratamento de 100% para fosfato.

Com base na eficiência global, observa-se na Fase 1 que para os Sistemas 1 e 3, o tratamento C (controle) apresentou maiores valores de eficiência, quando comparados com as eficiências dos *wetlands*. Observa-se que maiores porcentagens de eficiência foram obtidas para o Sistema 1. Ressalta-se que, na Fase 2, menores percentuais de remoção foram observados em relação à eficiência global, com destaque para o Sistema 2, muito possivelmente pela alta concentração apresentada pelo reator anaeróbio, o que fez com os *wetlands* não alcançassem melhores eficiências.

#### **4.10 Nitrogênio Amoniacal**

Pela Tabela 20 e Figura 74, observa-se um incremento de N-amoniaco nos reatores anaeróbios dos Sistemas 2 e 3 (valores médios de 212,6 mg/L, para o Sistema 2, de 184,0 mg/L para o Sistema 3) e para o Sistema 1, houve uma redução com valor médio de 145,3 mg/L.

O acréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal, conforme mostra as Figuras 75 a 80, está associado ao aumento da concentração de N-amoniaco nos reatores anaeróbios dos Sistemas 2 e 3 e que se deve à transformação do

nitrogênio orgânico em N-amoniaco pelo processo de amonificação. Felizola (2006), em estudo similar, comenta que quando o nitrogênio presente no conteúdo do reator começa a ser degradado pelos microrganismos mediadores do processo, através das reações de hidrólise que ocorrem na primeira fase da digestão anaeróbia, ocorre a conversão para nitrogênio amoniacal.

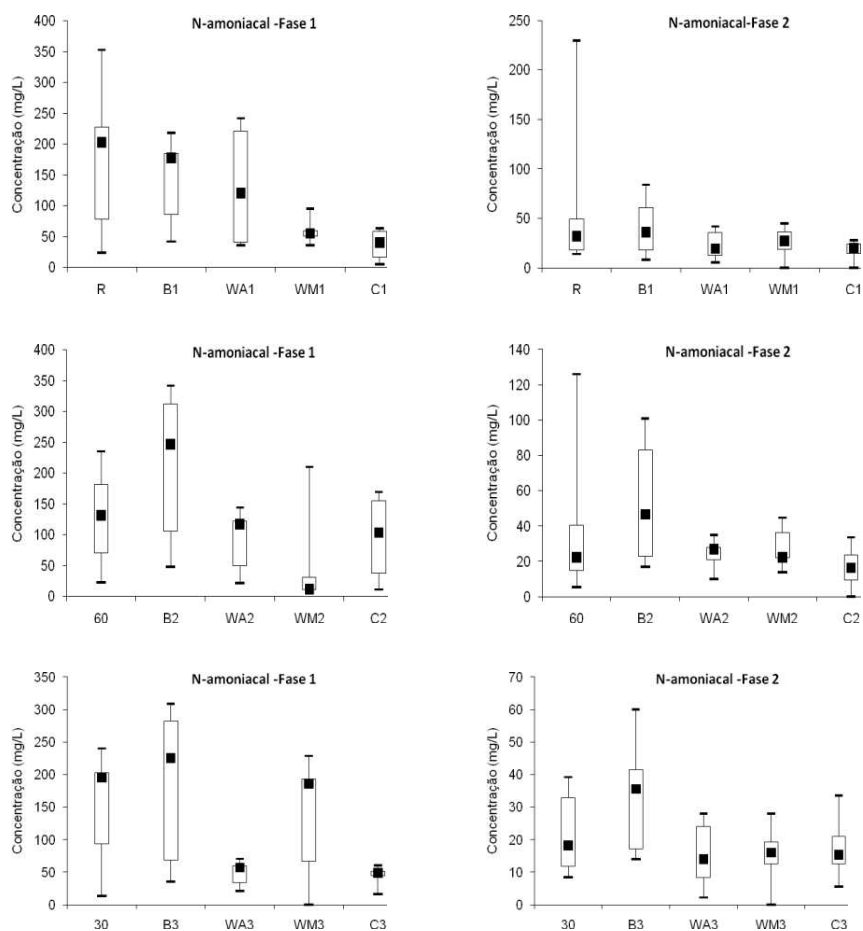


Figura 74 Box-plots das concentrações de N-amoniaco - Fase 1

Na Fase 1, em relação aos *wetlands*, também houve uma redução para os três Sistemas. Menores valores estatisticamente foram observados em WM1 e C1 no Sistema 1; no Sistema 3 para WM3 e para o sistema 2 não houve como diferenciar qual o melhor tratamento ao teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Em relação às fases, para os reatores anaeróbios menores valores estatisticamente foram observados para a Fase 2 e para os *wetlands* no Sistema 1 em WA1; no Sistema 2 em WA2 e C2 e no Sistema 3 em WM3 ao teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Fase 2, observou-se também um incremento nas concentrações médias de N-amoniaco nos reatores anaeróbios dos Sistemas 2 e 3 (valores médios de 52,9mg/L, para o Sistema 02, de 32,4 mg/L para o Sistema 3) e para o Sistema 1 houve uma redução com valor médio de 42,6 mg/L.

Em relação aos *wetlands*, na Fase 2, houve uma redução acentuada para os três sistemas em relação ao reator anaeróbio. No Sistema 1, os valores médios para WA1 foram de 22,3 mg/L; para WM1 e C1 os valores médios foram de 27,3 mg/L e 18,6 mg/L respectivamente. Para o Sistema 2, os valores médios foram 24,2 mg/L para WA2; de 27,8 mg/L para WM2 e de 17,0 mg/L para C2. No Sistema 3, valor para WA3 de 30,4 mg/L; para WM3 valor de 15,4 mg/L e para C3 valor de 16,9 mg/L. Maiores valores foram obtidos no Sistema 1 para WM1, seguidos de WA1 e C1; no Sistema 2 para WM2, seguidos de WA2 e C2 e no Sistema 3 para WA3, seguidos de C3 e WM3. Contudo, observa-se que para os três sistemas não houve como identificar qual melhor sistema de tratamento ( $P > 0,05$ ).

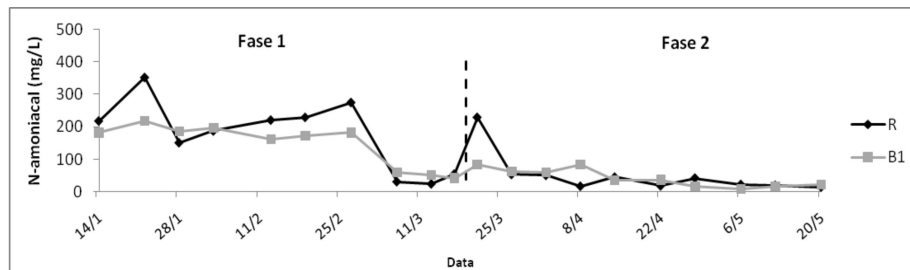


Figura 75 Séries temporais de N-amoniacal – Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

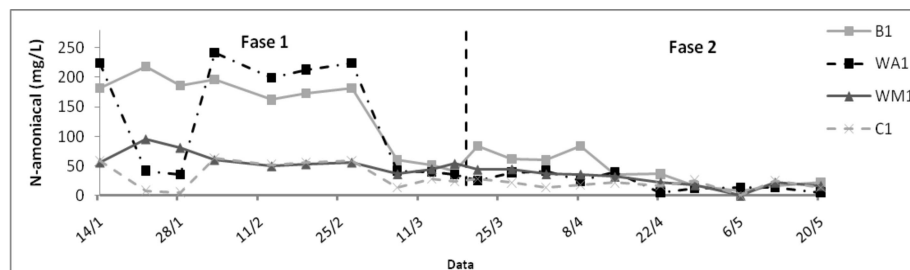


Figura 76 Séries temporais de N-amoniacal – Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

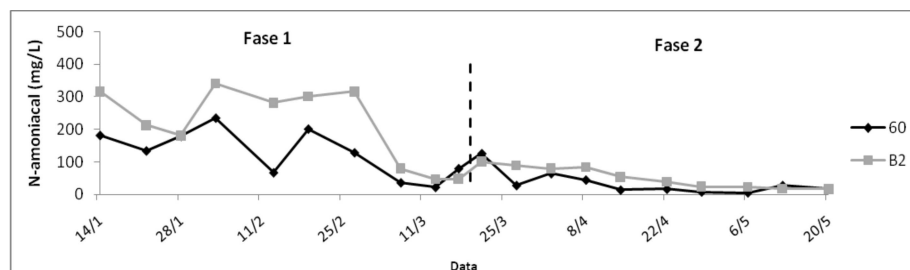


Figura 77 Séries temporais de N-amoniacal – Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2



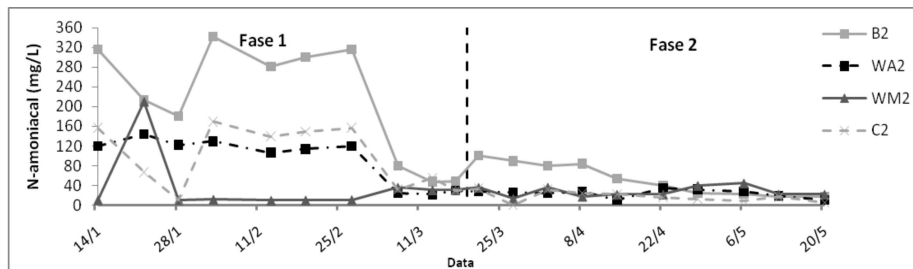


Figura 78 Séries temporais de N-amoniaco – Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

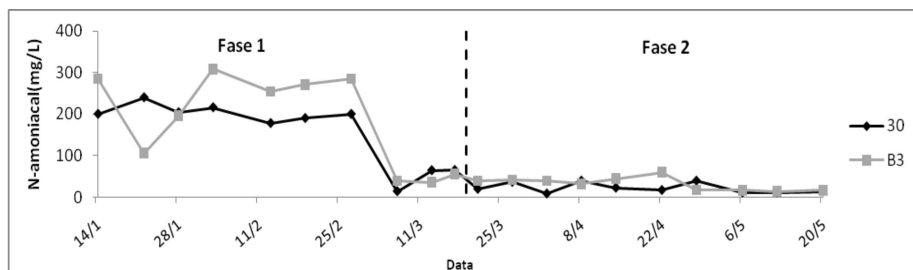


Figura 79 Séries temporais de N-amoniaco – Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

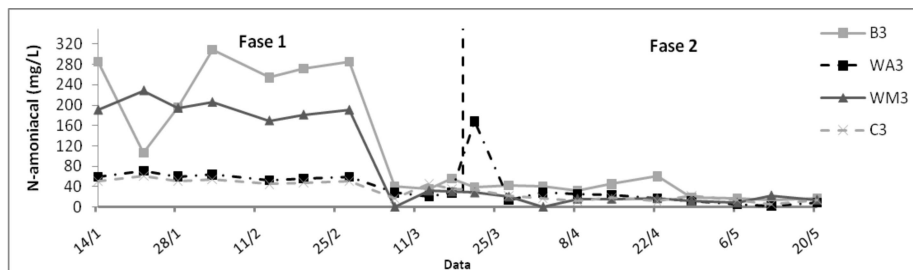


Figura 80 Séries temporais de N-amoniaco- Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Com relação ao padrão de lançamento estabelecido pela DN COPAM CERH 01/2008, as concentrações médias de nitrogênio amoniaco no efluente foram superiores ao limite para o lançamento de efluentes em corpos d'água ( $<20 \text{ mg L}^{-1}$ ) tanto na Fase 1 como na Fase 2.

Na Tabela 21, apresentam-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global.

Tabela 21 Eficiências médias de remoção de fosfato e amônia nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>		<b>Eficiência wetlands (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	
S1	1	Fosf.	8,5	50,5	64,9	80,0	59,2	58,9	76,6
	2		-173,9*	-232	-28,8	-201	14,7	9,7	-24
	1	N-	-7,7*	11,4	48,3	69,7	9,9	39,0	65,7
	2	Amo	-37,5*	33,0	30,0	40,4	36,1	13,7	37,9
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	
S2	1	Fosf.	-9,2*	36,3	71,4	69,3	-12,1	50,2	47,4
	2		-679,8*	-28,4	23,3	31,0	-353	-120	-172,
	1	N-	-88,4*	53,5	88,2	69,4	19,0	52,1	1,1
	2	Amo	-118,1*	34,0	91,2	94,6	-51,0	-95,5	23,2
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	
S3	1	Fosf.	-62,1*	16,1	26,8	65,5	13,6	35,2	69,3
	2		-188,3*	-25,9	-70,6	-56	-100	-159	-142
	1	N-	-28,2*	82,6	50,2	83,9	51,9	23,8	57,7
	2	Amo	-87,2*	89,4	94,6	94,1	-66	18,4	5,9

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração de efluente devido à perda de sólidos do lodo.

Observa-se na Fase 1, que os reatores anaeróbios dos três sistemas não apresentaram eficiência de remoção, corroborando com as afirmações sobre as transformações do nitrogênio orgânico em N-amoniaco pelo processo de amonificação. Resultados opostos aos encontrados por Adag e Sonza (2005) em estudos conduzidos em escala de bancada tratando lixiviado de aterros sanitários por meio de um sistema em série composto de reatores UASB de dois estágios, seguidos por uma unidade de pós-tratamento composta de um reator de mistura completa aeróbio cuja concentração mínima de oxigênio dissolvido era de 2mg/L, nos quais os mesmos alcançaram eficiência de remoção de N-amoniaco de 99,6%.

Com base na Fase 1, observam-se ainda, em relação aos *wetlands* maiores eficiências para C1 e C3 dos Sistemas 1 e 3; em relação ao Sistema 2, percebeu-se maior porcentagem de eficiência para WM2, comportamento semelhante observado para o fosfato.

Na Fase 2, em relação ao reator anaeróbio assim como na Fase 1, não apresentaram eficiências, ao contrário, observou-se um acréscimo do N-amoniaco nos reatores anaeróbios, provocados pela transformação do Nitrogênio orgânico em N-amoniaco como relatado anteriormente, resultados inferiores aos de Santana (2008), que observou eficiências médias de remoção de N-amoniaco no reator em batelada sequencial aeróbio em tratamento de águas residuárias da suinocultura variaram de 82 a 96 %.

Observa-se, em relação às eficiências nos *wetlands*, maiores porcentagens para o Sistema 3 (de 89,4 para WA3; 94,6% para WM3 e 94,1% para C3) Ressalta-se que tanto na Fase 1 (69,4% no Sistema 2 a 83,9% no Sistema 3) como na Fase 2 (40,4% no Sistema 1 a 94,6% no Sistema 3) as maiores porcentagens de eficiência foram observadas para C (controle), resultados contrários foram obtidos por Kaseva (2004), que trabalhando na Tanzânia relatou que filtros não plantados, denominados como controle – preenchidos com o mesmo material filtrante dos filtros plantados, apresentaram uma remoção de N-amoniaco de 11,2%, enquanto que um filtro plantado com *Typha* spp., operando sob as mesmas condições da unidade controle, apresentou remoção média de 23%. Sezerino (2006), ao estudar filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal empregado como polimento de lagoa facultativa, concluiu que no filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal, houve um baixo desempenho de remoção de nitrogênio amoniaco, apresentando valor médio de 17%.

Com base na eficiência global, observa-se que a Fase 1 apresenta melhor desempenho quando comparada à Fase 2, porém estas são menores em relação

às eficiências dos *wetlands*, muito possivelmente pela interferência dos reatores anaeróbios que não apresentaram eficiência de remoção em nenhum dos três sistemas e em nenhuma das duas Fases.

#### **4.11 Nitrito e nitrato**

Dentre as formas de nitrogênio apresentadas (nitrito e nitrato), o nitrito foi detectado em maior quantidade no tocante aos reatores anaeróbios na Fase 1 e na Fase 2, muito possivelmente devido a fatores que podem ter interferido, como algum tipo de material presente nos RSU's liberando maiores concentrações de nitrito, ou concentração de nitrito presente na água que foi aplicada nos recipientes contendo RSU's ou até mesmo a viabilidade devido ao acaso (Tabela 22).

Para os *wetlands* da Fase 1, foram observados valores de nitrito menores do que os valores de nitrato no Sistema 1 para C1; no Sistema 2 para WA2, WM2 e C2 e no Sistema 3 para C3 (Tabela 22). Nesta fase, as concentrações de nitrito são inferiores aos do nitrato possivelmente devido à conversão rápida de nitrito para nitrato (KURSCHEIDT, 2011). Segundo Bidone (2007), além desta conversão, o nitrito é menos importante que as concentrações de nitrato, já que este último é fonte de nutrientes por assimilação das macrófitas. Normalmente este nitrato é transformado em nitrogênio gasoso pelo processo de desnitrificação em sistema de *wetlands*.

Observa-se também maiores eficiências de remoção pelos *wetlands*, o que indica predominância de condições aeróbias no meio, com organismos autotróficos nitrificantes presentes crescendo harmonicamente.

#### 4.11.1 Nitrito

Pela Tabela 22 e Figura 81, observa-se um incremento de nitrito nos reatores anaeróbios dos três sistemas, possivelmente devido à conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito que já ocorreu nos recipientes de RSU, conforme explicado anteriormente (valores médios de 7,01 mg/L, para o Sistema 1, para os Sistemas 2 e 3 de 6,27 mg/L e 11,69 mg/L respectivamente).

Na Fase 1, em relação aos *wetlands*, também houve uma redução para os três sistemas. Maiores valores foram obtidos no Sistema 1 para WM1, seguidos de WA1 e C1; no Sistema 2, maiores valores obtidos para C2, seguidos de WA2 e WM2 e no Sistema 3 para WM3, seguidos de WA3 e C3. Para os Sistemas 1 e 3, não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos ( $P > 0,05$ ). No Sistema 2, houve diferença estatística porém sem conseguir identificar diferenças ao teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade.

Em relação às fases, os *wetlands* dos Sistemas 1 e 2 não apresentaram diferenças estatísticas ( $P > 0,05$ ). Para os reatores anaeróbios, apenas no Sistema 3, a Fase 2 foi considerada a fase que apresentou menores valores estatisticamente. Para os *wetlands* dos Sistema 2, a Fase 1 foi a que apresentou melhor desempenho com menores valores obtidos para WA2, WM2 e C2 ao teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Tabela 22 Estatística descritiva da concentração de nitrito e nitrato ao longo dos Sistemas – Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>Nitrito</b>					<b>Nitrato</b>			
		<b>(mg/L)</b>					<b>(mg/L)</b>			
	<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média	7,01A	3,18	3,95	2,46	4,18A	1,54cA	3,82bA	5,39aA
		S	6,06	1,78	2,10	1,67	0,90	0,45	2,87	2,44
	<b>2</b>	Média	8,55A	2,87	2,61	3,56	2,80A	1,52bA	1,78bB	3,02aB
		S	9,36	1,57	2,57	1,69	2,00	0,75	0,71	1,67
	<b>Fase</b>		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	6,27A	2,27aB	2,17aA	2,70aB	6,31A	5,17aA	4,56aA	4,05aA
		S	2,90	1,72	1,41	1,98	6,64	2,17	1,94	2,78
	<b>2</b>	Média	3,85A	4,75aA	2,35bA	6,33aA	2,65B	1,64aB	1,90aB	3,21aA
		S	2,53	4,22	1,25	4,83	2,37	0,74	1,66	1,97
	<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	11,69A	2,92	6,54	2,19	5,22A	4,31aA	1,34bA	5,01aA
		S	8,18	2,94	12,42	1,84	6,18	2,41	0,86	5,62
	<b>2</b>	Média	1,90B	4,50	1,60	5,10	1,51B	1,56aB	0,88aA	1,53aB
		S	0,86	4,70	1,12	2,49	0,74	0,83	0,37	0,77

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

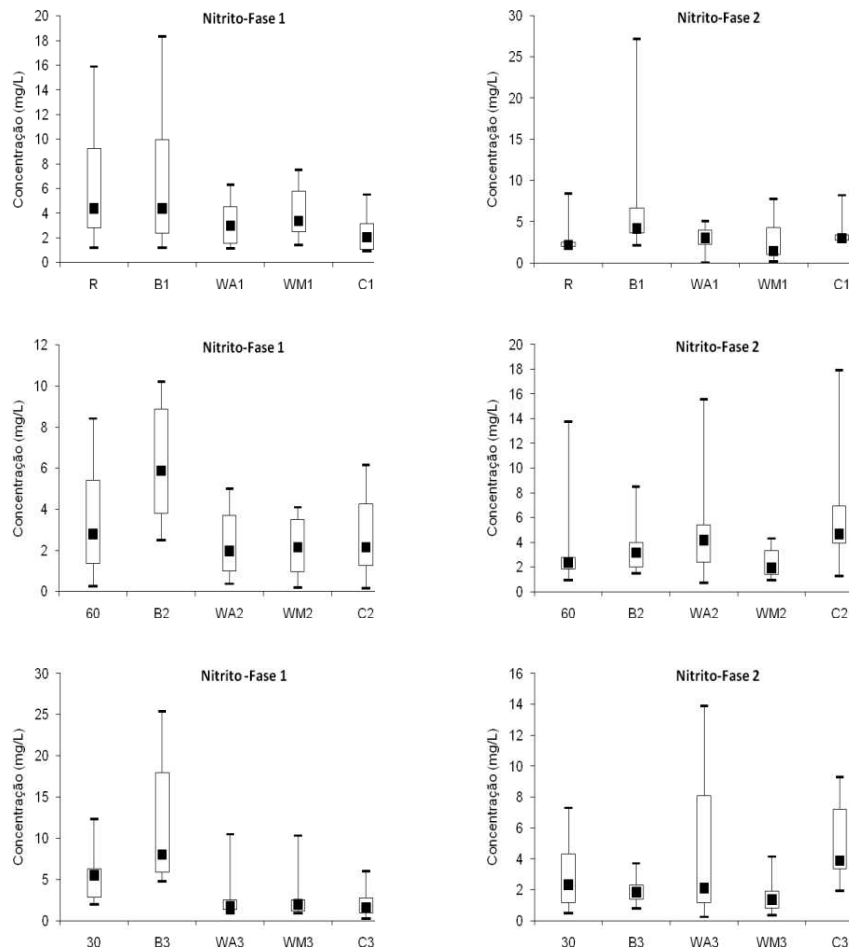


Figura 81 Box-plots das concentrações de Nitrito - Fase 1 e Fase 2

Na Fase 2, observa-se também um aumento nas concentrações médias de nitrito nos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 2 (valores médios de 8,55 mg/L para o Sistema 1, de 3,85 mg/L para o Sistema 2) e para o Sistema 3 houve uma redução com valor médio de 1,90 mg/L.

Em relação aos *wetlands*, na Fase 2, houve uma redução para o Sistema 1; nos Sistemas 2 e 3 observou-se um acréscimo de WA2 e C2, de WA3 e C3

respectivamente em relação ao reator anaeróbio. Maiores valores foram observados nos três sistemas para o tratamento C, seguidos do tratamento WA e por último por WM. Contudo, observa-se que para os três sistemas não houve como identificar qual o melhor sistema de tratamento ( $P>0,05$ ). Comportamentos semelhantes foram observados para N-amoniacal.

As Figuras 82 a 87 apresentam a evolução temporal de nitrito para as Fases 1 e 2.

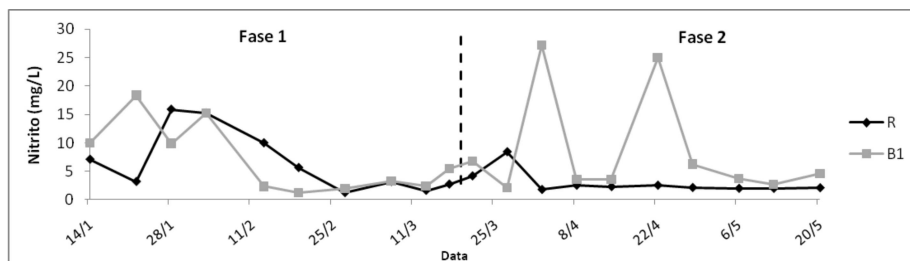


Figura 82 Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

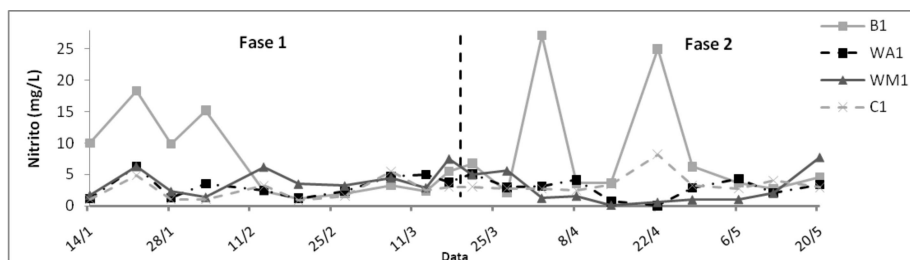


Figura 83 Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands



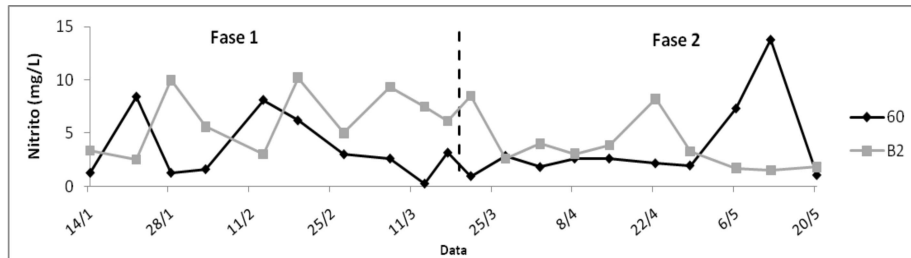


Figura 84 Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

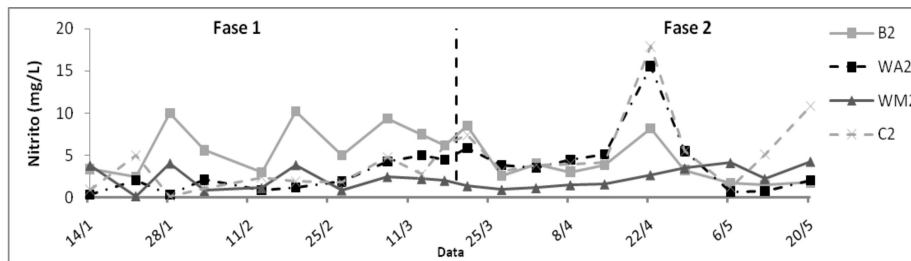


Figura 85 Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

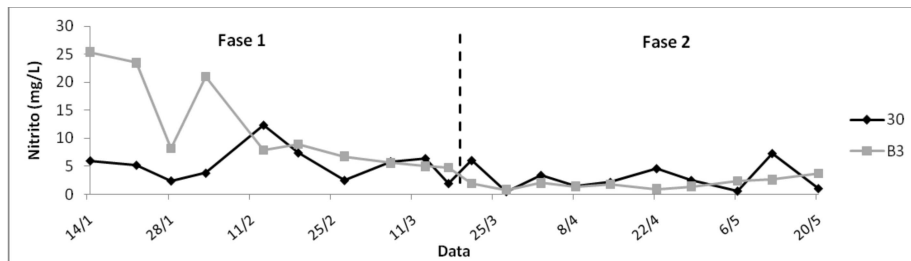


Figura 86 Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

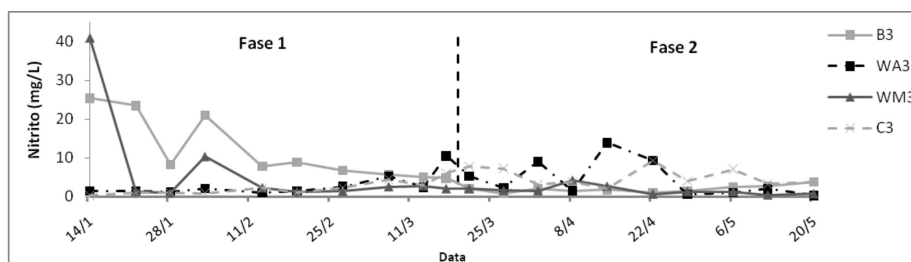


Figura 87 Séries temporais de nitrito - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global são apresentados na Tabela 23. Observa-se que, tanto na Fase 1 como na Fase 2, os reatores anaeróbios dos três sistemas não apresentaram eficiência de remoção devido ao arraste de sólidos. Chernicharo (2007) afirma não haver praticamente nenhuma remoção de nutrientes em reatores anaeróbios, uma vez que a conversão de nitrito a nitrato ocorre em condições aeróbias, comportamento semelhante foi observado em relação ao N-amoniaco e também ao nitrato. Von Sperling (2002) aponta que a eficiência para remoção de nutrientes em reatores anaeróbios é insuficiente.

E relação aos *wetlands*, maiores valores de nitrito foram observados para o Sistema 3 na Fase 1 (88,5% para WA3, 74,2% para WM3 e 91,4% para C3) e na Fase 2 (82,2% para WA3, 93,7% para WM3 e 79,9% para C3). Observou-se nenhuma eficiência de remoção para WM1 na Fase 2, esse fato pode estar relacionado ao tipo de amostragem utilizada no presente estudo (amostras simples) a qual apresenta grande variabilidade.

Com base na eficiência global, observa-se no geral que a Fase 1 apresenta melhor desempenho quando comparada à Fase 2, porém esta é menor em relação às eficiências dos *wetlands*, possivelmente influenciada pelos reatores anaeróbios, com destaque para o Sistema 2, que não apresentou eficiência em nenhuma das Fases para os três tratamentos.

#### **4.11.2 Nitrato**

Pela Tabela 22 e Figuras 88, para os Sistemas 2 e 3, percebeu-se um aumento das concentrações ao passar pelos reatores anaeróbios (valores médios de 6,31 mg/L, para o Sistema 2, e 5,22 mg/L para o Sistema 3) principalmente por elevadas concentrações ocorridas no início (terceira coleta) da Fase 1 (Figuras 96 a 101), muito possivelmente devido à conversão a nitrato nos

recipientes contendo os RSU's. Apenas o Sistema 1 apresentou uma redução no reator anaeróbio (4,18 mg/L). Na Fase 1, menores valores foram obtidos no Sistema 1 para WA1, seguidos de WM1 e C1 de acordo com o teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. No Sistema 2, menores valores foram obtidos para C2, seguidos de WM2 e WA2, sem, contudo não haver como diferenciar qual tratamento apresentou melhor desempenho. No Sistema 3, de acordo com o teste de Scott-Knott, menores valores foram obtidos para C3.

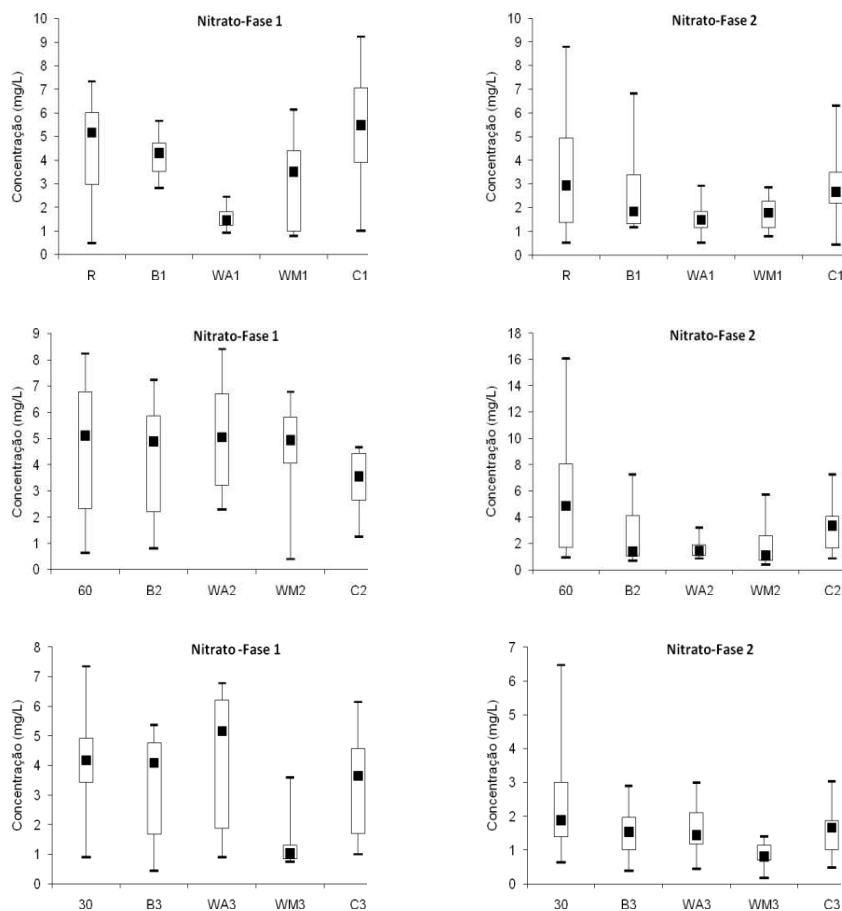


Figura 88 Box-plots das concentrações de Nitrate - Fase 1 e Fase 2

Em relação às Fases, para os reatores anaeróbios, os Sistemas 2 e 3 apresentaram os menores valores na Fase 2; no Sistema 1 não houve diferença estatística entre as fases ( $P>0,05$ ). Para os *wetlands*, a Fase 2 foi considerada estatisticamente como a fase de menores valores no Sistema 1, para WA1 e C1; no Sistema 2 para WA2 e WM2 e no Sistema 3 para WA3 e C3 ( $P<0,05$ ).

Na Fase 2, observou-se uma redução das concentrações de Nitrato nos reatores anaeróbios dos três sistemas (2,80 mg/L, 2,65 mg/L e 1,51 mg/L para os Sistemas 1, 2 e 3 respectivamente) podendo estar associado à incorporação de nitrato ao lodo. Em relação aos *wetlands*, na Fase 2, menores valores de nitrato foram obtidos no Sistema 1 para WA1 e WM1 e maior valor para C1 de acordo com o teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Nos Sistemas 2 e 3, não houve como diferenciar qual tratamento apresentou melhor desempenho ( $P>0,05$ ).

Nas Figuras 89 a 94, apresentam-se a evolução temporal de nitrato para as Fases 1 e 2.

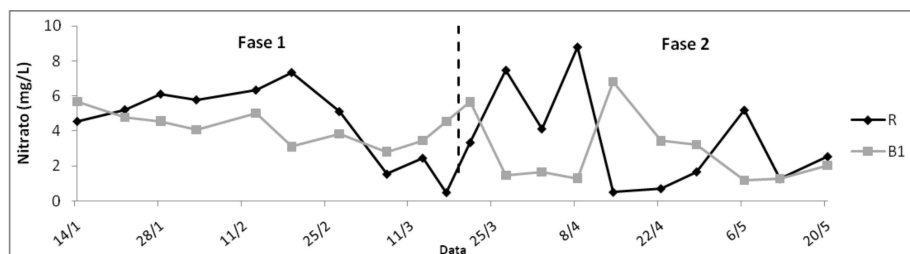


Figura 89 Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 3: R/B1

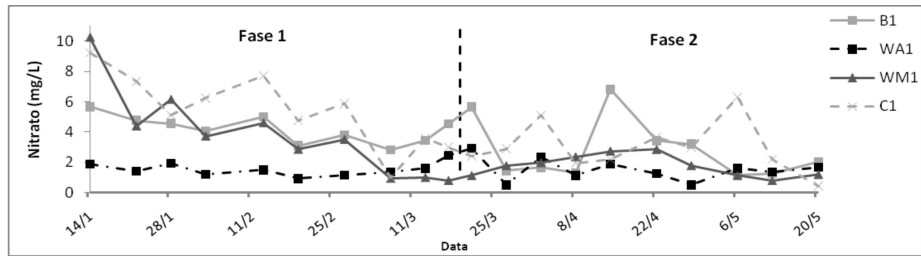


Figura 90 Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

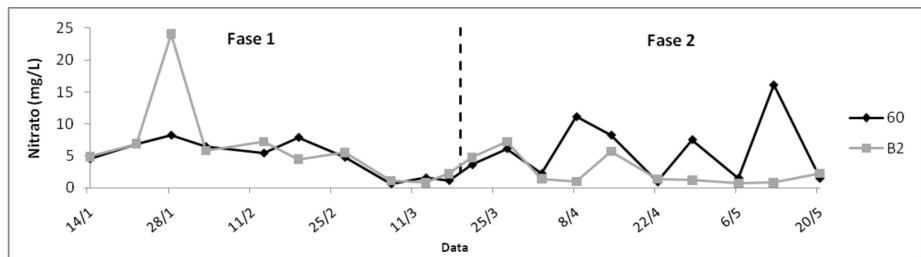


Figura 91 Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

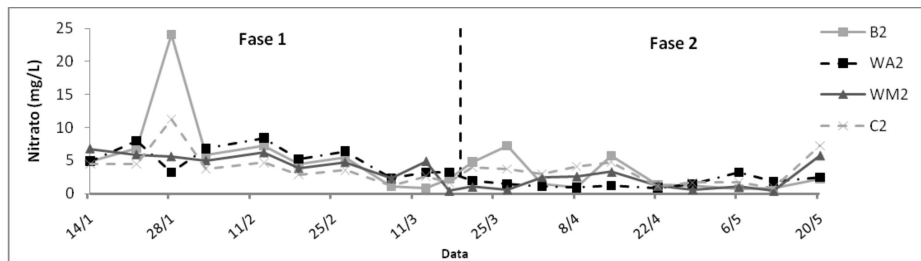


Figura 92 Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

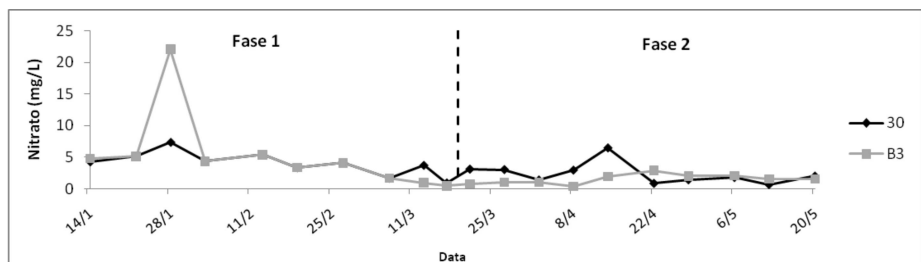


Figura 93 Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

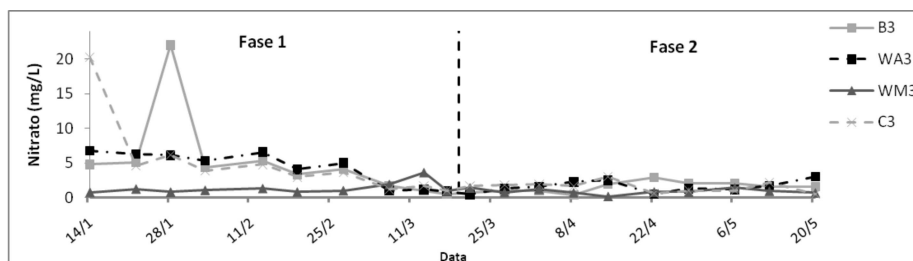


Figura 94 Séries temporais de Nitrato - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/*Wetlands*

Na Tabela 23, apresentam-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global para o nitrato. Observa-se na Fase 1, que não houve eficiências de remoção para os reatores anaeróbios dos três sistemas, devendo-se ao fato de que a conversão a nitrato necessita de bactérias (nitrobacter) que ocorrem em ambientes aeróbios (FLECK, 2003). Com base na Fase 1, observam-se ainda, em relação aos *wetlands*, que o Sistema 1 apresentou valores de 62,6% para WA1 e 14,4% para WM1, indicando que o tratamento com aguapé de cordão foi o mais eficiente para o tratamento de afluentes com 0% de matéria orgânica. No Sistema 2, percebeu-se maior porcentagem de eficiência para C2 (17%) e no Sistema 3, para WM3, podendo inferir que para 30% de matéria orgânica, a marrequinha consegue ser mais eficiente, fixando o respectivo nutriente. Porém, de acordo com Vymazal e Kropfelová (2008), as remoções são em geral consideradas baixas devido à pouca nitrificação em sistemas de alagados isolados.

Na Fase 2, em relação ao reator anaeróbio dos três sistemas também não houve eficiência, podendo estar associado, principalmente, ao arraste de sólidos. Silva (2009), em um estudo em reator anaeróbio por batelada, trabalhando com resíduos orgânicos, observou potencial de remoção de nitrito e nitrato de 41,1% e 19,0% no final de um período de 28 dias da Etapa 1 com substrato constituído por doze diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais digerido a uma concentração de sólidos totais igual a 75,4 g/L.

Tabela 23 Eficiências médias de remoção de nitrito e nitrato nos Sistemas e Fases

		Eficiência (%) <sup>1</sup>			Eficiência <i>wetlands</i> (%) <sup>2</sup>			Eficiência global (%)		
Fase		B1	WA1	WM1	C1	WA1	WM1	C1		
S1	1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-55,2*	17,3	-19,5	32,7	-9,1	-24,1	19,6	
	2		-289,4*	32,9	32,1	27,9	-16,6	6,2	-48,5	
	1	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-80,9*	62,6	14,4	-25,0	16,7	7,9	-66,1	
	2		-145,9*	27,7	15,8	-66,6	5,4	-31,0	-69,5	
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>		
S2	1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-436,3*	60,0	35,7	20,2	-161	-85,3	-83,1	
	2		-122,7*	0,0	30,5	-87,1	-153	-15,2	-262	
	1	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-31,1*	-44,8	6,7	17,0	-56,5	-34,4	-5,9	
	2		24,6	-22,8	61,0	34,3	35,5	19,8	-14,1	
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>		
S3	1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-163,7*	88,5	74,2	91,4	5,1	-29,1	36,3	
	2		-29,0*	82,2	93,7	79,9	-99,9	-12,8	-294	
	1	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-8,9*	9,7	71,9	-4,9	-4,4	53,5	-23,2	
	2		-9,5*	67,3	81,5	67,9	8,8	40,3	7,8	

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração do efluente devido à perda de sólidos do lodo.

Observa-se em relação às eficiências nos *wetlands*, maiores valores de eficiência para WA1 do Sistema 1 com 27,7%; para WM2 com eficiência de remoção de 61% e para WA3 e C3 (67,3% e 67,9% respectivamente). Observa-se que a Fase 2 apresentou melhor desempenho em relação à Fase 1 dos Sistemas 2 e 3, o que pode estar associado à maior porcentagem de matéria orgânica.

Com base na eficiência global, menores porcentagens de eficiência são observadas em relação à eficiência dos *wetlands*, e, apenas para o Sistema 3, foi alcançado um maior percentual de eficiência de remoção de 53,5% na Fase 1 para WM3.

## **4.12 Coliformes Termotolerantes e *E. coli***

Neste tópico são apresentados os resultados obtidos para coliformes termotolerantes e *E. coli*.

### **4.12.1 Coliformes Termotolerantes**

Na Tabela 24 e Figura 95, estão apresentados os valores médios de número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Nas Fases 1 e 2, nos reatores anaeróbios, maiores valores foram observados para o Sistema 1, este fato está associado à composição dos resíduos ser apenas rejeito como restos de banheiros, com uma redução da concentração de coliformes da Fase 1 para a Fase 2. As concentrações da Fase 1 foram inferiores às de Amaral et al. (2004) em biodigestores Indiano e Chinês, que apresentaram elevados teores de coliformes termotolerantes no efluente ( $8,1 \times 10^2$  a  $3,6 \times 10^6$  NMP/100 ml). Houve um aumento nos reatores anaeróbios, das concentrações de coliformes da Fase 1, para a Fase 2, muito possivelmente devido à redução do TDH e consequentemente o aumento da COV.



Tabela 24 Estatística da concentração de coliformes (Coliforme Termotolerante e *E. coli*) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

<b>Coliforme Termotolerante (NMP/100ml)</b>						
<b>Fase</b>			<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média*	15,9x10 <sup>4</sup>	2,1x10 <sup>3</sup>	2,7x10 <sup>3</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>
		S	97114,0	15492,7	3224,4	261,6
	<b>2</b>	Média*	44,7x10 <sup>3</sup>	30,4x10 <sup>3</sup>	1,5x10 <sup>3</sup>	4,3x10 <sup>3</sup>
		S	66538,7	8789,3	4773,0	19905,1
<b>Fase</b>			<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média*	14,4x10 <sup>4</sup>	5,9x10 <sup>3</sup>	5,5x10 <sup>3</sup>	2,6x10 <sup>3</sup>
		S	109827,8	2015,3	2934,5	63,6
	<b>2</b>	Média*	31,7x10 <sup>3</sup>	9,6x10 <sup>3</sup>	2x10 <sup>3</sup>	13,3x10 <sup>3</sup>
		S	21085,9	19134,3	13831,0	22118,3
<b>Fase</b>			<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média*	5,4x10 <sup>4</sup>	5,1x10 <sup>3</sup>	5,5x10 <sup>3</sup>	2,3x10 <sup>3</sup>
		S	50763,2	4207,3	1282,1	3818,0
	<b>2</b>	Média*	39,6x10 <sup>3</sup>	1,8x10 <sup>3</sup>	3,8x10 <sup>3</sup>	8,3x10 <sup>3</sup>
		S	102650,7	7587,3	1569,8	2588,0

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3, \* Média Geométrica

Nos *wetlands* da Fase 1, no geral menores concentrações foram observadas para o tratamento “C”, ressalta-se que, no Sistema 01 além de C1, menores concentrações foram observadas para WA1, podendo ser explicado pela maior exposição aos raios ultravioletas em C e WA com menor cobertura foliar da área dos *wetlands*. Na Fase 2, houve um aumento das concentrações dos efluentes, destaque deve ser dado ao WM dos três sistemas que apresentaram reduções significativas nas concentrações de coliformes e no final apresentaram uma elevação para os Sistemas 1 e 2 ( Figuras 96 a 101).

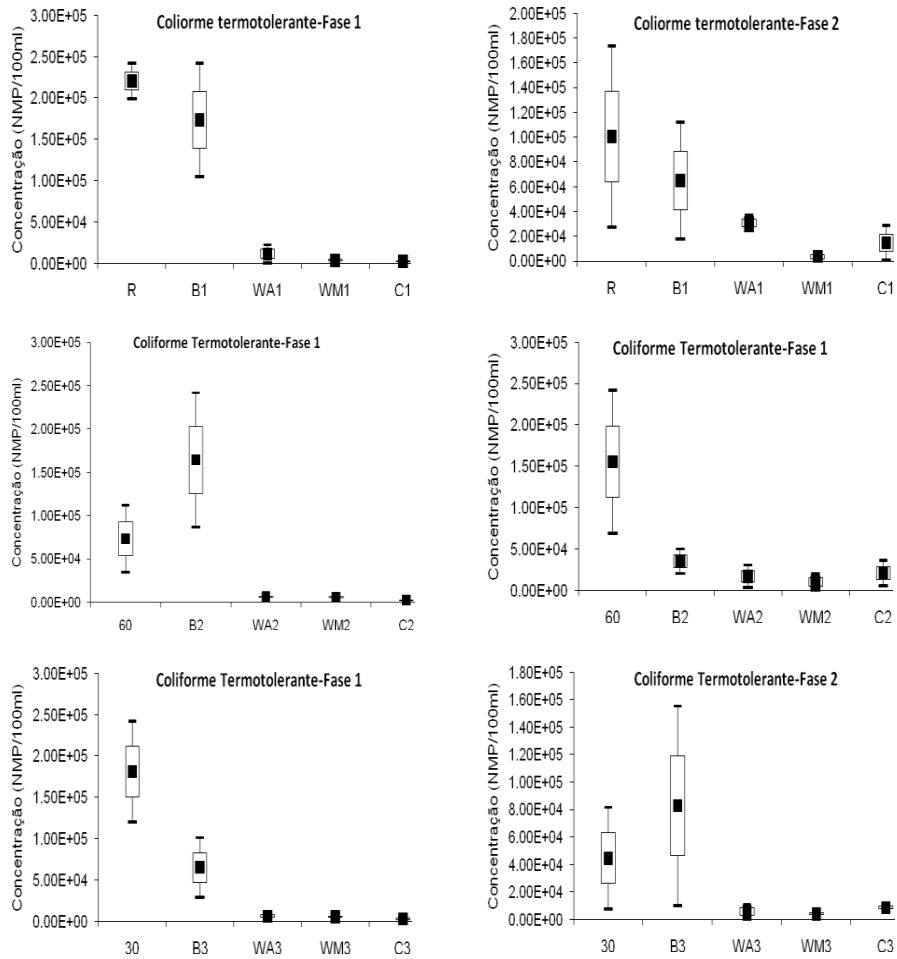


Figura 95 Box-plots das concentrações de Coliforme termotolerante - Fase 1 e Fase 2

Ressalta-se que todos os sistemas não apresentaram diferenças estatísticas, nem entre as fases, nem entre os tratamentos ( $P > 0,05$ ).

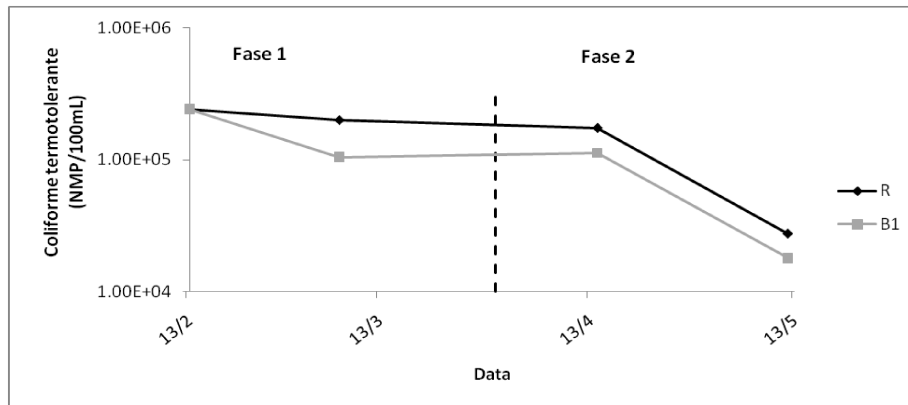


Figura 96 Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

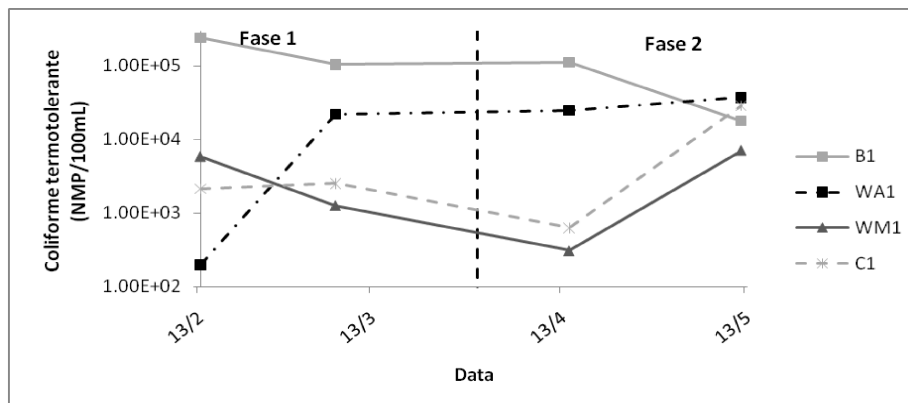


Figura 97 Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

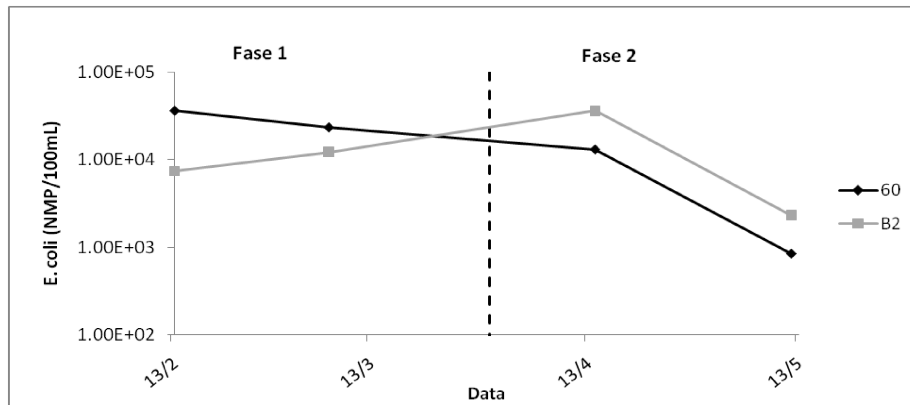


Figura 98 Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

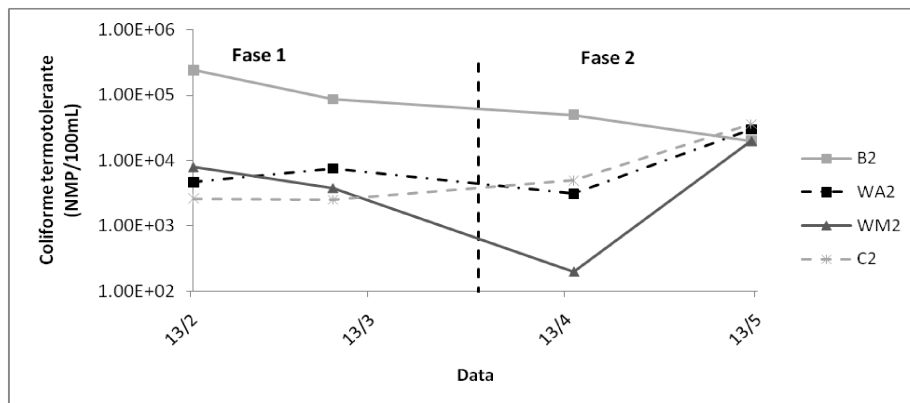


Figura 99 Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

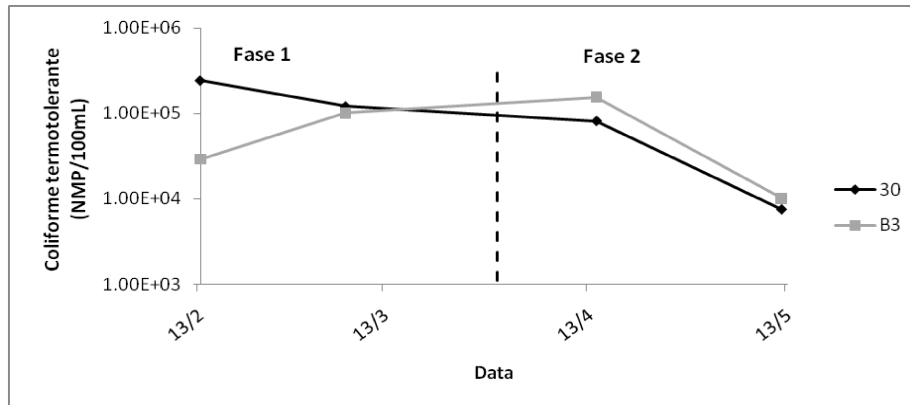


Figura 100 Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

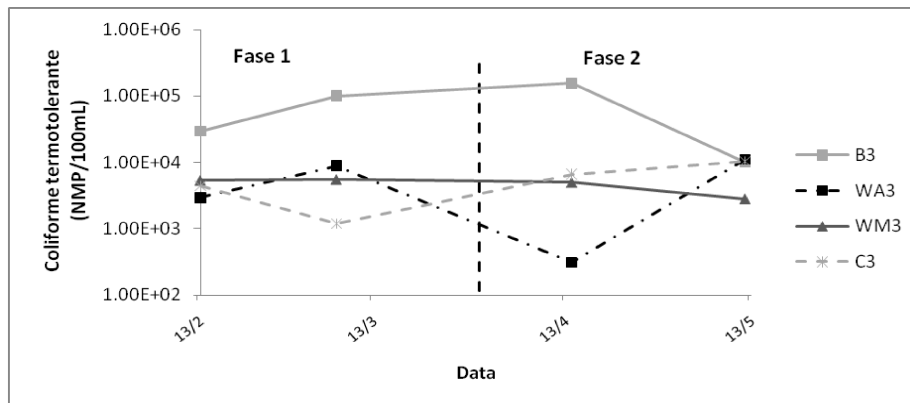


Figura 101 Séries temporais de coliforme termotolerante - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 25, apresentam-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global para coliforme termotolerante.

Tabela 25 Eficiências médias logs removidos de Coliformes termotolerantes ( $C_{TER}$ ) nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência</b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i></b>			<b>Eficiência global</b>		
		<b>Unidades Log removidas</b>						
	<b>Fase</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	0,12	0,97	1,74	1,78	1,25	1,82	1,97
	2	0,19	0,00	0,70	0,09	0,13	0,89	0,28
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	0,0	1,28	1,62	1,97	1,00	0,88	1,31
	2	0,60	0,11	1,38	1,07	0,65	0,84	0,56
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	0,32	0,69	0,73	1,02	1,37	1,46	1,85
	2	0,0	0,71	0,87	0,54	0,13	0,66	0,14

Observa-se na Fase 1, que para o reator anaeróbio, maior eficiência de log's removidos foi para o Sistema 3, destaque deve ser dado ao reator anaeróbio do Sistema 2 com maior porcentagem de matéria orgânica e que não obteve eficiência. Em relação aos *wetlands*, em todos os sistemas maiores eficiências de remoção foram observadas para o controle "C", isto pode ser devido à exposição aos raios ultravioletas, combinados com a filtração e sedimentação. Segundo Khatiwada e Polprasert (1999), os principais mecanismos que atuam sobre a remoção de microrganismos fecais, em condições climáticas tropicais e subtropicais, são o efeito da temperatura, a radiação solar, a sedimentação e a filtração.

Na Fase 2, observa-se que houve um aumento na eficiência de remoção dos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 2 (0,19 e 0,60 log's removidos respectivamente). Para o reator anaeróbio do Sistema 3, notou-se que não houve eficiência. Cabe ressaltar que o reator anaeróbio do Sistema 2, ao contrário da Fase 1, apresentou eficiência de remoção, possivelmente devido à colocação de resíduos sólidos apenas no início do experimento, podendo estes terem sido

lixiviados durante a primeira fase. Em relação aos *wetlands* em todos os sistemas, o tratamento WM apresentou-se com maior porcentagem de eficiência.

Observa-se que com a diminuição do TDH de 9,2 dias para 4,6 dias, ou seja da Fase 1 para a Fase 2, houve diminuição da eficiência de remoção de coliformes termotolerantes tanto nos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 3 como nos *wetlands* dos três sistemas. O tempo de detenção desempenha um papel importante como demonstraram Khatiwada e Polprasert (1999).

Com base na eficiência global, para os Sistemas 1 e 3, observam-se maiores porcentagens em relação à eficiência dos *wetlands*, com maiores eficiências para “C”, na Fase 1 e para WM na Fase 2, podendo inferir que os *wetlands* tiveram papel fundamental para as eficiências, já que o mesmo segue o padrão das eficiências dos *wetlands*. A Fase 1 apresentou melhor desempenho na remoção de coliformes termotolerantes, porém, os valores de eficiência apresentam-se menores em relação à literatura, contudo, a Fase 1, está dentro da faixa estabelecida por Vymazal (2010), que aponta que os SACs podem remover entre 1 e 4 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes.

Lima (2008) avaliou o potencial de dez espécies de macrófitas aquáticas emergentes naturais da região de Campo Mourão no pós-tratamento de chorume utilizando sistema de *wetlands* construídos com tempo de detenção de 20 dias sendo que as espécies *P. parviflora*, *H. ranunculoides* e *C. nudiflora*, *Luziola peruviana* e *Ludwigia. peploides* foram as que apresentaram os melhores resultados e foram utilizadas para montagem dos *wetlands* para tratamento de amostras de chorume. Os tratamentos apresentaram redução de 98,50 a 99,00% de coliformes termotolerantes.

Lima (2011), no estudo da capacidade de retenção e dinâmica de um *wetland* construído no tratamento de águas residuais, constatou remoção de 99,9% dos coliformes termotolerantes no período seco, limitando ao valor médio de 775,9 NMP/100 mL na saída do tratamento.

Porém destaca-se que embora os sistemas de tratamento tenham atingido valores altos de eficiência, as concentrações nos efluentes finais podem ser consideradas muito elevadas para lançamento em corpos d'água. Além disso, estão muito acima do valor limite de 1.000 NMP/mL esperado para o efluente tratado, de acordo com a DN COPAM-CERH 01/2008.

#### 4.12.2 *E. coli*

Na Tabela 26 e Figura 102, estão apresentados os valores médios de número mais provável (NMP) de *E. coli* nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Tabela 26 Estatística descritiva da concentração de coliformes (Coliforme Termotolerante e *E. coli*) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<i>E. coli</i> (NMP/100mL)				
<b>Fase</b>			<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média	3,1x10 <sup>3</sup>	1,0x x10 <sup>0</sup>	6,3x10 <sup>2</sup>	1,0x x10 <sup>0</sup>
		S	388,9	0,0	678,8	0,0
	<b>2</b>	Média	2,2x10 <sup>3</sup>	1,0x x10 <sup>0</sup>	1,4x10 <sup>2</sup>	1,0x x10 <sup>0</sup>
		S	148,5	0,0	70,7	0,0
<b>Fase</b>			<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	9,6 x10 <sup>3</sup>	1,4x10 <sup>1</sup>	4,9x10 <sup>2</sup>	1,4x10 <sup>1</sup>
		S	3457,8	140,7	707,1	140,7
	<b>2</b>	Média	9,2 x10 <sup>3</sup>	2,7x10 <sup>1</sup>	2,0x x10 <sup>2</sup>	1,7x10 <sup>1</sup>
		S	23970,9	508,4	0,0	211,4



“Tabela 26, conclusão”

		<i>E. coli</i> (NMP/100mL)				
	Fase		B3	WA3	WM3	C3
S3	1	Média	$1,4 \times 10^3$	$1,4 \times 10^1$	$4,6 \times 10^2$	$1,7 \times 10^1$
		S	452,5	140,7	297,0	211,4
	2	Média	$2,2 \times 10^3$	$1,0 \times 10^0$	$3,1 \times 10^2$	$1,7 \times 10^1$
		S	8273,1	0,0	0,0	211,4

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Nas Fases 1, observou-se uma redução das concentrações de *E. coli* em relação aos afluentes para os reatores anaeróbios em que as menores concentrações foram obtidas para o Sistema 3 e para *wetlands* menores concentrações para WA e C, corroborando com as afirmações sobre a exposição de raios ultravioletas nos coliformes termotolerantes. Na Fase 2, comportamento semelhante foi observado, porém cabe ressaltar que, para o Sistema 2, maiores concentrações foram obtidas para WA2, e ainda houve um incremento da Fase 1 para a Fase 2 nesse tratamento, podendo inferir que a aguapé sofreu influência com menor TDH e maior COV.

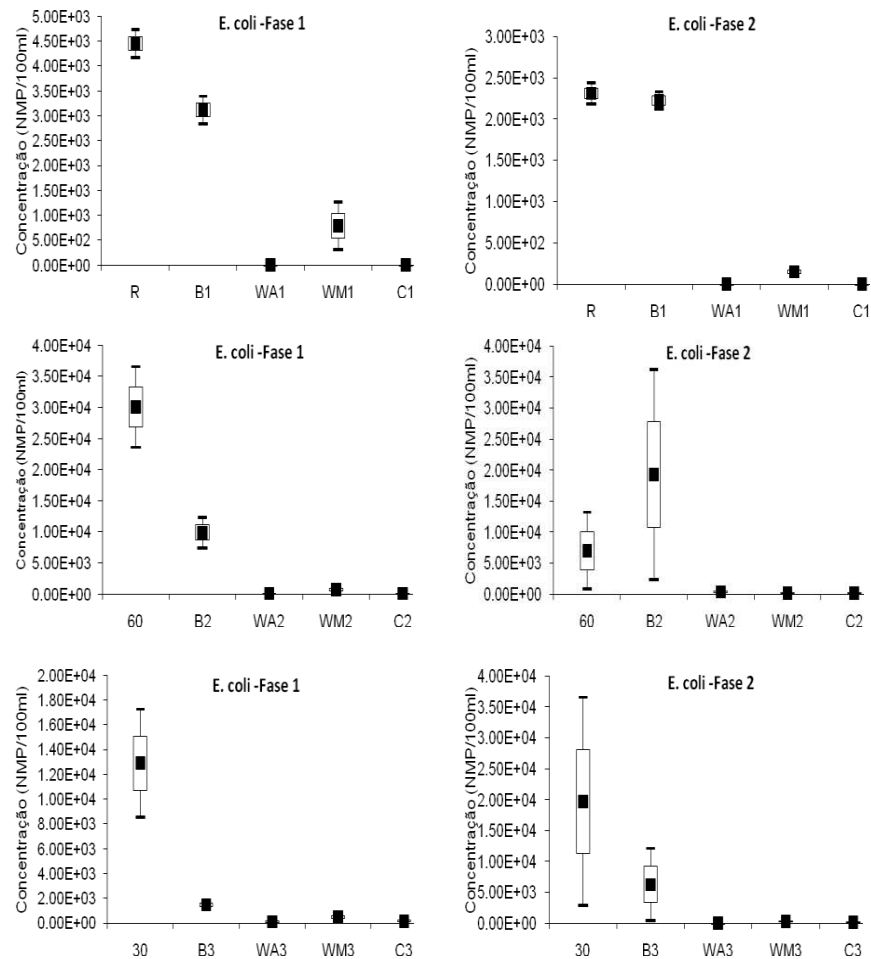


Figura 102 Box-plots das concentrações de *E. coli* - Fase 1e Fase 2

Em todos os sistemas não houve como diferenciar estatisticamente qual a fase e os sistemas de tratamento que apresentaram melhores desempenhos ( $P > 0,05$ ).

As Figuras 103 a 108 mostram a evolução temporal, nas quais se observam reduções significativas dos tratamentos e destaque deve ser dado ao Sistema 2, como afirmado anteriormente.

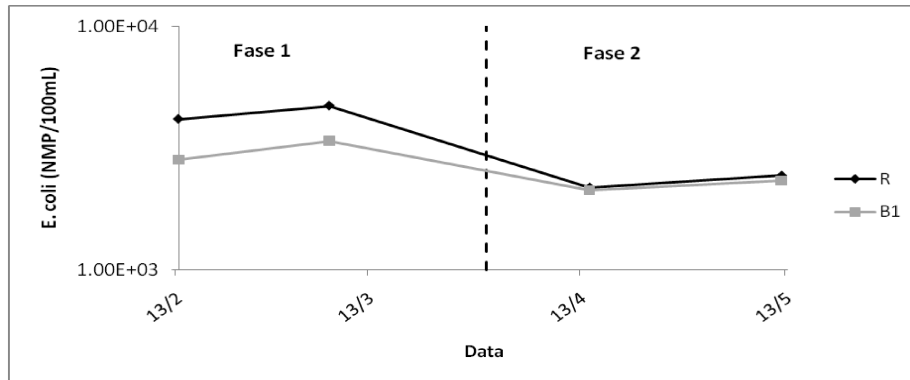


Figura 103 Séries temporais de E. coli - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

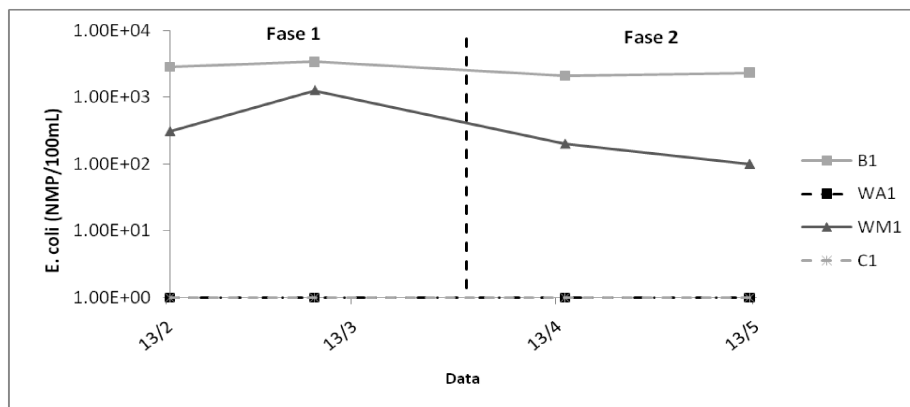


Figura 104 Séries temporais de E. coli - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

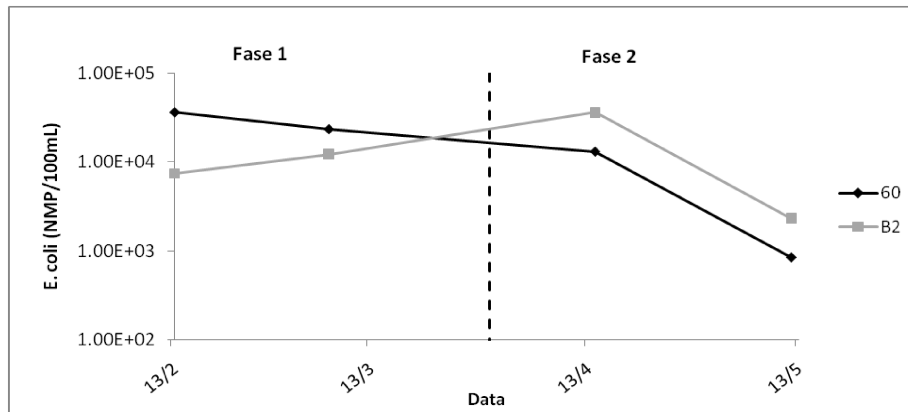


Figura 105 Séries temporais de E. coli - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

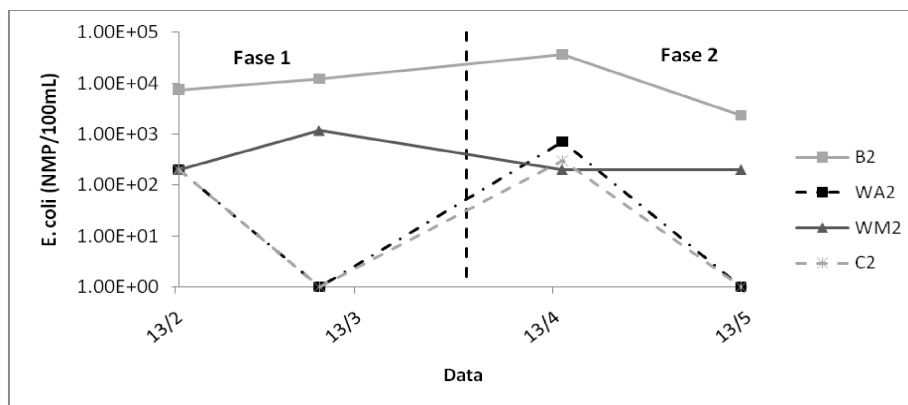


Figura 106 Séries temporais de E. coli - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

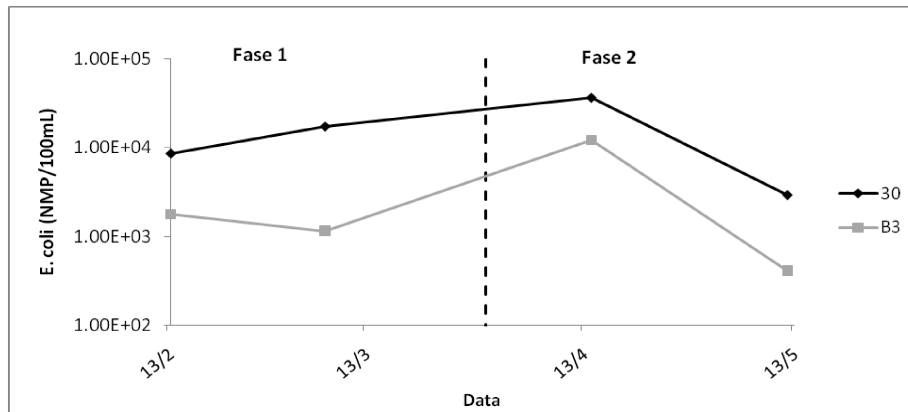


Figura 107 Séries temporais de E. coli - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

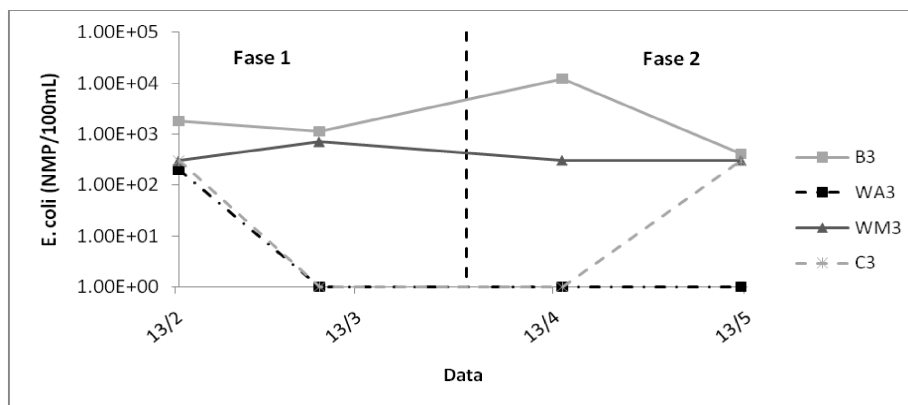


Figura 108 Séries temporais de E. coli - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 27, apresentam-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global para *E. coli*.

Tabela 27 Eficiências médias logs removidos de Coliformes termotolerantes ( $C_{TER}$ ) e *E. coli* nos Sistemas e Fases

			<b>Eficiência</b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i></b>			<b>Eficiência global</b>		
			<b>Unidades Log removidas</b>						
	<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	<i>E.</i>	0,16	3,49	0,62	3,49	3,65	0,77	3,65
	2	<i>coli</i>	0,02	3,35	1,16	3,35	3,36	1,18	3,36
			<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	<i>E.</i>	0,44	1,87	1,03	1,87	2,56	1,55	2,56
	2	<i>coli</i>	0,0	1,99	1,57	1,69	1,56	0,90	1,92
			<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	<i>E.</i>	0,86	1,25	0,55	1,08	1,93	1,42	1,75
	2	<i>coli</i>	0,63	3,25	0,76	1,08	3,73	1,24	1,28

Observa-se na Fase 1, que para o reator anaeróbio maiores log's removidos foram para o Sistema 3, seguido dos Sistemas 2 e 1 respectivamente. Em relação aos *wetlands*, as maiores eficiências foram observadas para o sistema de tratamento C e WA, de todos os sistemas, devido à maior exposição de raios ultravioletas e, ainda observou-se maior remoção para o Sistema 1 em WA1 e C1 (3,49 log's removidos) quando comparados com os demais sistemas. Na Fase 2, observa-se que houve uma redução na eficiência de remoção dos três sistemas, porém destaque deve ser dado a WA dos Sistemas 2 e 3 no qual houve um aumento na eficiência de remoção.

Assim como nas eficiências dos *wetlands*, as maiores eficiências globais foram também observadas para WA e C, nas Fases 1 e 2, com destaque novamente para o Sistema 1, no qual foi obtido maior eficiência de remoção (3,65 log's removidos - Fase 1 e 3,36 log's removidos - Fase 2). Valores próximos aos encontrados por Sezerino (2006), trabalhando com filtros plantados com macrófitas, observou, nos meses de verão, valores de até 3,25 log's de *E. coli* removidos e, no inverno, o máximo de 2,57 log's *E. coli* removidos. Observa-se que os valores de eficiência global foram maiores do que

os de eficiência nos *wetlands*. Destaca-se que os *wetlands* apresentaram uma qualidade no efluente final em termos de *E. coli* com valores médios inferiores às condições para lançamento em corpos d'água (1.000 NMP/mL) para o efluente tratado.

#### **4.13 Metais pesados e macrocomponentes inorgânicos**

Os aterros sanitários mais comuns recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e industriais mistos, mas excluem quantidades significativas de resíduos químicos específicos. Desta maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macrocomponentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais pesados ( $\text{Cd}_2^+$ ,  $\text{Cr}_3^+$ ,  $\text{Cu}_2^+$ ,  $\text{Pb}_2^+$ ,  $\text{Ni}_2^+$ ,  $\text{Zn}_2^+$ ) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, etc.) (CHRISTENSEN et al., 1994; KJELDSEN et al., 2002). Neste trabalho, serão tratados os elementos como metais pesados: alumínio, cromo hexavalente, bromo, zinco, níquel e cobre e como macrocomponentes orgânicos: ferro e manganês.

##### **4.13.1 Metais pesados**

Os resultados de cromo hexavalente, alumínio, bromo, zinco, níquel e cobre são apresentados neste item.

#### 4.13.1.1 Cromo VI

Na Tabela 28 e Figura 109, estão apresentados os valores de cromo VI nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*. Observa-se para os reatores anaeróbios uma redução das concentrações para os Sistemas 1 e 2, devendo-se simplesmente à precipitação dos metais juntamente com o lodo. Para o Sistema 3, percebeu-se um incremento em relação ao afluente, podendo estar associado ao arraste de lodo.

Não foram observadas diferenças estatísticas ( $P > 0,05$ ) para efluentes dos reatores anaeróbios em nenhuma das fases e tratamentos.

Para *wetlands*, maiores concentrações foram observadas para o sistema de tratamento “C” nos Sistemas 1 e 3. Segundo Sousa et al. (2004), nos sistemas vegetais em substratos como areia, ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos as quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos podem tratar águas residuárias.

Tabela 28 Estatística descritiva da concentração metais pesados (Cromo VI e Alumínio) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		Cromo VI (mg/L)				Alumínio (mg/L)				
	Fase	B1	WA1	WM1	C1	B1	WA1	WM1	C1	
S1	1	Média	0,15B	0,01	0,00	0,03	0,89A	0,65	0,60	0,51
		S	0,35	0,04	0,00	0,05	0,46	0,35	0,41	0,30
	2	Média	0,66A	0,36	0,51	0,86	0,48A	0,47	0,52	0,56
		S	1,01	0,61	1,01	1,83	0,24	0,21	0,19	0,14
		B2	WA2	WM2	C2	B2	WA2	WM2	C2	
S2	1	Média	0,00A	0,00aA	0,07aB	0,00aA	1,19A	0,73	0,65	0,66
		S	0,00	0,00	0,18	0,01	0,67	0,46	0,46	0,24
	2	Média	0,49A	0,26aA	0,36aA	0,05aA	0,55B	0,46	0,45	0,55
		S	0,69	0,57	0,35	0,11	0,19	0,28	0,19	0,23



“Tabela 28, conclusão”

		Cromo VI (mg/L)				Alumínio (mg/L)				
	Fase	B3	WA3	WM3	C3	B3	WA3	WM3	C3	
S3	1	Média	0,10B	0,00aB	0,02aA	0,09aA	1,10A	0,41	0,56	0,60
		S	0,28	0,00	0,04	0,02	1,02	0,20	0,30	0,43
	2	Média	0,80A	0,76aA	0,21aA	0,09aA	0,41B	0,50	0,46	0,43
		S	0,62	1,03	0,35	0,15	0,15	0,12	0,18	0,13

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

No Sistema 2, maiores concentrações foram atribuídas à WM2, sendo maior que a concentração média do afluente. Este fato pode estar associado principalmente à morte de *Salvinia auriculata*, liberando consigo novamente nos *wetlands*, os metais. Observou-se que a Fase 1 em WM2 e em WA3 foi a fase em que as plantas apresentaram maior desempenho ao teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

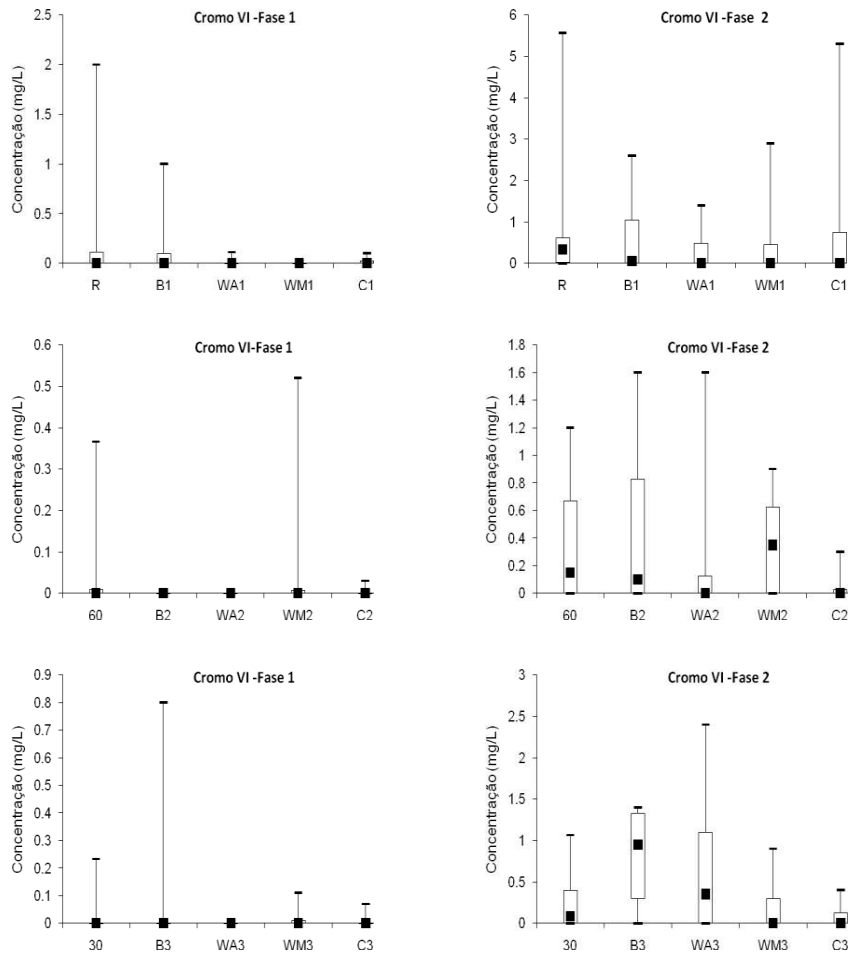


Figura 109 Box-plots das concentrações de cromo - VI Fase 2

Para os reatores anaeróbios, observou-se um aumento das concentrações nos Sistemas 2 e 3, na Fase 2. Entretanto, nos Sistemas 1, 2 e 3 não houve como diferenciar estatisticamente quais os sistemas de tratamento que apresentaram melhores desempenhos ( $P > 0,05$ ).

As Figuras 110 a 115 mostram a evolução temporal, nas quais se observam reduções significativas dos tratamentos.

As concentrações de cromo VI na amostra de chorume se apresentaram superiores às condições padrões de lançamento de efluentes de acordo com a Deliberação Normativa COPAM-CERH 01/2008 (de 0,5 mg/L), no Sistema 1 para WM1 e C1, na Fase 1 e na Fase 2 para o Sistema 3 em WA3, diferentemente dos valores observados por Lima (2008) com diferentes tratamentos com macrófitas, apresentando uma concentração de  $0,012 \pm 0,007$  mg/L abaixo dos padrões de lançamento estipulados pela legislação.

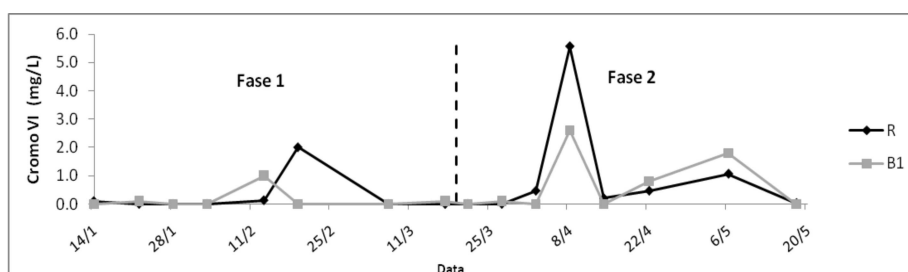


Figura 110 Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

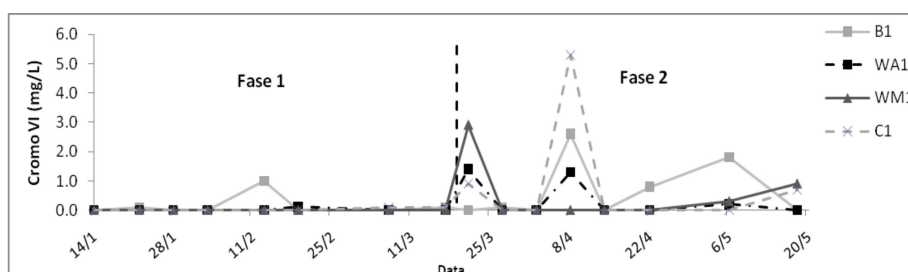


Figura 111 Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

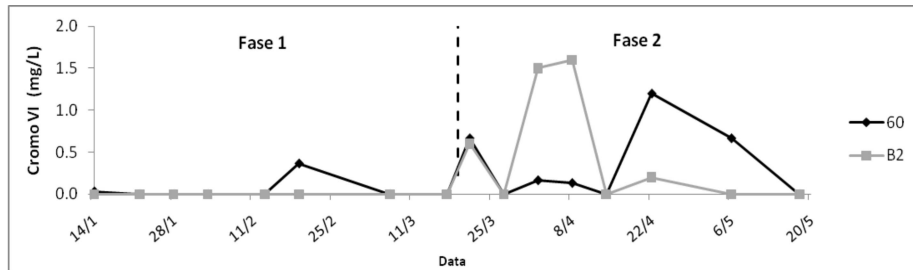


Figura 112 Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

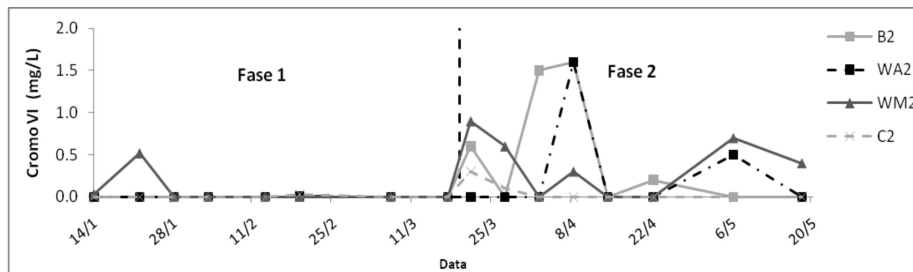


Figura 113 Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

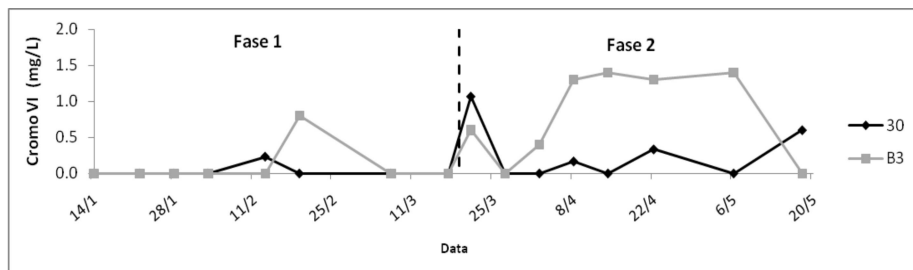


Figura 114 Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

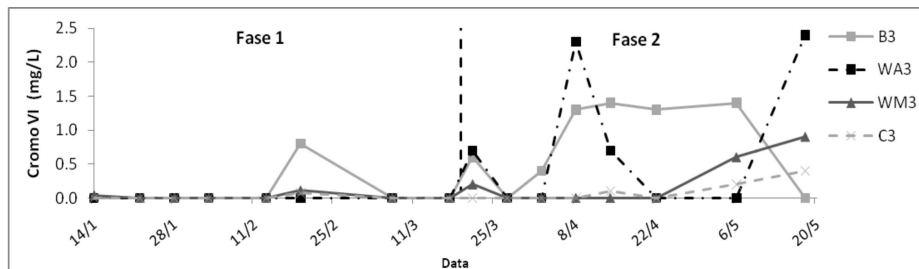


Figura 115 Séries temporais de cromo VI - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 29 para os reatores anaeróbios, observa-se, na Fase 1, que houve eficiência de remoção dos Sistemas 1 e 2, destaque especial deve ser dado em relação ao Sistema 2, com o reator anaeróbio apresentando 100%, porém este fato indica a precipitação de cromo VI juntamente com o lodo. Na Fase 2, não houve eficiência de remoção nos reatores anaeróbios dos Sistemas 2 e 3 devido ao arraste de sólidos.

Em relação aos *wetlands*, maiores porcentagens de eficiência são observados para o sistema de tratamento WA e WM, com eficiências de 80 a 100%, constatando a eficiência das plantas na remoção de cromo VI. Vale ressaltar que a eficiência de remoção na Fase 1 apresentou melhor desempenho em relação à Fase 2, muito possivelmente à maior concentração afluente recebida na Fase 2, associada à saturação das plantas.

Observa-se que os valores de eficiência global foram maiores do que os de eficiência nos *wetlands*, indicando que para todos os sistemas o tratamento combinado de reatores anaeróbios e *wetlands* foi eficiente para a remoção do cromo VI.

Tabela 29 Eficiências médias de remoção de cromo VI nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i> (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	46,4	93,3	100,0	80,0	96,4	100,0	89,3
	2	32,0	45,5	22,7	-30,3	62,9	47,4	11,3
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	100,0	-	-	-	100,0	-40,0	100,0
	2	-40,0*	46,9	26,5	89,8	25,7	-2,9	85,7
<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	-233,3*	100,0	80,0	10,0	100,0	33,3	-200,0
	2	-196,3*	5,0	73,8	88,8	0,0	22,2	66,7

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.13.1.2 Alumínio

Na Tabela 28 e Figura 116, estão apresentados os valores do alumínio nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Observa-se para os reatores anaeróbios uma redução das concentrações para o Sistema 3. Para os Sistemas 1 e 2, percebeu-se um incremento em relação ao afluente, muito possivelmente devido ao araste de lodo. Maiores valores nas Fases 1 e 2 foram observados para o Sistema 2, podendo ser explicado pela alta variabilidade dos resíduos. Na Fase 2, observou-se uma redução das concentrações nos três sistemas, devido à rápida lixiviação dos resíduos, restando menores concentrações de alumínio para a Fase 2.

Nos *wetlands*, na Fase 1, maiores concentrações foram observadas para “WA” nos Sistemas 1 e 2. No Sistema 3, maiores concentrações foram atribuídas a C3. Na Fase 2, maiores valores de alumínio para “C” dos Sistemas 1 e 2 indicando que somente o meio suporte não foi suficiente para a remoção e no Sistema 3, maiores valores foram associados a WA3, fato este que pode estar

associado à saturação da planta em relação a sua remoção, sendo possível notar quando se observa as concentrações dos sistemas de tratamento (WA3, WM3 e C3) com concentrações maiores do que as do efluente dos reatores anaeróbios.

Na Fase 1 para os reatores anaeróbios, foram observadas diferenças significativas, e na Fase 2 para os Sistemas 2 e 3, foi considerada de melhor desempenho apresentando menores concentrações de alumínio. Para *wetlands*, não foram observadas diferenças estatísticas nem entre os tratamentos nem entre as Fases ( $P > 0,05$ ). Na Fase 2 para os *wetlands* dos três sistemas, não houve como diferenciar estatisticamente quais os sistemas de tratamento que apresentaram melhores desempenhos ( $P > 0,05$ ).

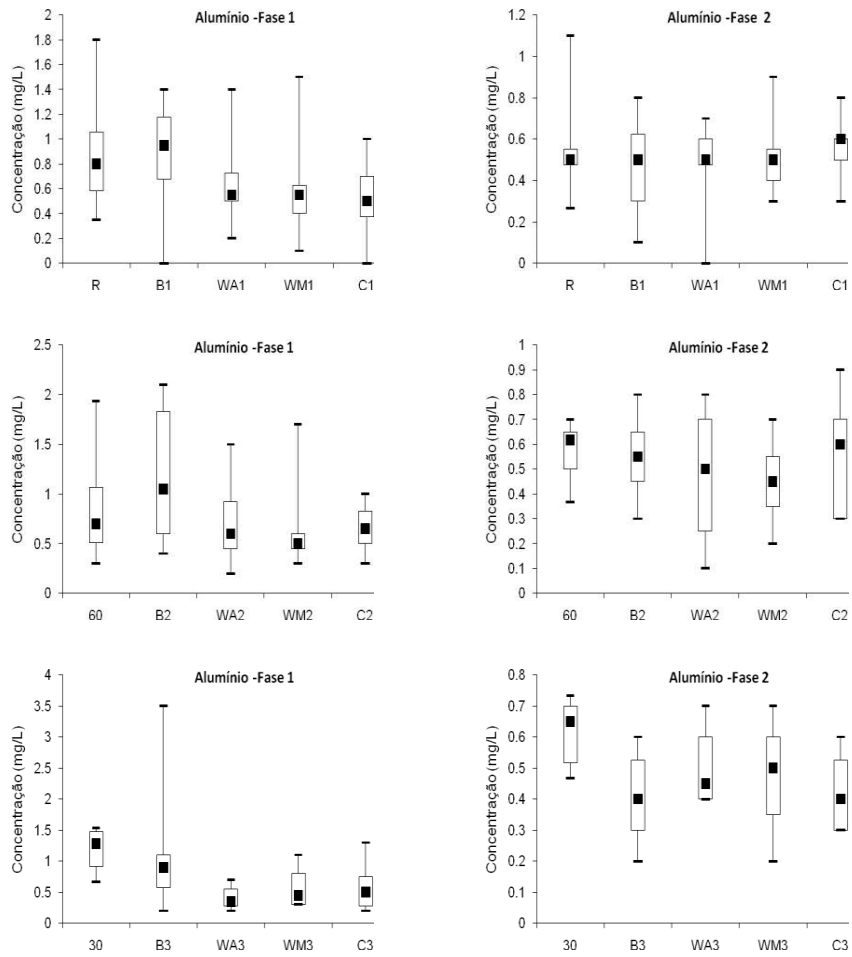


Figura 116 Box-plots das concentrações de alumínio - Fase 1 e Fase 2

As Figuras 117 a 122 mostram a evolução temporal do alumínio.



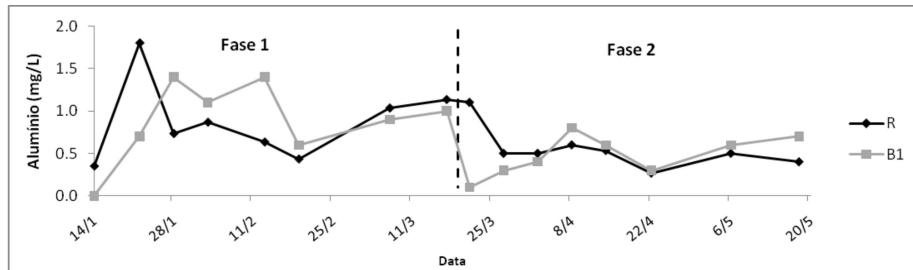


Figura 117 Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

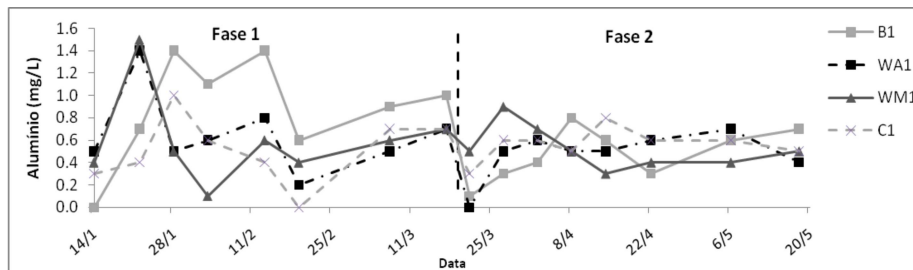


Figura 118 Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

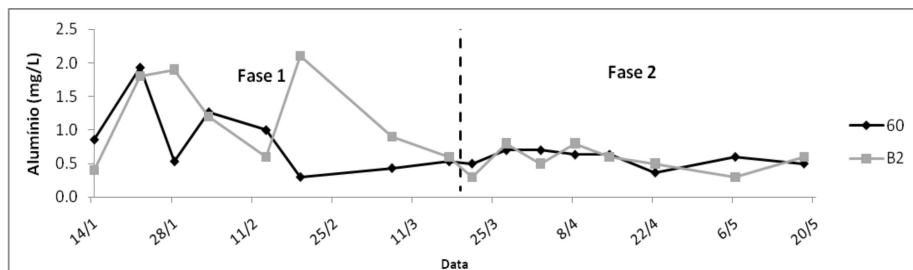


Figura 119 Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

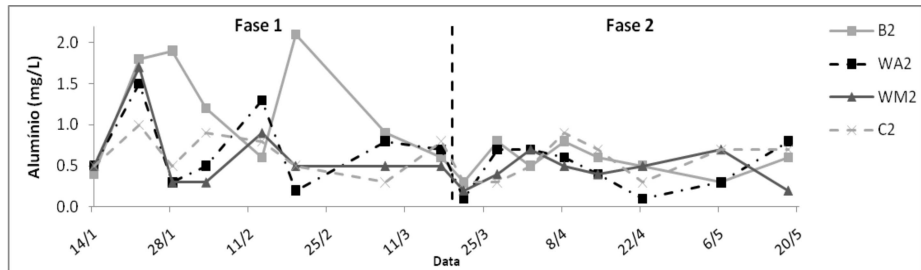


Figura 120 Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/*Wetlands*

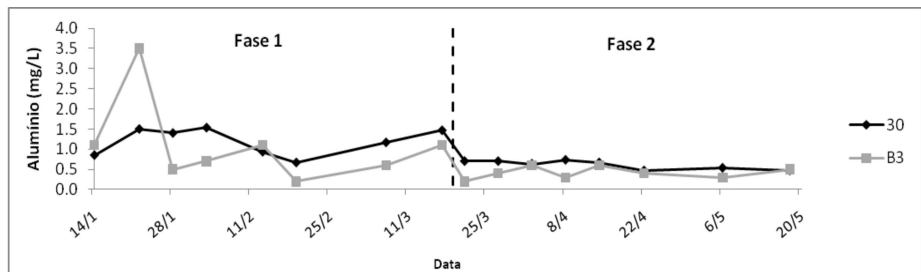


Figura 121 Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

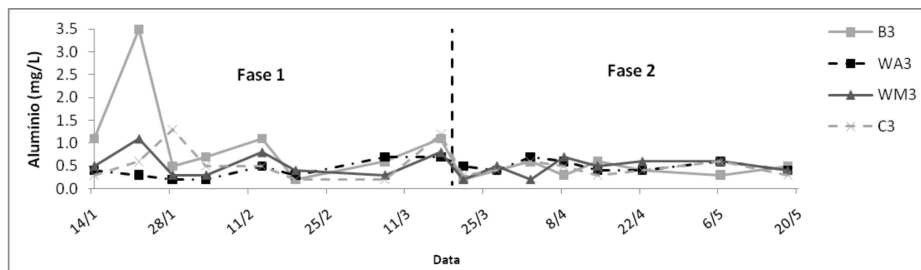


Figura 122 Séries temporais de alumínio - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/*Wetlands*

Observa-se, na Tabela 30 na Fase 1, que para o reator anaeróbio, os Sistemas 1 e 2 não apresentaram eficiências de remoção e eficiência relativamente baixa para o Sistema 3 (7,6%). Em relação aos *wetlands*, observa-se que a remoção foi principalmente pela precipitação de alumínio ao meio suporte para C nos Sistemas 1 e 2. Já no Sistema 3, a maior eficiência foi

observada para WA indicando que, para efluentes de 30% de matéria orgânica, a aguapé de cordão apresenta uma remoção satisfatória (62,7%).

Na Fase 2, observa-se que houve um incremento de eficiência de remoção dos reatores anaeróbios nos três sistemas e, o Sistema 3 apresentou eficiência satisfatória (76,3%). Em relação aos *wetlands*, observou-se uma redução no percentual de remoção, com nenhuma eficiência no Sistema 3 para todos os tratamentos; no Sistema 2 para C e no Sistema 1 para WM1 e C1, fato este que pode ser explicado pelo aumento da concentração de alumínio no decorrer do experimento, aliado ao arraste de sólidos e, ainda, à redução da eficiência em relação às macrófitas que podem estar relacionadas com a taxa de saturação das plantas, quanto com os filtros do wetland controle.

Tabela 30 Eficiências médias de remoção de Alumínio nos Sistemas e Fases

	Fase	Eficiência (%) <sup>1</sup>	Eficiência <i>wetlands</i> (%) <sup>2</sup>			Eficiência global (%)		
		B1	WA1	WM1	C1	WA1	WM1	C1
S1	1	-2,3*	27,0	32,6	42,7	25,3	31,0	41,4
	2	12,7	2,1	-8,3	-16,7	14,5	5,5	-1,8
S2		B2	WA2	WM2	C2	WA2	WM2	C2
	1	-38,4*	38,7	45,4	44,5	15,1	24,4	23,3
	2	5,2	16,4	18,2	0,0	20,7	22,4	5,2
S3		B3	WA3	WM3	C3	WA3	WM3	C3
	1	7,6	62,7	49,1	45,5	65,5	52,9	49,6
	2	32,8	-22,0	-12,2	-4,9	18,0	24,6	29,5

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração de efluente devido à perda de sólidos do lodo.

A eficiência global na Fase 1 apresentou-se com valores inferiores aos de eficiência dos *wetlands* nos Sistemas 1 e 2, e, apenas o Sistema 3 apresentou eficiências relativamente superiores às demais. Na Fase 2, observou-se resultados contrários à Fase 1, com maiores valores para todos os sistemas.

#### 4.13.1.3 Bromo

A Tabela 31 e a Figura 123 apresentam a estatística da concentrações de bromo para os três sistemas.

Na Fase 1, observa-se, para os reatores anaeróbios, uma redução das concentrações para os três sistemas em relação aos afluentes. Na Fase 2, houve uma redução das concentrações nos Sistemas 1 e 3, devido à precipitação junto com o lodo e no Sistema 2, um aumento em relação ao afluente, devido ao arraste de sólidos (Tabela 31 e Figuras 124 a 129). Na Fase 1, maior concentração foi observada para o Sistema 1 e na Fase 2 para o Sistema 2.

Para *wetlands*, observou-se nas Fases 1 e 2 um aumento das concentrações em relação aos reatores anaeróbios, indicando que o tratamento não foi eficiente para a remoção de bromo. Na Fase 1, maior concentração foi observada para o Sistema 1 e na Fase 2 para o Sistema 2, contudo, não foram observadas diferenças estatísticas entre as fases. Foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos para o Sistema 3 na Fase 1, em que o menor valor estatisticamente foi observado para WA3. Entre as fase, a que apresentou melhor desempenho foi a Fase 2 para os Sistemas 2 e 3 em C2 e em WM3 e C3.

Tabela 31 Estatística descritiva da concentração metais pesados (Bromo) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6.

		<b>Bromo (mg.L<sup>-1</sup>)</b>				
		<b>Fase</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	Média	12,50	21,75	62,0	22,63
		S	9,77	6,23	4,72	6,82
	2	Média	9,13	9,75	13,62	15,87
		S	5,67	6,41	10,46	13,15
		<b>Fase</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	Média	11,50	18,75aA	15,37aA	27,00aA
		S	7,37	6,98	8,05	12,28
	2	Média	12,25	14,12aA	11,25aA	12,62aB
		S	11,93	6,75	10,74	15,32
		<b>Fase</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	Média	12,25	12,00bA	21,75aA	23,13aA
		S	5,79	7,07	5,95	2,64
	2	Média	10,75	12,25aA	14,00aB	11,38aB
		S	9,57	8,81	8,37	8,85

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

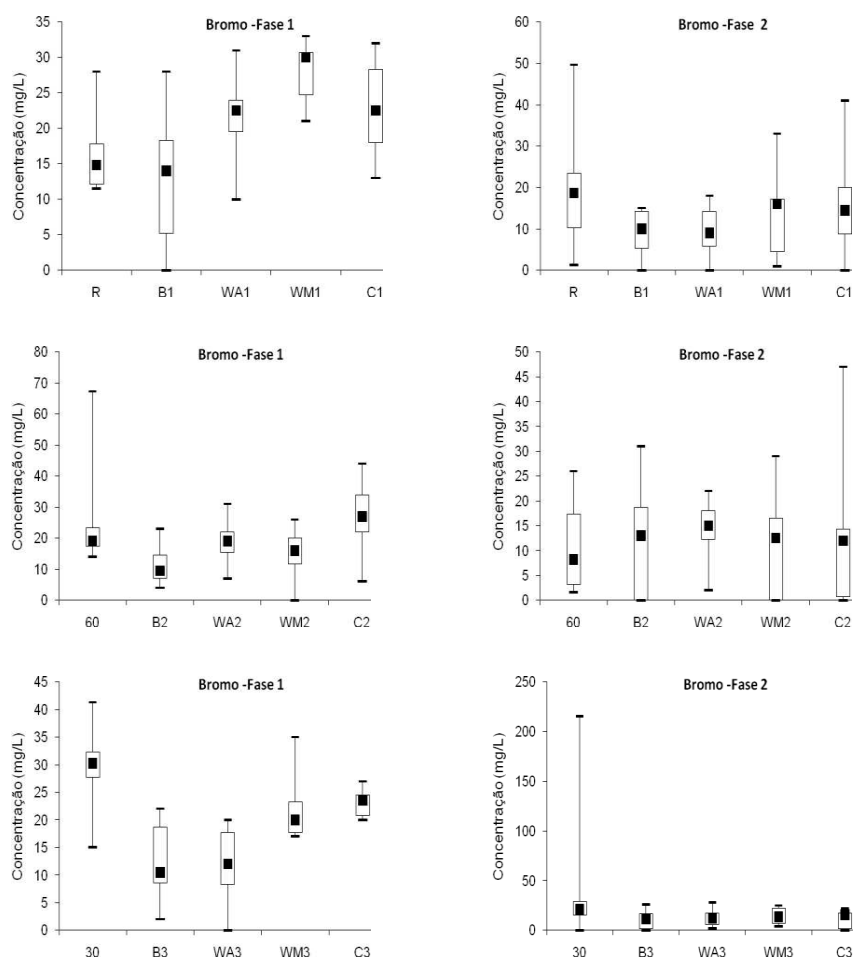


Figura 123 Box-plots das concentrações de bromo - Fase 1 e Fase 2

As Figuras 124 a 129 mostram o comportamento de bromo ao longo do tempo.

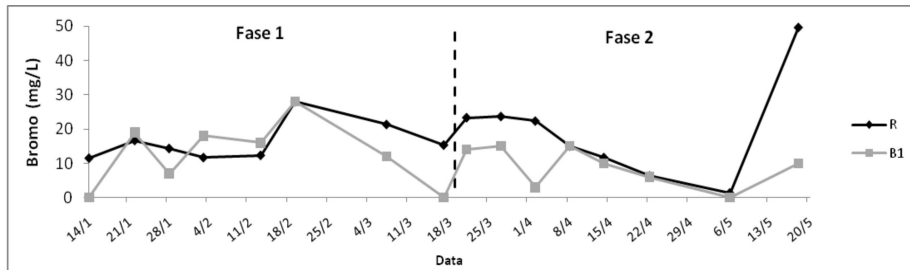


Figura 124 Série temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

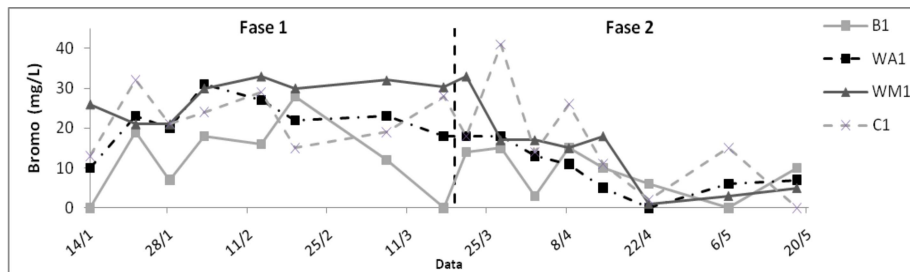


Figura 125 Série temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

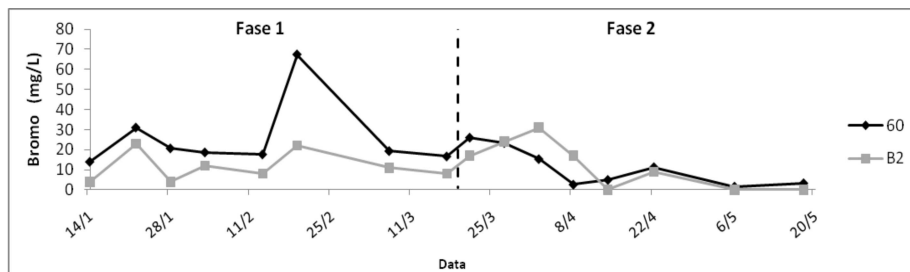


Figura 126 Série temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

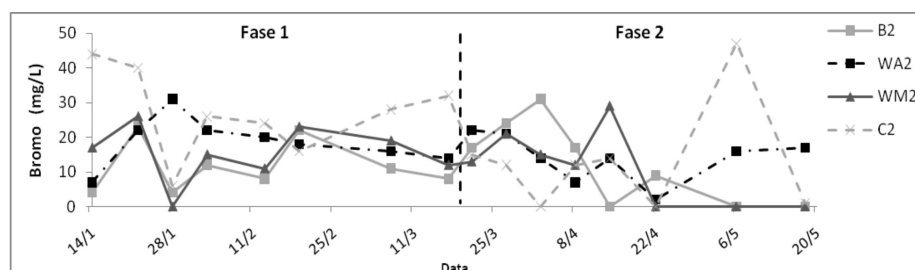


Figura 127 Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

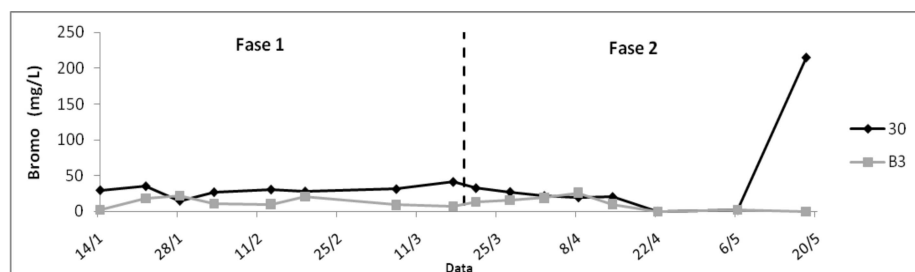


Figura 128 Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

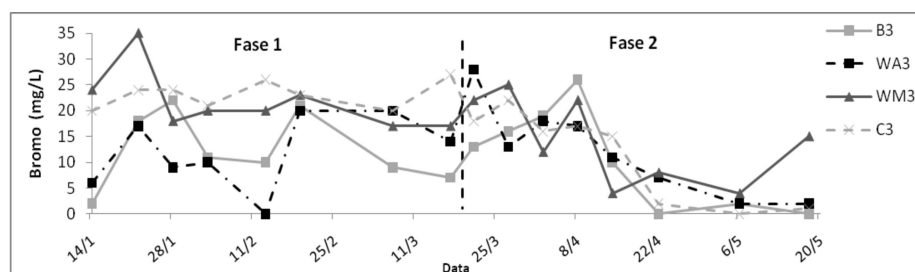


Figura 129 Séries temporais de bromo - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Observa-se na Fase 1, que para o reator anaeróbio, as eficiências de remoção dos Sistemas 1, 2 e 3 foram 23,8%, 55,3% e de 58,9% respectivamente, podendo ser explicado pela precipitação do parâmetro junto com o lodo. Para a Fase 2, as eficiências foram de 52,4% e 74,6% para os Sistemas 1 e 3: no Sistema 2, não houve eficiência (Tabela 32). Maiores percentuais de eficiência foram obtidas para o Sistema 3 nas Fases 1 e 2.



Nos *wetlands*, não houve eficiência de remoção de bromo para todos os sistemas na Fase 1, com exceção de WA3 e na Fase 2 com exceção de WM2, indicando que o pós-tratamento por *wetlands* não foi satisfatório.

Com base na eficiência global, observa-se que a Fase 2 apresenta melhor desempenho em relação à Fase 1 para os Sistemas 1 e 3. Para o Sistema 2, a Fase 1 é considerada de melhor desempenho. Nota-se também que em relação ao percentual de remoção dos *wetlands*, a eficiência global apresenta maiores valores, podendo inferir que a precipitação no reator anaeróbio foi indispensável para obtenção de eficiência global com melhores desempenhos em relação a dos *wetlands*.

Tabela 32 Eficiências médias de remoção de bromo nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)</b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i> (%)</b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
	<b>Fase</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	23,8	-74,0	-396,0	-81,0	-32,6	-278,0	-38,0
	2	52,4	-6,8	-49,2	-73,8	49,2	29,1	17,3
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	55,3	0,0	0,0	0,0	27,0	40,2	-5,1
	2	-10,4	-15,3	8,2	-3,0	-27,2	-1,4	-13,7
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	58,9	2,0	-77,6	-88,8	59,7	27,0	22,4
	2	74,6	-14,0	-30,2	-5,9	71,1	67,0	73,2

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração no efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.13.1.4 Zinco

Nos reatores anaeróbios na Fase 1, observou-se uma redução das concentrações de zinco no Sistema 1 e um incremento nos Sistemas 2 e 3. Na Fase 2, um incremento nos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 2 e uma redução da concentração no Sistema 3 (Tabela 33 e Figura 130). Ressalta-se que as reduções são associadas à precipitação de zinco no lodo e aumento no arraste de sólidos. Não foram observadas diferenças estatísticas ( $P < 0,05$ ) nos reatores anaeróbios nem nos *wetlands*.

Para *wetlands* na Fase 1, maiores valores foram observados para “WA” nos Sistemas 1 e 2. Na Fase 2, maiores concentrações para “C” nos três sistemas e menores concentrações atribuídas à WM nas Fases 1 e 2 dos Sistemas 1 e 2, podendo inferir que a reposição de plantas nos sistemas após a morte das mesmas, foi indispensável para a remoção, indicando que quando há o transplântio, maiores concentrações são absorvidas. Porém observou-se um acréscimo das concentrações nos Sistemas 1, 2 e 3 na Fase 1 e no Sistema 3 na Fase 2, além de nos Sistemas 1 e 2 o tratamento C, indicando que o pós-tratamento com *wetlands* não foi eficiente na remoção de zinco, assim como observado por Lima (2008), em um estudo com o tratamento de chorume por macrófitas em que ocorreu o aumento na concentração de zinco,  $0,1333 \pm 0,0767$  mg/L, sendo que este fato pode estar associado à atividade microbiana após a morte das plantas, que pode acionar a eliminação do zinco para o meio.

Tabela 33 Estatística descritiva da concentração de micronutrientes (Zinco e Níquel) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>Zinco (mg.L<sup>-1</sup>)</b>				<b>Níquel (mg.L<sup>-1</sup>)</b>				
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	
<b>1</b>	Média	0,27	0,52	0,22	0,50	2,95A	1,36aA	1,32aA	1,50aA	
	S	0,47	0,58	0,27	0,91	2,28	1,50	1,47	1,26	
	<b>2</b>	Média	0,43	0,37	0,17	0,92	0,40B	0,49aA	0,11aB	0,73aA
		S	0,56	0,42	0,33	2,54	0,45	1,07	0,14	1,14
<b>Fase</b>		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	0,25	0,73	0,28	0,35	4,37A	2,78aA	1,86aA	2,78aA
		S	0,71	1,43	0,55	0,70	2,70	2,46	1,70	1,53
	<b>2</b>	Média	0,68	0,23	0,23	1,35	0,61B	0,51aB	0,50aB	0,86aB
		S	1,29	0,42	0,42	1,94	0,39	0,95	1,01	1,53
<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	0,18	0,25	0,58	0,43	2,89A	1,08	1,08	1,04
		S	0,49	0,38	0,86	0,74	1,94	1,54	0,88	1,06
	<b>2</b>	Média	0,10	0,18	0,38	0,78	0,48B	0,09	0,05	0,14
		S	0,21	0,42	0,67	0,73	0,62	0,15	0,10	0,13

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Valores seguidos da mesma letra minúscula na horizontal e mesma letra maiúscula na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

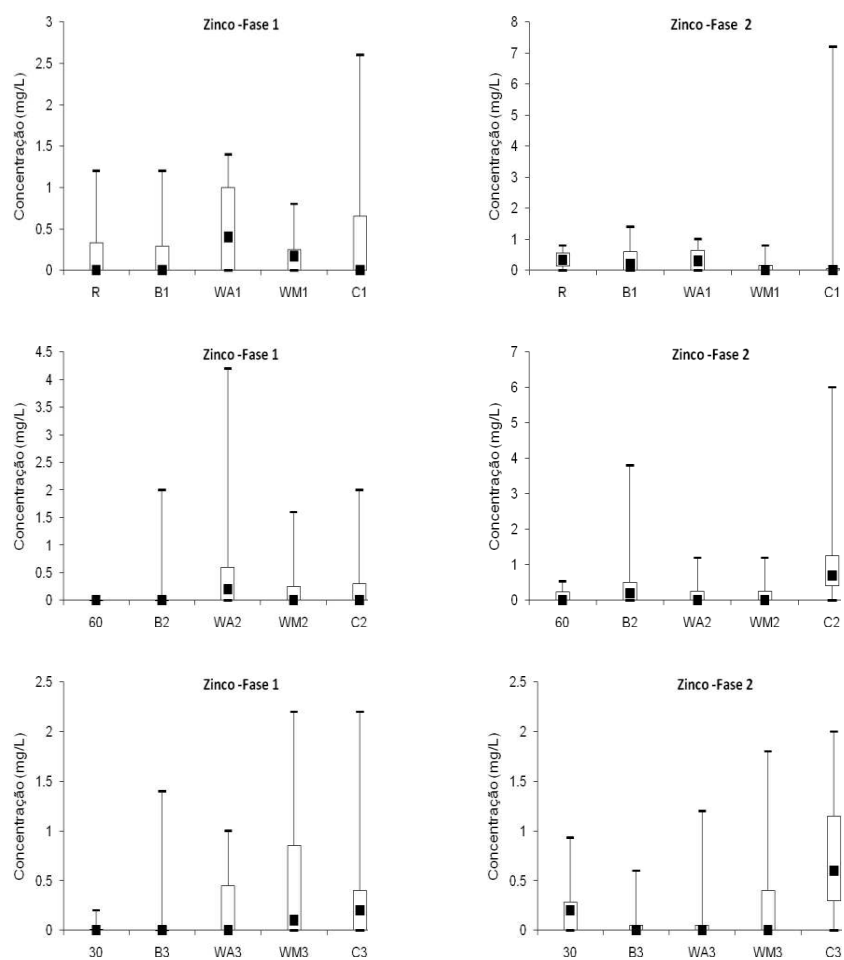


Figura 130 Box-plots das concentrações de zinco - Fase 1

As Figuras 131 a 136 mostram a evolução temporal para o Zinco.

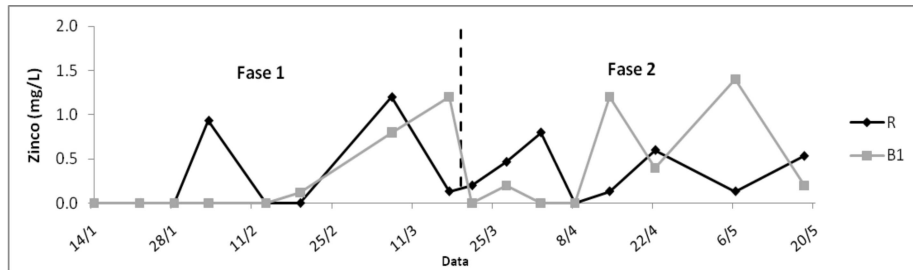


Figura 131 Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

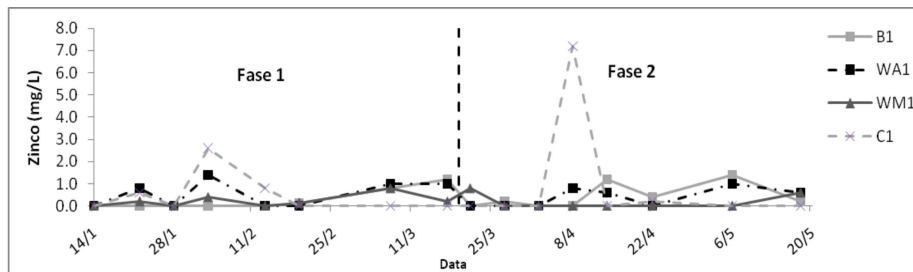


Figura 132 Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

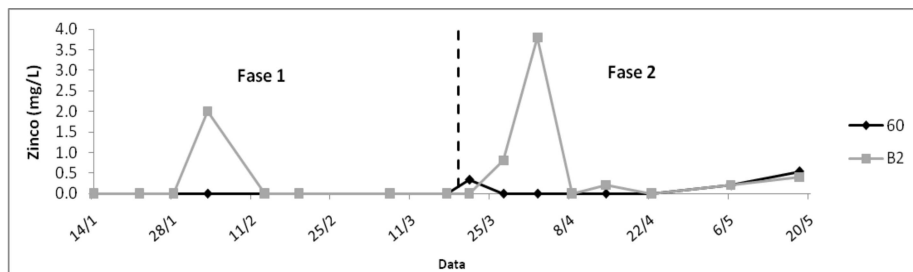


Figura 133 Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

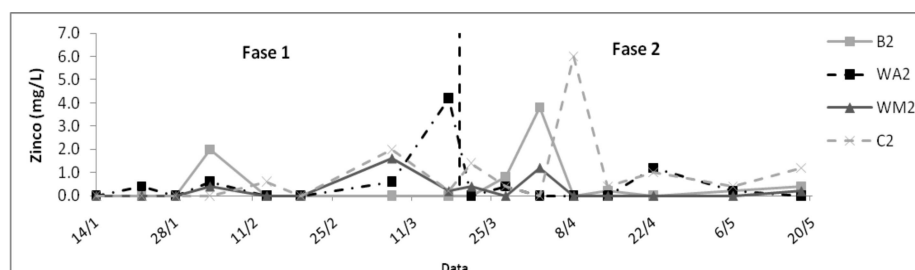


Figura 134 Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/*Wetlands*

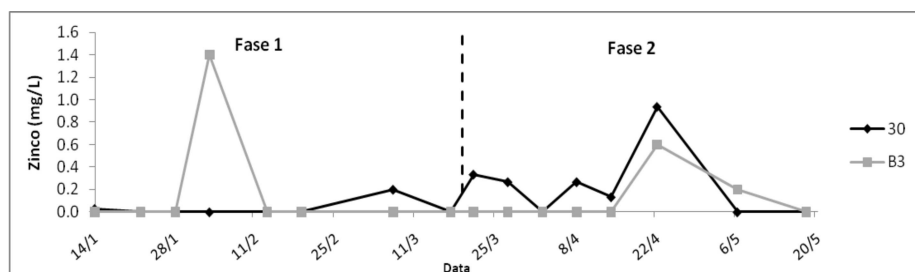


Figura 135 Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

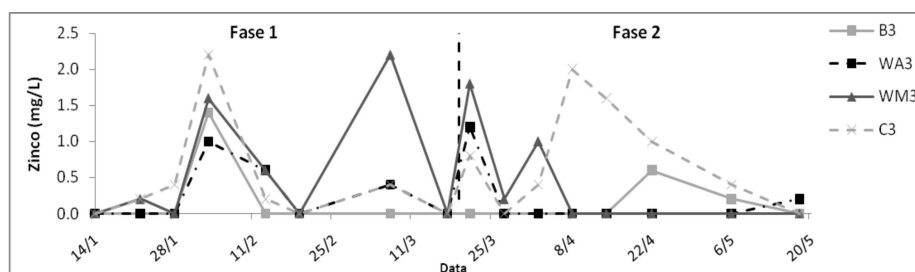


Figura 136 Séries temporais de zinco - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/*Wetlands*

As concentrações de Zinco se apresentaram inferiores às condições padrões de lançamento de efluentes de acordo com a Deliberação Normativa COPAM-CERH 01/2008 (de 5,0 mg/L) para todos os Sistemas.

Pela Tabela 34, é possível observar para os reatores anaeróbios que apenas o Sistema 1 na Fase 1 apresentou eficiência de remoção relativamente baixa (3,6%) e, para a Fase 2 no Sistema 3 (58,3%), em relação ao reator

anaeróbio do Sistema 2, não houve como calcular a eficiência, pois o afluente apresentou 0,0 mg/L de concentração de zinco.

Em relação aos *wetlands*, observou-se eficiência apenas em WM1 na Fase 1; na Fase 2, foram observadas eficiências para os tratamentos WA e WM, com destaque para o Sistema 2 com maiores eficiências (66,2%) para os dois tratamentos. Para o Sistema 3, não houve eficiência de remoção em nenhuma das fases, podendo estar relacionada com a morte das plantas (WM – marrequinha) e à taxa de saturação das plantas, quanto com os filtros do *wetland* controle “C”.

Não foi observada eficiência de remoção global para a Fase 1 em todos os sistemas, com exceção de WM1; na Fase 2 apenas para WM1 e WA3 foi observada eficiência de remoção.

Tabela 34 Eficiências médias de remoção de zinco nos Sistemas e Fases

	Fase	Eficiência (%) <sup>1</sup>	Eficiência <i>wetlands</i> (%) <sup>2</sup>			Eficiência global (%)		
		B1	WA1	WM1	C1	WA1	WM1	C1
S1	1	3,6	-92,6	18,5	-85,2	-85,7	21,4	-78,6
	2	-19,4*	14,0	60,5	-114	-2,8	52,8	-155,6
S2		B2	WA2	WM2	C2	WA2	WM2	C2
	1	-	-192,0	-12,0	-40,0	-	-	-
	2	-423,1*	66,2	66,2	-98,5	-76,9	-76,9	-938,5
S3		B3	WA3	WM3	C3	WA3	WM3	C3
	1	-500,0*	-38,9	-222,2	-139	-733,3	-1833,3	-1333
	2	58,3	-80,0	-280,0	-680	25,0	-58,3	-225,0

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração no efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.13.1.5 Níquel

Na Tabela 33 e Figura 137, estão apresentados os valores de níquel nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Percebeu-se uma redução das concentrações nos efluentes do reator anaeróbio para o Sistema 2 na Fase 1; nos Sistemas 1 e 3 na Fase 2; um incremento nos Sistemas 1 e 3 em relação ao afluente na Fase 1 e no Sistema 2 na Fase 2. Reduções estão relacionadas com a precipitação de níquel juntamente com o lodo e o incremento aos arrastes de sólidos. Maiores valores foram observados para o Sistema 2 nas Fases 1 e 2. Foram observadas diferenças significativas, e a Fase 2 para os três sistemas foi considerada de melhor desempenho apresentando menores concentrações de níquel. Na Fase 2, para os reatores anaeróbios, observou-se uma redução das concentrações.



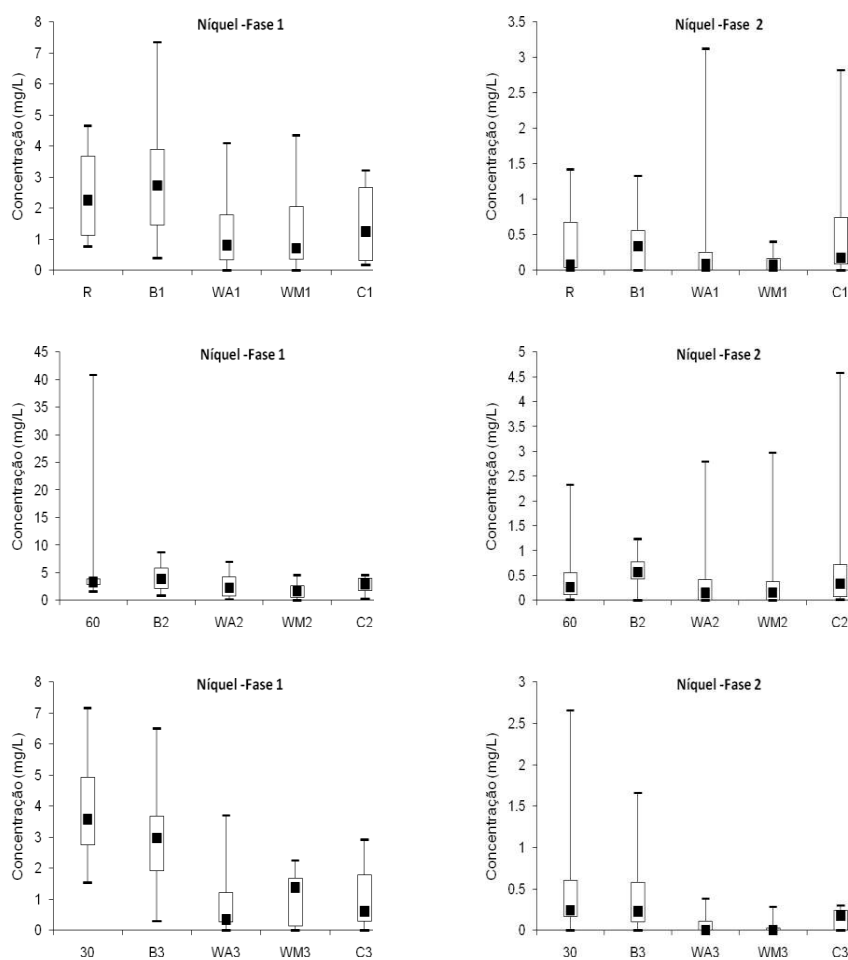


Figura 137 Box-plots das concentrações de níquel - Fase 1 e Fase 2

Para *wetlands*, as maiores concentrações foram observadas para “C” nos Sistemas 1 e 2, na Fase 1 e em todos os sistemas na Fase 2, indicando que somente o meio suporte não foi suficiente para a remoção, sendo possível notar as concentrações dos sistemas de tratamento (C1 e C2 na Fase 2) maiores do que as do efluente dos reatores anaeróbios. Observou-se diferenças estatísticas para as fases, em que na Fase 2, notou-se menores concentrações em relação aos

sistemas de tratamento. Não houve como diferenciar qual sistema apresentou melhor desempenho.

As Figuras 138 a 143 mostram a evolução temporal para o parâmetro níquel.

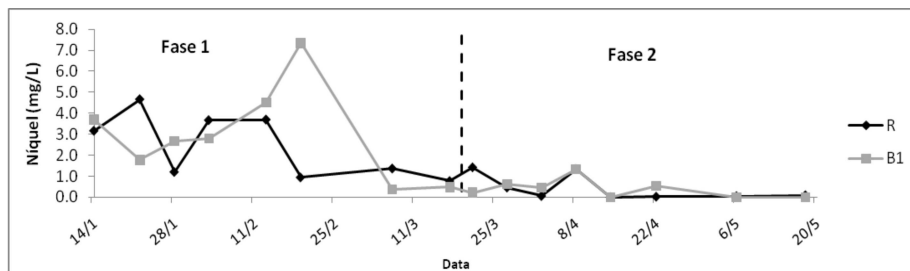


Figura 138 Séries temporais de níquel - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

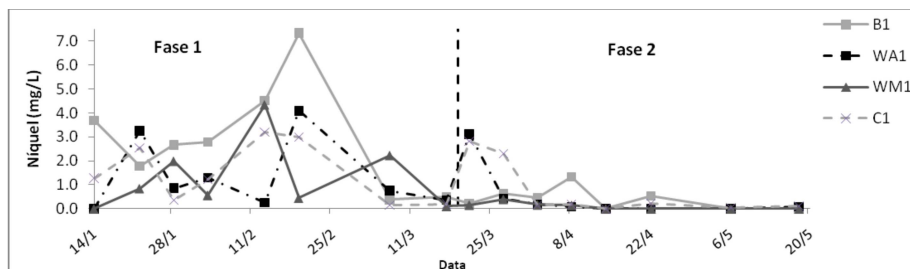


Figura 139 Séries temporais de níquel- Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

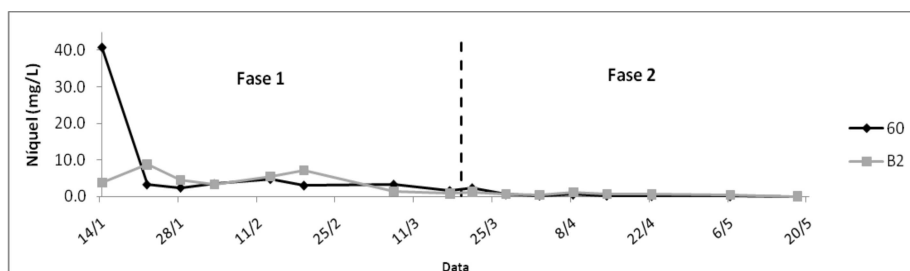


Figura 140 Séries temporais de níquel - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

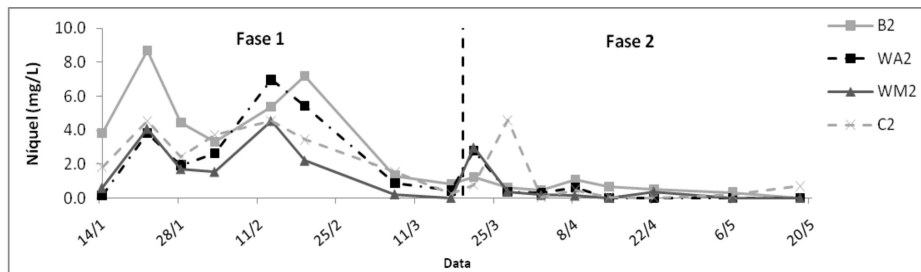


Figura 141 Séries temporais de níquel- Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

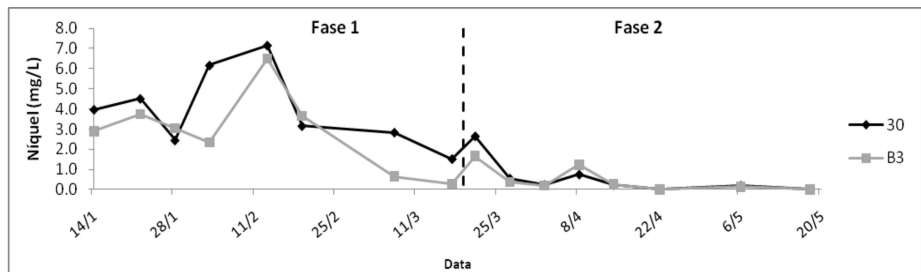


Figura 142 Séries temporais de níquel - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

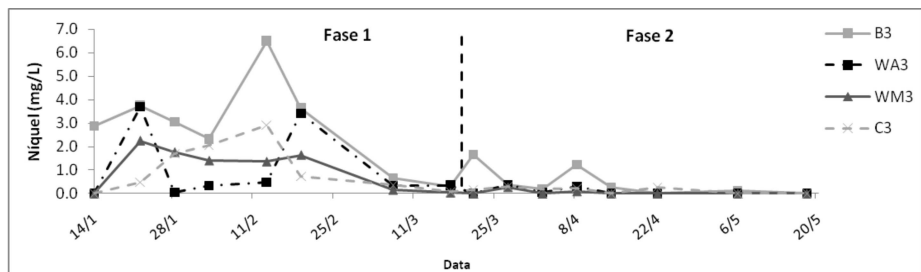


Figura 143 Séries temporais de níquel- Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Em relação às condições padrões de lançamento de efluentes de acordo com a Deliberação Normativa COPAM-CERH 01/2008, observou-se para a Fase 1 dos três sistemas valores superiores ao permitido. Na Fase 2 em todos os sistemas estiveram dentro dos padrões de lançamento que é de 1,0 mg/L.

Observa-se na Tabela 35, para o reator anaeróbio na Fase 1, maior eficiência de remoção para o Sistema 2 (44,3%) e nenhuma eficiência para o

Sistema 1. Na Fase 2, observa-se que houve um incremento da eficiência de remoção dos reatores anaeróbios do Sistema 1, devido à precipitação juntamente com o lodo e uma redução nos demais sistemas, relacionado ao arraste de sólidos.

Em relação aos *wetlands*, na Fase 1, maiores eficiências foram observadas para o Sistema 3 e o melhor tratamento nos *wetlands* foi para WM e o pior desempenho foi para C, indicando que somente as macrófitas atuaram no processo de absorção de Níquel. Na Fase 2, observou-se uma redução no percentual de remoção dos Sistemas 1 e 2, com exceção para WM1. Para o Sistema 3, houve uma elevação bastante significativa. Esses valores podem estar relacionados com a taxa de saturação das plantas, quanto com os filtros do *wetland* controle.

Em relação à eficiência global, observou-se que o Sistema 3 apresentou eficiências relativamente superiores e satisfatórias às demais, tanto nas Fases 1 e 2, mesmo com eficiências dos reatores anaeróbios mais baixas em relação ao Sistema 2. O tratamento mais eficiente foi WM para todos os sistemas nas duas fases.

Tabela 35 Eficiências médias de remoção de níquel nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i> (%)<sub>2</sub></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	-21,4*	53,9	55,3	49,2	44,0	45,7	38,3
	2	7,0	-22,5	72,5	-82,5	-14,0	74,4	-69,8
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	44,3	36,4	57,4	36,4	64,5	76,3	64,5
	2	-17,3*	16,4	18,0	-41,0	1,9	3,8	-65,4
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	27,4	62,6	62,6	64,0	72,9	72,9	73,9
	2	18,6	81,3	89,6	70,8	84,7	91,5	76,3

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração no efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.13.1.6 Cobre

Na Tabela 36 e Figura 144, estão apresentados os valores cobre nos afluentes e efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Tabela 36 Estatística descritiva da concentração de micronutrientes (Cobre) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		<b>Cobre (mg/L)</b>				
	<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
<b>S1</b>	<b>1</b>	Média	7,80	3,55	8,63	3,40
		S	9,56	3,09	10,04	4,17
	<b>2</b>	Média	3,05	1,67	6,33	14,27
		S	5,81	1,66	5,00	25,99
	<b>Fase</b>		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
<b>S2</b>	<b>1</b>	Média	3,74	4,59	8,30	5,62
		S	3,67	4,30	9,26	5,13
	<b>2</b>	Média	4,30	4,61	5,80	5,92
		S	5,12	7,82	5,69	7,00
	<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
<b>S3</b>	<b>1</b>	Média	4,29	7,58	5,02	6,16
		S	5,05	11,39	5,35	7,20
	<b>2</b>	Média	0,21	4,56	4,79	7,40
		S	0,53	5,00	7,02	9,30

S = Desvio padrão; S1 = Sistema 1; S2 = Sistema 2; S3 = Sistema 3

Observou-se uma redução das concentrações nos efluentes do reator anaeróbico para o Sistema 2 na Fase 1 e para os Sistemas 1 e 3 na Fase 2. O incremento das concentrações em relação aos afluentes foram observados nos Sistemas 1 e 3 na Fase 1 e no Sistema 2 na Fase 2. As maiores concentrações foram observadas para o Sistema 1 na Fase 1 e para o Sistema 2 na Fase 2, entretanto, não foram observadas diferenças estatísticas ( $P > 0,05$ ).

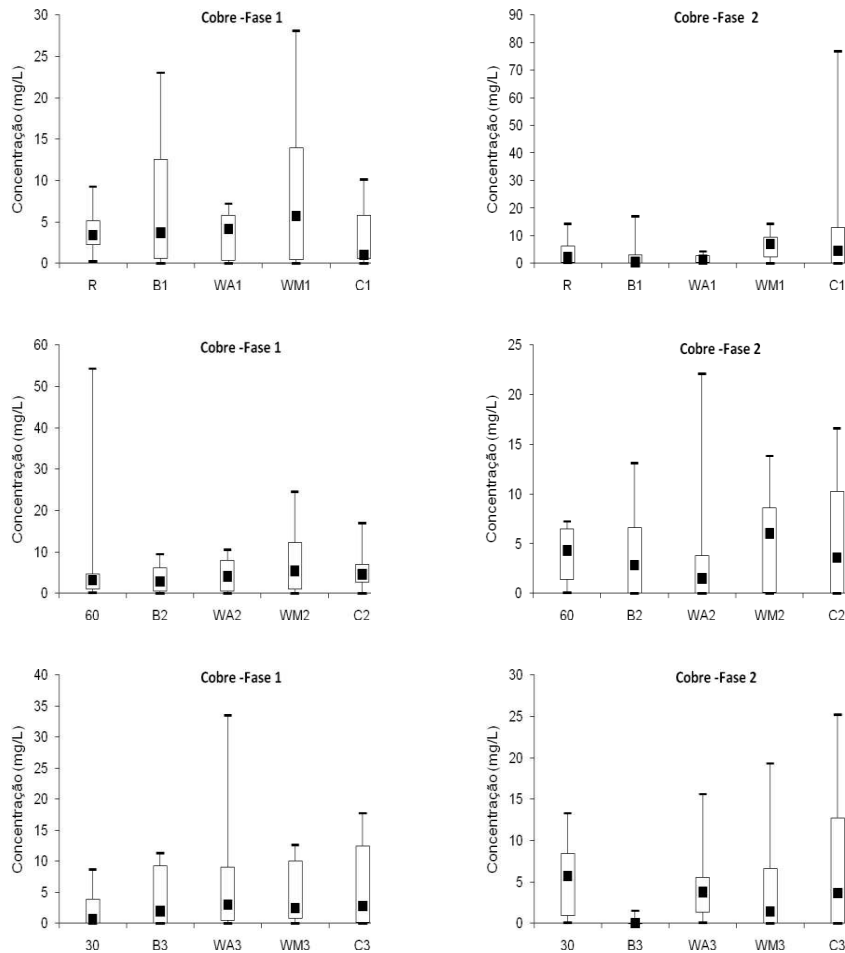


Figura 144 Box-plots das concentrações de cobre - Fase 1 e Fase 2

Em relação aos *wetlands*, na Fase 1, foram observadas maiores concentrações para “WM” nos Sistemas 1 e 2. Na Fase 2 para *wetlands*, foram observados maiores valores de cobre em todos os sistemas para “C”, observou-se também, à exceção de WA1, que todos os demais tratamentos dos Sistemas 1, 2 e 3 as concentrações foram maiores do que as dos efluentes dos reatores anaeróbios. Esse fato pode estar associado à saturação dos sistemas. Não foram

observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos nem entre as fases para todos os sistemas do teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

As Figuras 145 a 150 mostram a evolução temporal.

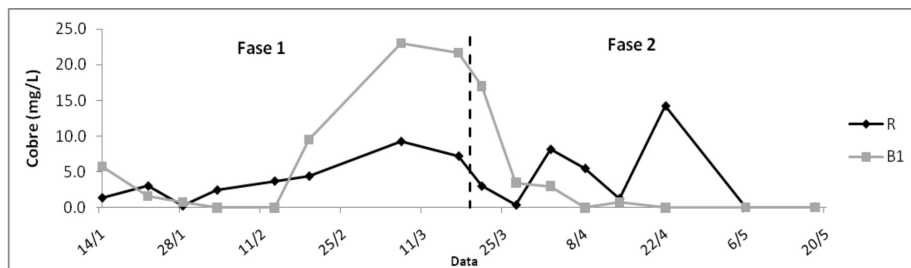


Figura 145 Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

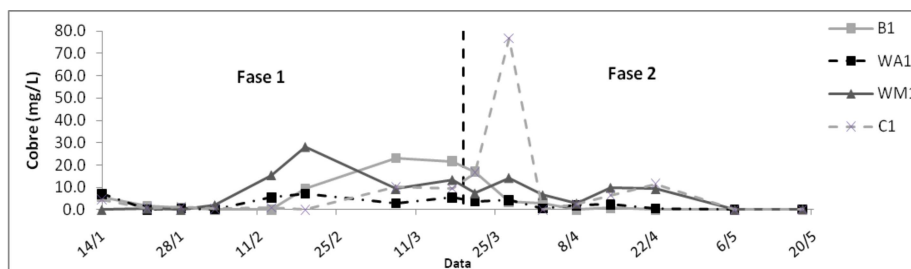


Figura 146 Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

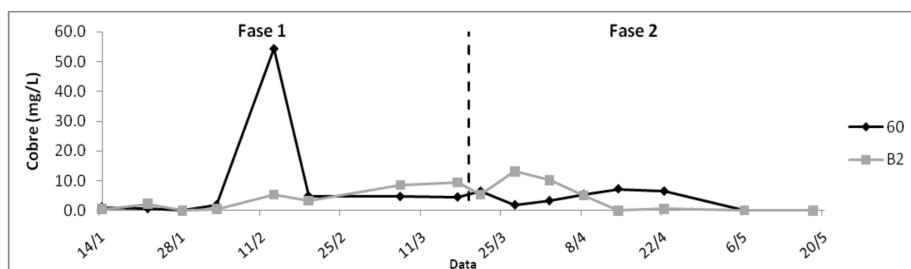


Figura 147 Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2



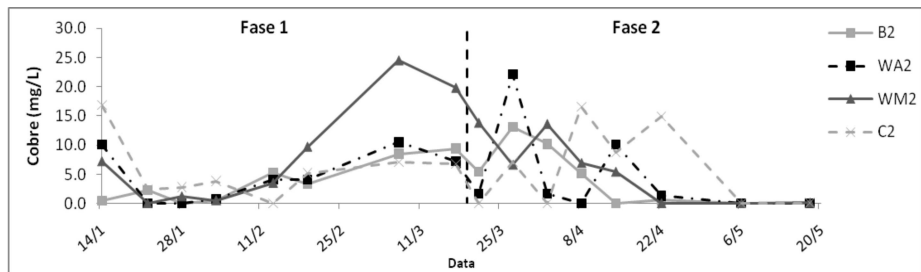


Figura 148 Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

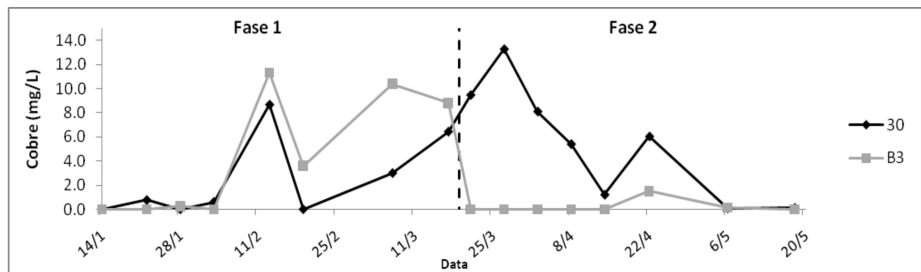


Figura 149 Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

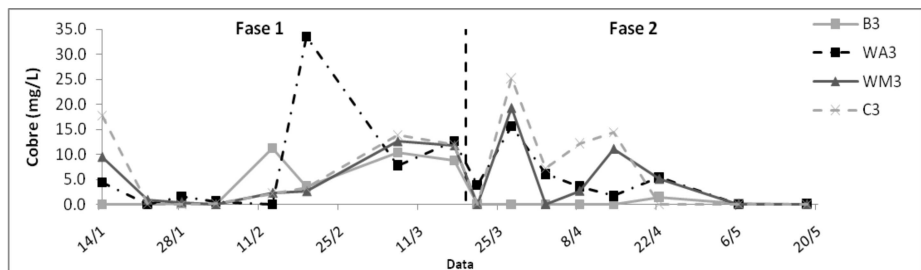


Figura 150 Séries temporais de cobre - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

As concentrações de cobre na amostra de chorume foram superiores às condições de lançamento de efluentes de acordo com a Deliberação Normativa COPAM-CERH 01/2008 (de 1,0 mg/L), para os três sistemas nas duas fases.

Na Fase 1 para o reator anaeróbio observaram-se eficiências de remoção apenas no Sistema 2 e na Fase 2 para os Sistemas 1 e 3. Ressalta-se que as

eficiências são relacionadas à precipitação de cobre juntamente com o lodo (Tabela 37).

Com base nos *wetlands* dos três sistemas, não houve nenhuma eficiência de remoção para o Sistema 1 em WM1 e para os Sistemas 2 e 3 em nenhuma das fases, indicando que o pós-tratamento com *wetlands* não é eficiente. Para WA1 e C1, observou-se uma redução no percentual de remoção dos três sistemas, muito provavelmente devido à saturação das macrófitas.

A eficiência global na Fase 1, apresentou-se com valores inferiores aos de eficiência dos *wetlands* em todos os sistemas, com exceção de W2 e WM2.

Observa-se que no Sistema 3 nenhum sistema de tratamento foi eficiente. Na Fase 2, maiores valores são observados em relação à eficiência dos *wetlands* para os Sistemas 1 e 3. Pode-se inferir que o tratamento biológico não é eficiente para a remoção de cobre.

Tabela 37 Eficiências médias de remoção de cobre nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i> (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
	<b>Fase</b>	<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	-96,0*	54,5	-10,6	56,4	10,8	-116,8	14,6
	2	25,6	45,2	-107,5	-367,9	59,3	-54,4	-248,0
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	58,4	-22,7	-121,9	-50,3	48,9	7,7	37,5
	2	-12,0*	-7,2	-34,9	-37,7	-20,1	-51,0	-54,2
		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	-76,5*	-76,7	-17,0	-43,6	-211,9	-106,6	-153,5
	2	96,2	0,0	0,0	0,0	16,5	12,3	-35,5

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração no efluente devido à perda de sólidos do lodo.

Dentre os metais pesados, em relação à remoção global do sistema, maior redução foi observada na Fase 1 para cromo, seguido de níquel, alumínio e bromo. Para os metais cobre e zinco, o sistema não foi eficiente na remoção

dos mesmos, indicando que o tratamento biológico não é indicado. Algumas diferenças entre as espécies foram observadas, como no caso de *Salvinia auriculata* que apresentou melhor desempenho em relação ao níquel, alumínio e zinco, enquanto que a *Eichhornia azurea* apresentou melhor desempenho na remoção de cromo, bromo e cobre. Na Fase 2, maiores remoções seguiram uma ordem para níquel seguido de cromo, bromo, alumínio, cobre e zinco. Não foi possível observar qual tipo de tratamento foi o que apresentou melhor desempenho, devido à oscilação entre um e outro. Apenas para níquel, o melhor tratamento foi o contendo *Salvinia auriculata* e para cobre o que contém *Eichhornia azurea* em todos os sistemas.

Observa-se que em relação à eficiência de remoção dos metais pesados (Cromo VI, alumínio, níquel, cobre, zinco e bromo), no geral, de acordo com as suas características de menor reprodução vegetativa, com menores taxas de manutenção o tratamento com aguapé de cordão seria o mais eficaz na Fase 1.

Com relação aos metais, segundo Esteves, 1989, as macrófitas aquáticas emergentes, por estarem fixas no sedimento, podem ser mais eficazes na remoção de metais do que as flutuantes, devido à rápida complexação destes à matéria orgânica e sua posterior precipitação, a exemplo disso, Maine et al. (2007) em seu estudo identificou que a espécie *Typha domingenses* apresentou remoção de 80% de ferro e 58% de cromo no tratamento de efluente de indústria metalúrgica. Hussar et al. (2004), estudando o tratamento de efluente de tanque de piscicultura constatou que a espécie *Typha spp.* removeu 40,51% de cobre, 45,87% de ferro e 56,11% de manganês. A *Typha latifolia* e *Phragmites australis*; apresentaram em média, redução de 96 e 87% de chumbo e cobre respectivamente, no tratamento de água de rio urbano contaminado com cobre e chumbo (SCHOLZ; XU, 2002).

#### **4.14 Macro componentes inorgânicos**

Os resultados dos macro componentes inorgânicos (ferro e manganês) são apresentados a seguir.

##### **4.14.1 Ferro**

Na Tabela 38 e Figuras 151, estão apresentados os valores Ferro nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Observou-se para os reatores anaeróbios redução das concentrações para o Sistema 1 das Fases 1 e 2 e para o Sistema 3 da Fase 1 e um incremento para o Sistema 2 na Fase 1 e para o Sistema 3 nas Fases 1 e 2. Reduções são associadas à precipitação no lodo e o incremento associado ao arraste de sólidos.

Tabela 38 Estatística descritiva da concentração de micronutrientes (Ferro e Manganês) ao longo dos Sistemas - Fase 1 com TDH de 9,2 e Fase 2 com TDH de 4,6

		Ferro (mg/L)				Manganês (mg/L)				
Fase		B1	WA1	WM1	C1	B1	WA1	WM1	C1	
S1	1	Média	79,3A	84,1	19,2	25,4	15,6	7,9aB	1,8aA	3,8aB
		S	67,3	114,5	14,4	26,8	20,9	11,4	3,5	4,2
	2	Média	23,3A	34,6	26,1	21,1	5,0	25,0aA	6,3bA	17,5aA
		S	17,3	41,2	24,3	15,0	10,7	13,1	11,9	10,4
Fase		B2	WA2	WM2	C2	B2	WA2	WM2	C2	
S2	1	Média	74,8A	67,0	32,0	66,1	7,0	9,1	4,9	6,6
		S	61,1	102,5	27,7	61,4	13,9	11,0	4,6	10,4
	2	Média	58,4A	26,1	35,5	21,4	8,8	15,0	11,3	12,5
		S	50,8	21,7	41,0	19,5	11,3	17,7	9,9	12,8
Fase		B3	WA3	WM3	C3	B3	WA3	WM3	C3	
S3	1	Média	172,1A	47,5	22,7	30,3	6,1	9,3	7,8	4,6
		S	129,3	70,8	21,9	17,8	5,4	12,1	14,8	4,5
	2	Média	65,3B	62,8	75,5	31,4	10,0	6,3	10,0	12,5
		S	58,5	38,7	86,8	41,3	7,6	11,9	10,7	10,4

S= Desvio padrão; S1= Sistema 1; S2 =Sistema 2; S3= Sistema 3.

Foram observadas diferenças estatísticas ( $P>0,05$ ) em relação às fases para o reator anaeróbio do Sistema 3. A Fase 2 foi considerada como a fase que apresentou menores concentrações de ferro pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Para *wetlands* dos Sistemas 1, 2 e 3, nas fases 1 e 2 não houve como diferenciar estatisticamente quais os sistemas de tratamento que apresentaram melhores desempenhos ( $P>0,05$ ).

Para *wetlands*, na Fase 1, maiores valores foram observados para “WA” nos três sistemas, possivelmente devido à absorção de ferro na fase inicial do experimento, levando a condição de saturação da aguapé de cordão. Na Fase 2, maiores valores foram observados para o sistema de tratamento “WM”, podendo

estar associado à retirada das plantas, o que abriu espaço para a reprodução de novas plantas; nos Sistemas 2 e 3 e no Sistema 1 para “WA”, muito possivelmente devido à saturação, corroborando com os resultados obtidos para a Fase 1.

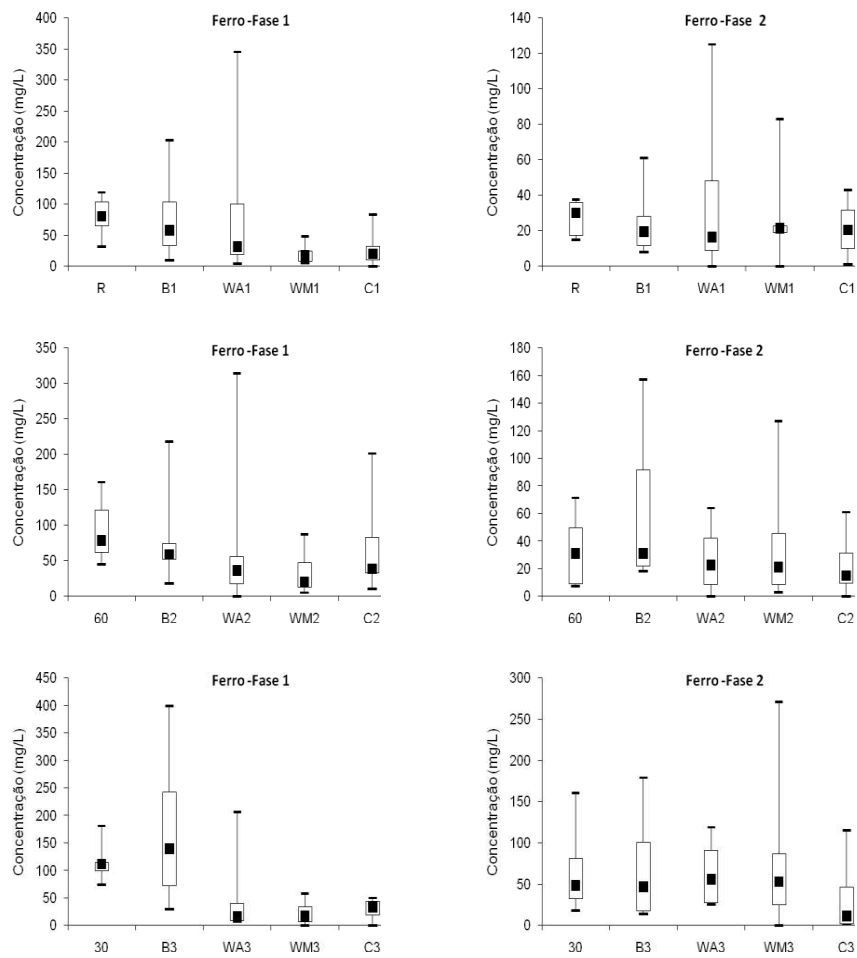


Figura 151 Box-plots das concentrações de ferro - Fase 1

As Figuras 152 a 157 mostram a evolução temporal, observa-se reduções significativas dos tratamentos.

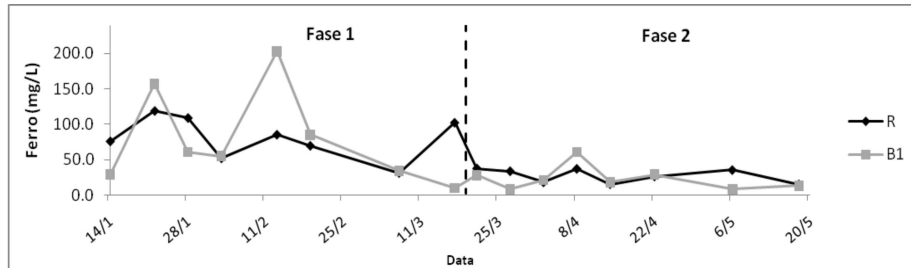


Figura 152 Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

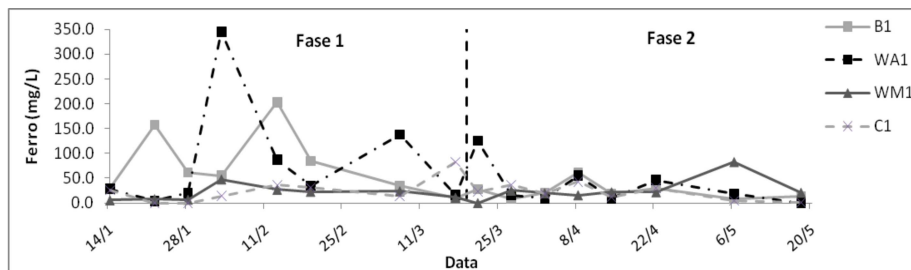


Figura 153 Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

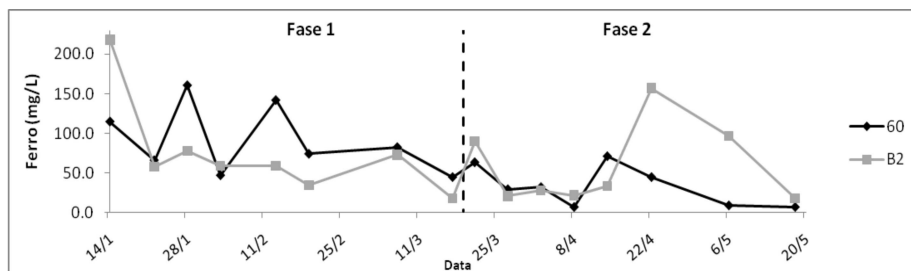


Figura 154 Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

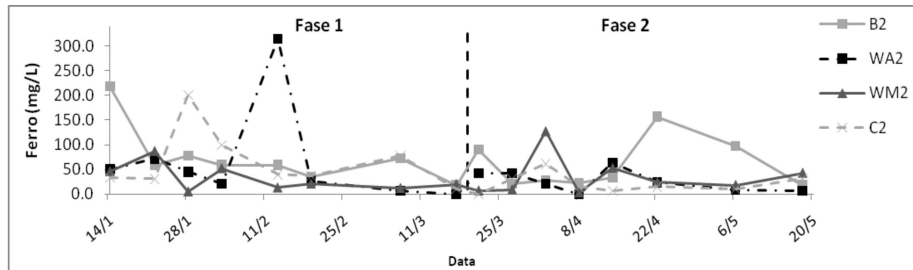


Figura 155 Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

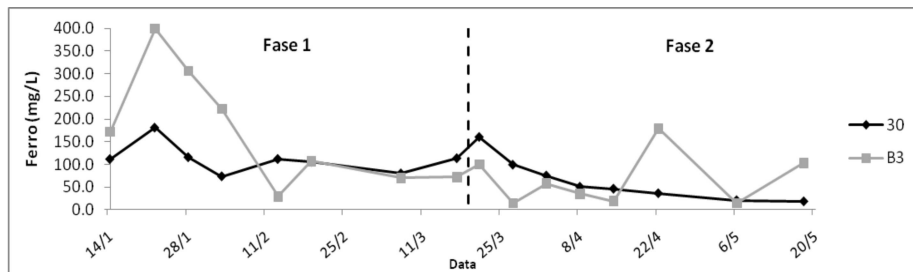


Figura 156 Séries temporais de ferro - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

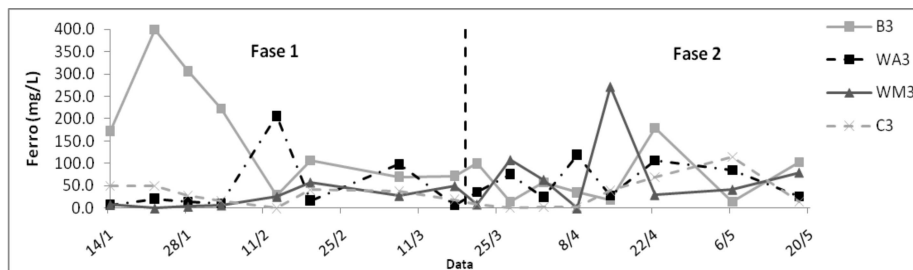


Figura 157 Séries temporais de ferro- Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/Wetlands

Na Tabela 39, apresentam-se os dados de eficiência do tratamento e a eficiência global para ferro.

Em relação aos reatores anaeróbios, maior eficiência de remoção foi observada para o Sistema 2 na Fase 1 (18,4%). Na Fase 2, apenas para o Sistema 1, foi observada eficiência (14,7%), ressaltando-se que os sistemas que não apresentaram eficiências foram devido ao arraste de sólidos.



Em relação aos *wetlands*, maiores eficiências foram observadas para a Fase 1 e o melhor tratamento foi para WM dos três sistemas, indicando que a marrequinha desenvolve um papel importante na remoção de ferro, devido ao acúmulo na sua biomassa. Na Fase 2, maiores porcentagens de eficiência foram observadas para C, podendo ser explicado pela saturação das macrófitas pela absorção de ferro, passando a atuar apenas o mecanismo de filtro para a remoção.

Observa-se que os valores de eficiência global foram ligeiramente superiores à eficiência nos *wetlands*, para os Sistemas 1 e 2 na Fase 1. Comportamento semelhante foi observado em relação às eficiências dos *wetlands*, indicando que o tratamento pelos mesmos foi necessário para a remoção de ferro, principalmente no Sistema 3.

Tabela 39 Eficiências médias de remoção de ferro nos Sistemas e Fases

		<b>Eficiência (%)<sup>1</sup></b>	<b>Eficiência <i>wetlands</i> (%)<sup>2</sup></b>			<b>Eficiência global (%)</b>		
<b>Fase</b>		<b>B1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>	<b>WA1</b>	<b>WM1</b>	<b>C1</b>
S1	1	1,6	-6,1	75,8	68,0	-4,	76,2	68,5
	2	14,7	-48,5	-12,0	9,4	-26,7	4,4	22,7
		<b>B2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>	<b>WA2</b>	<b>WM2</b>	<b>C2</b>
S2	1	18,4	10,4	57,2	11,6	26,9	65,1	27,9
	2	-75,4	55,3	39,2	63,4	21,6	-6,6	35,7
<b>Fase</b>		<b>B3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>	<b>WA3</b>	<b>WM3</b>	<b>C3</b>
S3	1	-54,5	72,4	86,8	82,4	57,4	79,6	72,8
	2	-3,5	3,8	-15,6	51,9	0,5	-19,7	50,2

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração no efluente devido à perda de sólidos do lodo.

#### 4.14.2 Manganês

Na Tabela 38 e Figuras 158 estão apresentados os valores Manganês nos efluentes dos reatores anaeróbios e *wetlands*.

Na Fase 1, percebeu-se uma redução das concentrações nos efluentes do reator anaeróbio para os três sistemas em relação aos seus afluentes, com maiores concentrações para o Sistema 1 na Fase 1 e para o Sistema 3 na Fase 2. Não foram observadas diferenças estatísticas entre as fases ( $P > 0,05$ ).

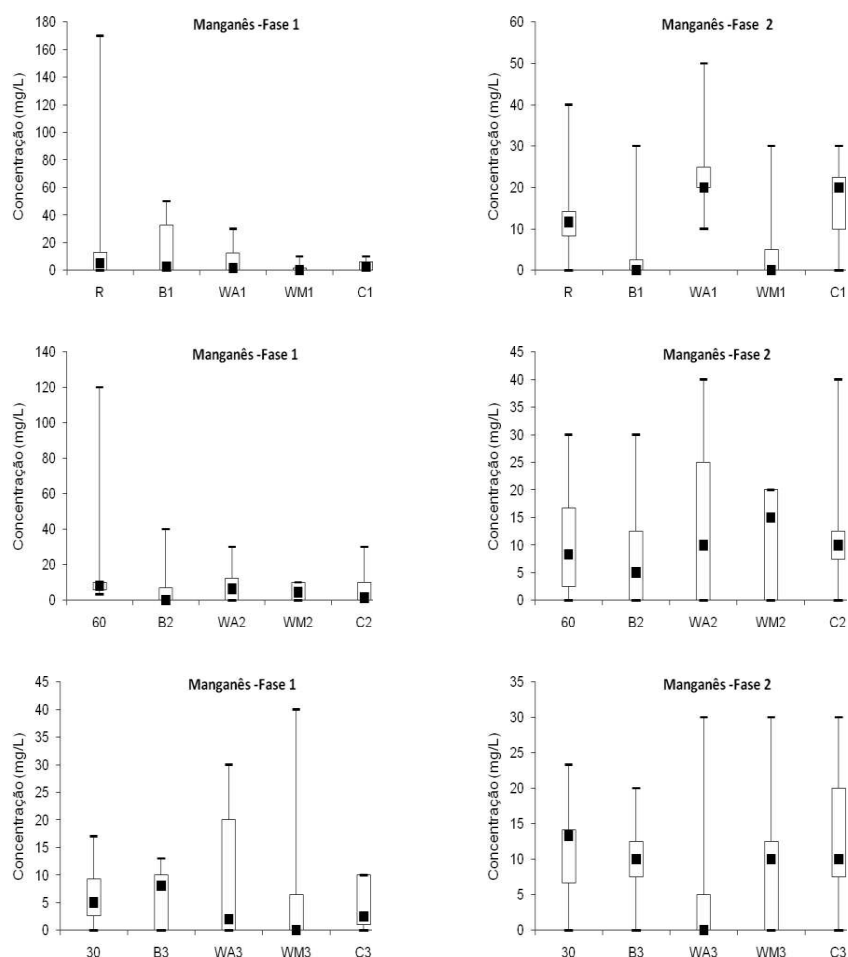


Figura 158 Box-plots das concentrações de manganês - Fase 1

Para *wetlands*, maiores valores foram observados para “WA” em todos os sistemas, na Fase 1 e na Fase 2, maiores valores de Manganês para “WA” nos Sistemas 1 e 2 e para “C” no Sistema 3, possivelmente devido à rápida saturação na assimilação do manganês, indicando que as macrófitas obtiveram uma absorção maior nas primeiras semanas. Observou-se diferenças estatísticas para as fases, no Sistema 1 em que na Fase 1 notou-se menores concentrações, em

relação aos sistemas de tratamento, também para o Sistema 1, observou-se menores valores para WM1 na Fase 2, ao teste de Scott-Knott.

As Figuras 159 a 164 mostram a evolução temporal. Possível observar para os parâmetros ferro e manganês que a Fase 2 apresentou maiores valores em relação à Fase 1 para ferro podendo estar associado à liberação de compostos dos resíduos mais rapidamente. Já em relação ao manganês, os maiores valores para a Fase 2, podem ser atribuídos à maior vazão e posteriormente a algum tipo de resíduo que possa ter liberado maiores concentrações de manganês, que fizesse o mesmo se elevar.

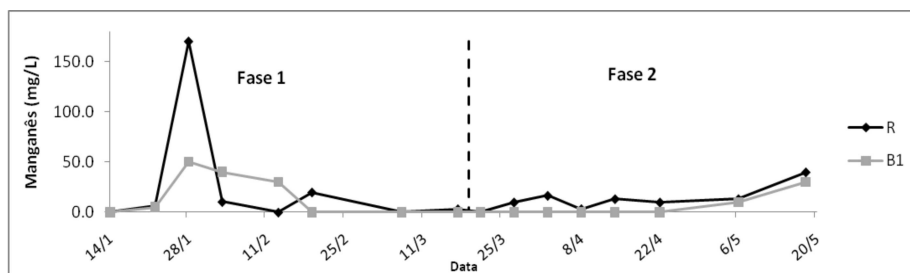


Figura 159 Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 1: R/B1

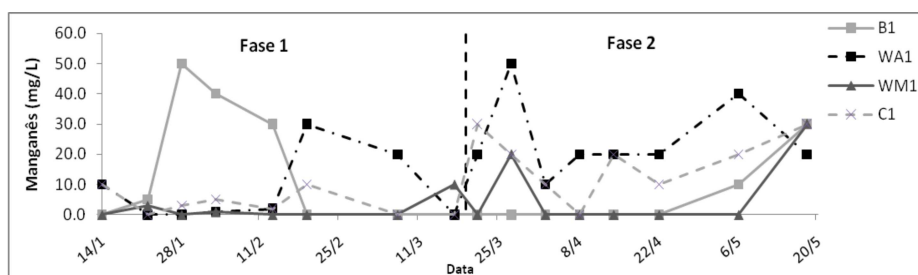


Figura 160 Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 1: B1/Wetlands

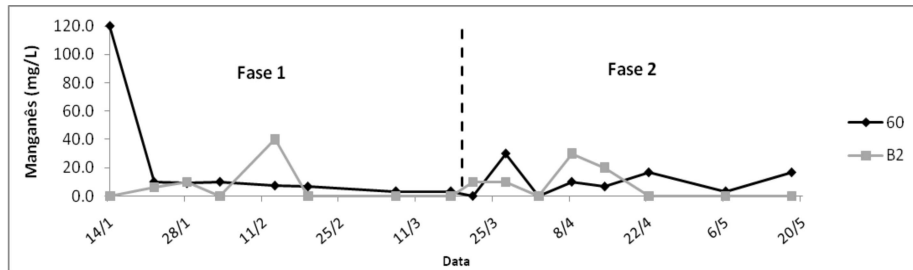


Figura 161 Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 2: 60/B2

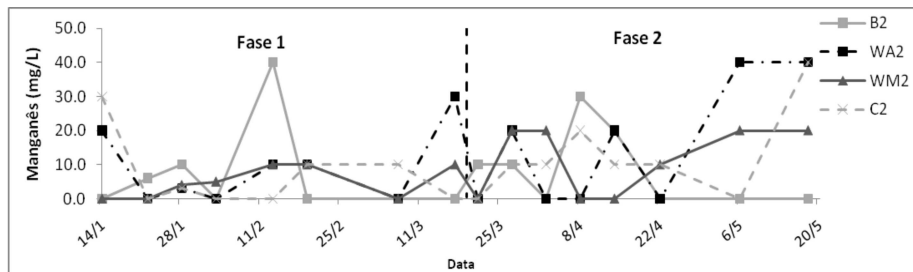


Figura 162 Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 2: B2/Wetlands

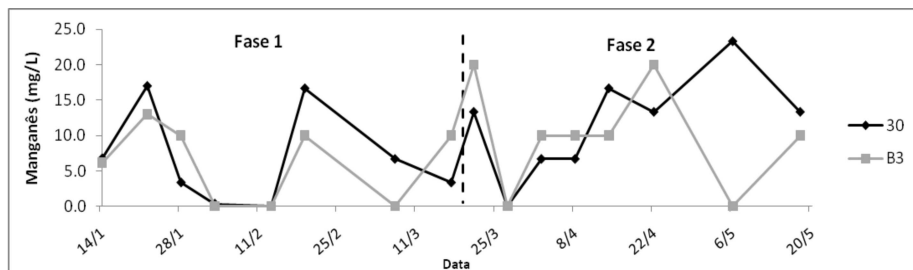


Figura 163 Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 3: 30/B3

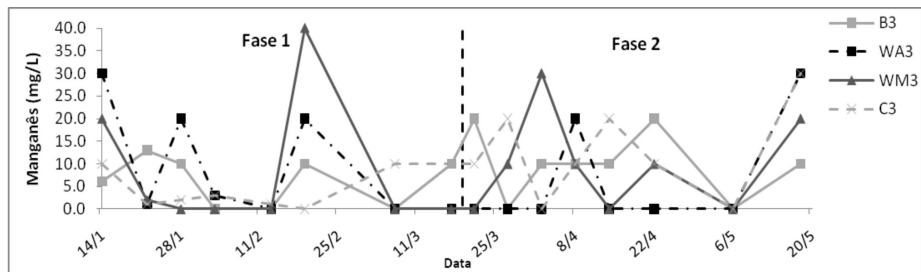


Figura 164 Séries temporais de manganês - Fase 1 e 2 Sistema 3: B3/*Wetlands*

As concentrações do manganês e do ferro na amostra de chorume se apresentaram superiores às condições de lançamento de efluentes de acordo com a Deliberação Normativa COPAM-CERH 01/2008, que para manganês é de 1,0 mg/L e para ferro de 15 mg/L. Lima (2008) encontrou valores contrários com concentrações do manganês e do ferro abaixo do padrão de lançamento, porém também foi observado aumento na concentração do manganês e do ferro nos recipientes com macrófitas, o qual, o pesquisador atribuiu à morte das plantas que acarreta a eliminação dos metais para o meio.

Com base na eficiência de manganês, na Tabela 40, observa-se na Fase 1, que em todos os reatores anaeróbios dos três sistemas houve eficiência de remoção, com maiores eficiências para o Sistema 2 na Fase 1 (67%) e para o Sistema 1 na Fase 2 (62,4%). Ainda na Fase 2, observou-se um incremento na eficiência de remoção dos reatores anaeróbios dos Sistemas 1 e 3 relacionado à precipitação de manganês juntamente com o lodo.

Tabela 40 Eficiências médias de remoção de manganês nos Sistemas e Fases

	Fase	Eficiência (%) <sup>1</sup>	Eficiência <i>wetlands</i> (%) <sup>2</sup>			Eficiência global (%)		
		B1	WA1	WM1	C1	WA1	WM1	C1
S1	1	40,7	49,4	88,5	75,6	70,0	93,2	85,6
	2	62,4	-400,0	-26,0	-250,0	-88,0	52,6	-31,6
S2		B2	WA2	WM2	C2	WA2	WM2	C2
	1	67,0	-30,0	30,0	5,7	57,1	76,9	68,9
	2	15,4	-70,5	-28,4	-42,0	-44,2	-8,7	-20,2
S3		B3	WA3	WM3	C3	WA3	WM3	C3
	1	10,3	-52,5	-27,9	24,6	-36,8	-14,7	32,4
	2	14,5	37,0	0,0	-25,0	46,2	14,5	-6,8

\*Os valores negativos significam que houve um aumento da concentração efluente devido à perda de sólidos do lodo.

Em relação aos *wetlands*, maiores eficiências foram observadas para WM dos Sistemas 1 e 2. Na Fase 2, observou-se nenhuma eficiência de remoção nos Sistemas 1 e 2 e no Sistema 3 para WM3 e C3, podendo isso estar relacionado com a taxa de saturação das plantas, quanto com os filtros do *wetland* controle.

Maiores valores de eficiência global foram observados para as duas fases em relação às eficiências dos *wetlands*. Na Fase 1, as maiores eficiências foram observadas para “WM” dos Sistemas 1 e 2, podendo-se inferir que o transplântio, todas as vezes em que as plantas morreram, foi considerado favorável.

Dentre os macrocomponentes inorgânicos (ferro e manganês), maiores reduções foram observadas nos reatores anaeróbios para o manganês, tanto na Fase 1 como na Fase 2, em relação às eficiências dos *wetlands*, como para a eficiência global, para o Sistema 1, maiores reduções para o manganês e para os Sistemas 2 e 3, para o ferro.

Algumas diferenças entre as espécies foram observadas, em relação à eficiência de remoção dos macrocomponentes inorgânicos (ferro e manganês). Maiores eficiências são observadas para WM e menores eficiências para WA, e se a intenção for de remover manganês e ferro, o *wetland* contendo marrequinha (WM) é o mais indicado, porém os valores de eficiência são inferiores aos de Lima (2008), que avaliou o potencial de dez espécies de macrófitas aquáticas emergentes naturais da região de Campo Mourão no pós-tratamento de chorume utilizando sistema de *wetlands* construídos com tempo de detenção de 20 dias em que as espécies *P. parviflora*, *H. ranunculoides* e *C. nudiflora*, *Luziola peruviana* e *Ludwigia. peploides* foram as que apresentaram os melhores resultados com redução de 97,37 a 99,67% de ferro, de 86,00 a 99,57% de manganês.

#### **4.15 Caracterização do lodo**

Os resultados da caracterização do lodo quanto à avaliação da massa microbiana, metais pesados e macro componentes inorgânicos são apresentados a seguir.

##### **4.15.1 Avaliação da massa microbiana**

Na Tabela 41, são apresentados os valores de sólidos para avaliação da massa microbiana para os três sistemas. Observa-se que os maiores valores de ST foram obtidos para o Sistema 3, seguido do Sistema 1 e 2 respectivamente. Em relação ao SV, que corresponde a uma medida de biomassa presente nos reatores, observam-se maiores valores para o Sistema 1, seguidos pelo Sistema 3 e 2, indicando que no Sistema 1 houve maior conversão dos resíduos em biomassa. Os valores em porcentagem para SV para os Sistemas 1, 2 e 3 foram



3,34%, 0,74% e 1,31%, estes valores demonstram que o desempenho do reator anaeróbio não foi comprometido. Ramos (2008), avaliando a influência da operação de descarte do lodo no desempenho de reatores UASB, submetidos a diferentes rotinas de descarte de lodo, obteve valores de concentrações médias no reator variando de 0,6 a 1,0% de biomassa. Monitorando por 270 dias um reator UASB tratando esgotos domésticos sem descarte de lodo no período, Versiani (2005) verificaram que a manta de lodo apresentou concentração de lodos superior a 10% e, apesar disso, o desempenho do reator não foi comprometido.

Na relação de STV/ST de acordo com a Resolução CONAMA n° 375/2006 para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,70. Para o lodo avaliado dos três sistemas, a relação STV/ST foram inferiores a 0,70 (para B1 foi de 0,61, para B2 de 0,37 e para B3 de 0,04), indicando que o lodo estava estabilizado. Portanto, para fim de utilização agrícola não se tem restrição quanto ao teor de sólidos, porém é necessário avaliação de outros componentes, tais como metais pesados e macrocomponentes inorgânicos.

Tabela 41 Massa microbiana dos Sistemas 01, 02 e 03

	<b>ST</b> <b>(KgST)</b>	<b>Concentra-</b> <b>ção de</b> <b>ST%</b>	<b>SV</b> <b>(KgSV)</b>	<b>Concentra-</b> <b>ção de</b> <b>SV %</b>	<b>SF</b> <b>(KgSF)</b>	<b>Concentra-</b> <b>ção de</b> <b>SF%</b>
B1	0,54	5,43	0,330	3,34	0,206	2,09
B2	0,20	1,20	0,073	0,74	0,046	0,46
B3	3,26	11,18	0,130	1,31	0,975	9,87

#### 4.15.2 Metais pesados e macrocomponentes inorgânicos presentes no lodo

Na Tabela 42, estão apresentados os valores médios das concentrações de cromo, alumínio, bromo, zinco, níquel, cobre, ferro e manganês no lodo coletados ao final do experimento, para os Sistemas 1, 2 e 3.

Tabela 42 Comparação do valor de investigação e valores médios de metais pesados e substâncias inorgânicas presentes no lodo ao final do experimento

<b>Metais e macro componentes inorgânicos</b>	<b>B1</b>	<b>B2</b>	<b>B3</b>	<b>Valor de investigação</b>
	<b>mg/Kg (Base seca)</b>			
Alumínio	165,9	333,9	26,8	-
Ferro	681,9	12020,0	599,2	-
Cobre	14,7	<b>751,3</b>	0,4	200
Cromo	0,0	0,0	0,0	150
Manganês	0,0	0,0	89,4	-
Zinco	129,0	0,0	0,0	450
Níquel	<b>346,5</b>	<b>1711,2</b>	<b>91,2</b>	70
Bromo	0,0	0,0	0,0	-

Maiores concentrações foram observadas para o reator anaeróbico do Sistema 2 (alumínio, ferro, cobre e níquel), à exceção de zinco encontrado para o Sistema 1 e manganês para o Sistema 3. Destaca-se também as concentrações de cromo hexavalente e bromo com 0,0 mg/Kg nos reatores anaeróbios dos três sistemas, indicando que esses elementos foram carregados para os *wetlands*.

Segundo a Resolução do CONAMA, nº420/2009 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, o lodo proveniente do chorume deve respeitar os valores de investigação, sendo a concentração de determinada substância no solo ou na

água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado. Observou-se que os elementos níquel para os três sistemas e o cobre para o Sistema 2 superam os valores de intervenção. Portanto, o lodo proveniente dos reatores anaeróbios dos três sistemas não pode ser disposto no solo, uma vez que poderia causar riscos e danos à saúde, e estes só podem ser dispostos em aterros de classe 1 ou aterros sanitários.

## 5 CONCLUSÕES

### Reatores anaeróbios:

- a) Não se mostraram eficientes na remoção de matéria orgânica de nutrientes e parâmetros bacteriológicos
- b) Para SS e SSV, apresentaram uma eficiência acima de 60% nos sistemas com maiores porcentagens de matéria orgânica (S2 e S3)
- c) Mostraram-se pouco eficientes na remoção de metais.

### *Wetlands:*

- a) Apresentaram eficiência de  $DQO_t$  acima de 60% para as duas macrófitas nos três sistemas e acima de 80% em relação à remoção de  $DQO_f$  (matéria orgânica) nos sistemas com 30% e 60% com melhor desempenho para o aguapé “WA” para  $DQO_t$  e marrequinha “WM” para  $DQO_f$ .
- b) Para SS e SSV, apresentaram uma eficiência acima de 80% no Sistema com 30% de matéria orgânica (S3); na Fase 2, a pior performance foi observada para o Sistema 2 (S2) e o melhor desempenho em todos os sistemas para aguapé de cordão (tratamento “WA”).
- c) Em relação aos nutrientes, as maiores eficiências foram na remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato com destaques para os sistemas com maiores porcentagens de matéria orgânica, sendo o Sistema 3 o que apresentou melhor desempenho; já para o fosfato, a maior eficiência foi observada para S1.

- d) Apresentaram eficiências satisfatórias para parâmetros bacteriológicos, com maiores TDH e maiores reduções para S1 e S2, com melhor desempenho para o Sistema 2, para o tratamento C e WA, no qual se tem maior exposição de raios ultravioletas.
- e) No geral, não houve como diferenciar qual o melhor sistema de tratamento (WA, WM e C) devido ao comportamento para os parâmetros analisados (WM1 para o Sistema 1, nas duas Fases, WA2, na Fase 1, WM2 e C2 para o Sistema 2, na Fase 2 e no Sistema 3, C3 para a Fase 01 e WA3, na Fase 2). Para a oscilação entre um sistema de tratamento e outro, também não permitiu identificar qual sistema de tratamento apresentou melhor desempenho.
- f) No geral na Fase 1, houve melhor desempenho no tratamento dos parâmetros químicos e bacteriológicos e de alguns metais (cromo, níquel, alumínio, bromo e ferro), para os demais metais, melhor desempenho foi observado para a Fase 2. Para os metais cobre e zinco, o sistema não foi eficiente na remoção dos mesmos, indicando que o tratamento biológico não é indicado.
- g) Entre os Sistemas, não houve como identificar qual propiciou o melhor desempenho, sendo que cada um apresenta suas particularidades em relação aos parâmetros avaliados.

Com relação às macrófitas, devido às características de menor reprodução e conseqüentemente menor necessidade de manutenção, pode-se recomendar o sistema de tratamento “WA”, aguapé de cordão.

A eficiência de remoção global para a maioria dos parâmetros se mostrou inferior à eficiência apresentada pelos *wetlands*, sugerindo que o reator anaeróbio influenciou de forma negativa no processo, o que se atribui

principalmente ao arraste de sólidos e/ou maior COV na Fase 1, portanto, pesquisas neste sentido devem ser conduzidas para identificar os melhores valores destes parâmetros de projeto.

Outro fator que se avalia como importante é a questão de não ter havido renovação da carga de RSU, e, portanto, a carga de poluente foi sendo gradualmente reduzida ao longo do período de experimento, pelo processo de percolação, o que de certo modo influencia no comportamento do sistema de tratamento.

Para estudos posteriores, sugerem-se maiores TDHs e a reposição de lixo com mais frequência.

## REFERÊNCIAS

ADAG, O. N.; SONZA, D. T. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/ completely stirred tank reactor (CSTR) systems. **Process Biochemistry**, London, v. 40, n. 2, p. 859-902, Feb. 2005.

ALMEIDA, G. W. de. **Aspectos ecológicos da comunidade de macrófitas aquáticas na Represa do Funil, MG**: perspectiva para o manejo. 2012. 154 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

AMARAL, C. M. C. et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, nov./dez. 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **APHA standard methods**: for examination of water and wastewater. 21. ed. Baltimore: APHA, 2005.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 152-161, abr./jun. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15849**: Resíduos sólidos urbanos – aterros sanitários de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. São Paulo: ABNT, 2010.

BAERE, L. de. State-of-the-art of anaerobic digestion of municipal solid waste. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., 2003, Cagliari. **Proceedings...** Cagliari: Cisa, 2003. p. 6 – 10.

BARCELOS, B. R. de, **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L. **Saneamento**. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 1995.

BIDONE, R. F. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: Editora da EESC-USP, 1999.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um Sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**: estudo de caso — central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/RS. 2007. 168 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

BOFF, R. D. **Aterros sanitários**: duas perspectivas tecnológicas – filtros anaeróbios para o tratamento de lixiviados e sistemas de recirculação de lixiviados. 2005. 143 p. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2005.

BOUALLAGUI, H. et al. Bioreactor performance in digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochemistry**, London, v. 40, n. 3-4, p. 989-995, Mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 404, de 12 de novembro de 2008. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos. **Diário do Oficial da União**, Brasília, DF, 12 nov. 2008. Seção 1, p. 93. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_2008\\_404.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2008_404.pdf)>. Acesso em: 15 set. 2014.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário do Oficial da União**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. n. 249, p. 81-84. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 15 set. 2014.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 de ago 2010. Seção 1, p. 3. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 21 jan. 2011.



BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário do Oficial da União**, Brasília, DF, 30 ago. 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2014.

BRUMMELER, E. T. **Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste**. 1993. 193 p. Tese (Doutorado) - Wageningen Agricultura University, Wageningen, 1993.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003. Cap. 3, p. 59–83.

CAMPOS, J. C. et al. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Vitória: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CANCIAN, L. F. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo**. 2007. 55 p. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2007.

CARNEIRO, P. H. **Efeito da adição de lodo ao inóculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 115 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

CASTILHO JÚNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos: aterros sustentável para município de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.; CAMPOS, C. M. M. **Tratamento anaeróbio de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG, 1995.

CHERUBINI, R. **Avaliação ambiental do sistema de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos do município de Farroupilha – RS**. 2008. 41 p. Relatório (Estágio Supervisionado em Engenharia Ambiental) - Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2008.

CHIAN, E. S. K.; WALLE, F. B. de. Characterization of soluble organic matter in leachate. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 11, n. 2, p. 158-162, Feb. 1977.

CHRISPEELS, M. J.; SADAVA, D. E. **Plants, genes, and crop biotechnology**. 2. ed. Massachusetts: Jones and Bartlett Publishers International, 2003.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 24, n. 2, p. 119-202, 1994.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P. Basic biochemical process in landfills. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. **Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact**. London: Academic Press, 1991. p. 29-49.

CINTRA, I. S. **Estudo da influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado na aceleração do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. 2003. 352 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

COLLAÇO, A. B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 2001. 77 p. Tese (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2001.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e percolados líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. 2008. 731 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

COOPER, P. F. et al. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 44, n. 11-12, p. 393-398, 2001.

COSTA, B. M. P. **Estudo da influência da recirculação de chorume na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. 2002. 122 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

COSTA, J. A. **Remoção de poluentes em um Sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador**. 2013. 193 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.

DÍAZ, L. F. et al. **Solid waste management for economically developing countries**. 2. ed. Concorde: Calrecovery, 2003.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 33, n. 4, p. 356–365, Apr. 1961.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 115 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

EHRIG, H. J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management & Research**, London, v. 1, n. 1, p. 53-68, Jan. 1989.

ESTEVEZ, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1989.

ESTOPPEY, N. **Evaluation of small-scale biogas systems for the treatment of faces and kitchen waste**. Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2010.

FELIZOLA, C. de S. **Estudo cinético do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. 2006. 89 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, Rio Grande do Norte, 2006.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, nov./dez. 2011.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 176 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. p. 29-52.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: TALLER Y SEMINÁRIO LATINO AMERICANO: TRATAMIENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideo. **Proceedings...** Montevideo: Graphis Ltda, 1994. p. 97-10.

FRANCO, C. S., **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e percepção dos hábitos no descarte no Sul de Minas Gerais**. 2012, 157 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Panorama da destinação dos resíduos sólidos urbanos no estado de Minas Gerais em 2013**. Belo Horizonte: FEAM, 2014.

GARDNER, J. L.; AL-HAMDANI, S. H. Interactive effects of aluminium and humic substances on *Salvinia*. **Journal of Aquatic Plant Management**, Amsterdam, v. 35, p. 30-40, 1997.

GENEVIERE, M. C.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 59, n. 3-4, p. 195-215, Dec. 1997.

- GOMES, L. A. **Desempenho de um reator anaeróbio em bateladas seqüenciais no tratamento de lixiviado proveniente da degradação de resíduos sólidos urbanos**. 2008. 86 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- GONÇALVES, S. C. **Efeito da agitação mecânica na co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 2005. 86 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.
- GOPAL, B. Aquatic weeds problems and management in Asia. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.) **Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation**. Oxford: Oxford University Press, 1990. Cap. 16, p. 318-340.
- GREENWAY, M.; DALE, P.; CHAPMAN, H. An assessment of mosquito breeding and control in four surface flow wetlands in tropical-subtropical. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 48, n. 5, p. 249–256, 2003.
- GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Constructed wetlands in Queensland: performance efficiency and nutrient bioaccumulation. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 12, n. 1-2, p. 39-55, Jan. 1999.
- GYALPO, T. **Anaerobic digestion of canteen waste at a secondary school in Dar es Salaam, Tanzania**. Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2010.
- HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. Concepção do sistema de tratamento de chorume para aterro sanitário de Ilhéus - BA. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: SILUBESA, 2000. p. 1515-1524.
- HENCH, K. et al. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. **Water Research**, Oxford, v. 37, n. 4, p. 921-927, Feb. 2003.
- HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M.; CAMARGO, A. F. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 610, n. 1, p. 153-160, Sept. 2008.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de n - amoniacal por stripping**. 2008. 122 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

HUSSAR, G. J. et al. Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de nutrientes de efluentes de piscicultura. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 1, n. 1, p. 25-34, jan./dez. 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. São Paulo: IBGE, 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoedevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoedevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf)>. Acesso em: 21 nov. 2011.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

JARDIM, N. S. **O lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 1995.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 448-453, May 1983.

JOKELA, J. P. Y.; VAVILIN, V. A.; RINTALA, J. A. Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic degradation. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, n. 4, p. 501-508, Mar. 2005.

KADLEC, R. H. et al. **Constructed wetlands for pollution control**: processes, performance, design and operation. London: IWA Publishing, 2000.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater: a tropical study. **Water Research**, Oxford, v. 37, n. 3, p. 681-687, Feb. 2004.

KHATIWADA, N. R.; POLPRASERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetland. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 40, n. 3, p. 109-116, 1999.

KIM, M. et al. Inhibition of ERK-MAP kinase signaling by RSK during *Drosophila* development. *EMBO Journal*, Oxford, v. 25, n. 13, p. 3056-3067, July 2006.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 16, n. 4, p. 545-560, Feb. 2001.

KJELDSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 32, n. 4, p. 297-336, June 2002.

KLOMJEK, P.; NITISORAVUT, S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. **Chemosphere**, Oxford, v. 58, n. 5, p. 585-593, Feb. 2005.

KURSCHEIDT, E. C. S. **Avaliação da fitorremediação como alternativa de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando macrófitas**. 2011. 156 p. Dissertação (Mestrado em engenharia de recursos Hídricos e ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2011.

LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Review**, Denver, v. 14, n. 2, p. 89-136, June 2006.

LANGENHOFF, A. M.; STUCKEY, D. C. Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature. **Water Research**, Oxford, v. 34 n. 15, p. 3867-3875, 2000.

LANZA, V. C. V. **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2009.

LAY, J. J. et al. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste. **Water Science and Technology**, New York, v. 36, n. 6-7, p. 493-500, 1997.

LECKIE J. O.; PACEY, J. G.; HALVADAKIS, C. Landfill management with moisture control. **Journal of Environmental Engineering Division**, Stanford, v. 105, n. 2, p. 337-355, Mar./Apr. 1979.

LEITE, V. D. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 2, p. 190-196, mar./abr. 2009.

LEITE, V. D. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial**. 1997. 190 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

LETTINGA, G.; POL, L. W. H.; ZEMAN, G. **Biological wastewater treatment. Part I: anaerobic wastewater treatment**. Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1996.

LI, Z.; SHUMAN, L. M. Heavy metal movement in metal-contaminated soil profiles. **Soil Science**, Madison, v. 161, n. 10, p. 656-666, Oct. 1996.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um Sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume**. 2002. 156 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

LIMA, F. T. **Capacidade de retenção e dinâmica de um wetland construído no tratamento de águas residuais**. 2011. 123 p. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

LIMA, J. D. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. Campina Grande: ABES, 2004.

LIMA, J. S. **Avaliação da contaminação do lençol freático do lixão do Município de São Pedro da Aldeia – RJ**. 2003. 87 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

LIMA, S. B. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR**. 2008. 86 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.



LIN, Y. F. et al. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, Baring, v. 134, n. 3, p. 411-421, Apr. 2005.

LÔBO, E. M. P. S. **Estudo comparativo das características dos líquidos percolados gerado no aterro metropolitano – PB e no aterro da Muribeca – PE**. 2006. 127 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

LUCAS JÚNIOR, J. de et al. Use of the swine manure in three systems of reatores anaeróbios. In: CONFERENCE ON AGRICULTURAL ENGINEERING, 1996, Madrid. **Paper...** Madrid: AgFng, 1996. p. 1007-1014.

LUNA, M. L. D. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades. **Agropecuária Técnica**, Paraíba, v. 29, n. 1, p. 01-06, 2008.

MAINE, M. A. et al. Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. **Chemosphere**, Oxford, v. 68, n. 6, p. 1105-1113, June 2007.

MANNARINO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 108–112, abr./jun. 2006.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. 1998. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo superficial. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, 1999. p. 409-435.

MARQUES, R. F. P. V. et al. Impacts of urban solid waste disposal on the quality of surface water in three cities of Minas Gerais - Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 36, n. 6, p. 684-692, nov./dez. 2012

MARQUES, R. F. P. V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais**. 2011. 95 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MASHAURI, D. A.; MULUNGU, D. M. M.; ABDULHUSSEIN, B. S. Constructed wetland at the University of Dar Es Salaam. **Water Research**, Oxford, v. 34, n. 4, p. 1135-1144, Mar. 2000.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**. Cornwall: IWA Publishing, 2003.

McCARTY, P. L. History and overview of anaerobic digestion. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, 2., 1981, [s.n.]. **Proceedings...** [S.l: s.n.], 1981.

MENENDEZ, M.; PEÑUELAS, J. Seasonal photosynthetic and respiratory responses of *Ruppia cirrhosa* (PETAGNA) GRANDE to changes in light and temperature. **Archive fur Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 129, n. 2, p. 221-230, 1993.

MENENDEZ, M.; SANCHEZ, A. Seasonal variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream Mediterranean ponds. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 61, n. 1, p. 01-15, 1998.

MERBACH JUNIOR, P. S. **Estudos de avaliação de metais pesados em percolado de aterro sanitário em função do tempo de disposição**. 1989. 83 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

METCALF, E. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa nº 52, de 14 de dezembro de 2001. Convoca os municípios para o licenciamento ambiental de sistema adequado de disposição final de lixo e dá outras providências. **Diário do Executivo**, Brasília, DF, 15 dez. 2012. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8570>>. Acesso em: 23 set. 2014.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa nº 118, de 27 de junho de 2008. Altera os artigos 2º, 3º e 4º da Deliberação Normativa 52/2001, estabelece novas diretrizes para adequação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no Estado, e dá outras providências. **Diário Oficial**, Belo Horizonte, 28 set. 2014.

MINAS GERAIS. Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG, nº01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário do Executivo**, Brasília, DF, 13 maio 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 22 jan. 2011.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 20-23, jan./fev. 2006.

MUNGUR, A. S. et al. An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 35, n. 5, p. 125-133, 1997.

NAVES, L. C. **Influência da compactação do solo na produção e no potencial poluidor de lixiviados de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Anaerobic codigestion of coffee waste and sewage sludge. **Waste Management**, Oxford, v. 26, n. 2, p. 176-181, 2006.

NÓBREGA, C. C. et al. Monitoramento de chorume no antigo Lixão do Roger em João Pessoa – Paraíba – Brasil. In: SIMPÓSIO IBEROAMERICANO DE ENGENHARIA DE RESÍDUOS, 1., 2008, Castellón. **Anais...** Castellón: Redisa, 2008. p. 01-08.

OLIVEIRA, R. S.; AFONSO, J. C. Bromo. **Química Nova na Escola**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 66-67, 2013.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Org.). **Ecologias e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 319-341.

PERBANGKHEM, T.; POLPRASERT, C. Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, Essex, v. 101, n. 2, p. 833–835, Jan. 2010.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Editora do Autor, 2004.

PIRES, J. C. de A. **Projeto de tratamento do chorume produzido no aterro metropolitano de Gramacho através de “wetland”**. 2002. 74 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

PISTORI, R. E. T. **Crescimento de macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia Stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de nutrientes**. 2009. 61 p. Tese (Doutorado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Georgia: Hazardous Waste Environmental Research Laboratory, 1985. (U.S. EPA Cooperative Agreement CR-809997, Tech Project n° E-20-G01).

POMPÊO, M. L. M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000.

PREUSSLER, K. H. **Avaliação da eficiência do tratamento de uma área alagável natural adotada no aterro sanitário de Guaratuba, PR, Brasil para o pós-tratamento do chorume**. 2008. 138 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, Curitiba, 2008.

QASIM, R. S.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment**. London: CRC Press, 1994.

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal**. 2008. 133 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília, 2008.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2012.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RIUJI, L. C. **Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania**. 2009. 63 p. Thesis (Bachelor Natural Resource Sciences) - Zurich University of Applied Sciences, Zurich, 2009.

RODRIGUES, L. dos S. **Concepção e avaliação de Sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura**. 2008. 151 p. Tese (Doutorado em Ciência Animal) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

ROUSSEAU, D. P. L. et al. Constructed wetlands for water reclamation. **Desalination**, Amsterdam, v. 218, n. 1-3, p. 181-189, Jan. 2008.

SALARO JUNIOR, R. **Avaliação da eficiência de Sistema fito-pedológico (wetlands) na depuração de efluentes domésticos gerado em pequena comunidade**. 2008. 156 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, Botucatu, 2008.

SANDES, L. R. G. **Avaliação da eficiência de sistema combinado de lagoa de estabilização e Wetlands construídos: estudo de caso do aterro sanitário de Vera Cruz-BA**. 2008. 87 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008.

SANTANA, A. M. de. **Avaliação de sistema composto por reatores anaeróbios e aeróbio para tratamento de águas residuárias de suinocultura.** 2008. 260 p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2008.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia.** Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

SCHOLZ, M.; XU, J. Comparison of constructed reed beds with different filter media and macrophytes treating urban stream water contaminate with lead and copper. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 18, n. 3, p. 385-390, Jan. 2002.

SESHAVATHARAM, V. Traditional uses and problem of noxious growth. In: GOPAL, B. (Ed.). **Ecology and management of aquatic vegetation in the Indian subcontinent.** Dordrecht: Kluwer Academic, 1990. Cap. 9, p. 201-218.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** 2006. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, New York, v. 26, n. 5-6, p. 441-447, 2001.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais.** 2009. 159 p. Tese (Doutorado em Química Analítica) Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

SINDILARIU, P. D.; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 35, n. 5, p. 711-722, May 2009.

SOUSA, J. T. et al. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgoto doméstico pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290, out./dez. 2004.

SOUZA, A. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados.** 2003. 141 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola/Água e Solo) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2003.

TABASARAN, O. Überlegungen zum problem deponiegas. In: TABASARAN, O. **Mull und abfall**. [S.l.]: Van Nordstrand Reinhold, 1975. s. 204-210.

TAVEIRA, M. M. V. **Impactos de aterros sanitários de três municípios de Minas Gerais na qualidade de água**. 2012. 111 p. Dissertação (Mestrado em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, A. S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill, 1994.

TEIXEIRA, E. **Influência do nível da água e da disponibilidade de nutrientes na alocação reprodutiva e vegetativa de *Salvinia auriculata* Aublet (Salvinaceae)**. 2013. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

THOMAZ, S. M. et al. Effects of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). **Hydrobiologia**, The Hague, v. 570, n. 1, p. 53-59, Oct. 2006.

ULRICH, H. et al. Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. **Water Research**, Oxford, v. 39, n. 20, p. 4849-4858, Dec. 2005.

VALDEMAR, C. C. Potencial de utilização de macrófitas aquáticas regionais no tratamento de aterros sanitários de resíduos sólidos domiciliares. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

VALDERRAMA, L. T. et al. Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalga *Chlorella vulgaris* and macrophyte *Lemna minúscula*. **Water Research**, Oxford, v. 36, n. 17, 4185-4192, Nov. 2002.

VAN, T. K.; WHEELER, G. S.; CENTER, T. D. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 62, n. 4, p. 225-233, Jan. 1999.

VERSIANI, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do Campus da UFRJ**. 2005. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VIRENDRA, K. M.; TRIPATHI, B. D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 15, p. 7091-7097, Oct. 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2002.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 45, n. 1, p. 61-69, Aug. 2010.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVÁ, L. **Wasterwater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Dordrecht: Springer, 2008.

WEBB, J. A.; WALLS, E. M.; STEWARDSON, M. J. A. A systematic review of published evidence linking wetlands plants to water regime components. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 103, p. 1-14, Oct. 2012.

ZANTA, V. M. et al. Resíduos sólidos, saúde e meio ambiente: impactos. In: CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 01-15.