

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Maria Cecilia Rosinski Lima Gomes

**POLIMENTO DE EFLUENTES DE SISTEMA DE
TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS EM FILTRO DE
PEDRAS E LAGOA-FILTRO**

**Florianópolis
2010**

a_mcecila@yahoo.com.br

MARIA CECILIA ROSINSKI LIMA GOMES

**POLIMENTO DE EFLUENTES DE SISTEMA DE
TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS EM FILTRO DE
PEDRAS E LAGOA-FILTRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental .

Orientadora: Profa. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.

**Florianópolis
2010**

FICHA CATALOGRÁFICA

GOMES, Maria Cecília Rosinski Lima.

POLIMENTO DE EFLUENTES DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS EM FILTRO DE PEDRAS E LAGOA-FILTRO. 181 p.

Dejetos suínos, pós-tratamento de efluentes, lagoa de maturação, filtro de pedras, reuso de água.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

GOMES, Maria Cecília Rosinski Lima. Polimento de efluentes de sistema de tratamento de dejetos suínos em filtro de pedras e lagoa-filtro. 2010. 181p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

POLIMENTO DE EFLUENTES DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS EM FILTRO DE PEDRAS E LAGOA-FILTRO

MARIA CECILIA ROSINSKI LIMA GOMES

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de:

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

Aprovada por:

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)

Iria Sartor Araujo, Dra.
Pesquisadora da EPAGRI-SC

Profa. Rejane Helena Ribeiro da
Costa, Dra. (Orientadora)

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Waldir Medri, Dr.
Professor da UEL-PR

Profa. Cátia Regina Silva de
Carvalho Pinto, Dra.

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL

Abril – 2010

AGRADECIMENTOS

Faço um agradecimento especial à professora Rejane, pela orientação, amizade e conhecimento.

Aos amigos e colegas de trabalho Thales, Viviane e Rodrigo, por todas as viagens e convivência.

Aos bolsistas Letícia, Murilo e Guilherme, por todas as viagens e horas dedicadas ao LIMA.

Aos amigos do LABEFLU, que ajudaram de várias maneiras, Cláudia, Jamile, Henrique e Wanderli.

À Heloísa, pelas orientações de microscopia e análise de FISH.

À UFSC, ao PPGA e a todos os professores do curso.

À Eliane, Arlete, Marilda, Silvia e outros que colaboraram no trabalho de laboratório

À CAPES, pela bolsa de mestrado.

Ao CNPq, FAPESC e Petrobrás Ambiental (Projeto TSGA) pelo financiamento da pesquisa.

À EPAGRI/CIRAM, pelos dados meteorológicos fornecidos.

Ao Sr. Vilibaldo Michels, sua família e funcionários, por nos receber em sua propriedade.

À banca, pelo aceite e contribuição.

Aos amigos do mestrado: Cira, Suhita, Carla, Luis, Bruno, Jacque, Lucila, José

Ao meu noivo João Paulo, que é tudo de bom.

À família, por tudo.

GOMES, Maria Cecilia Rosinski Lima. Polimento de efluentes de sistemas de tratamento de dejetos suínos em filtro de pedras e lagoa-filtro. 2010. 181p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

RESUMO

O consumo de água nas atividades de criação de suínos é da ordem de 15L/animal/dia, gerando um efluente rico em sólidos, nitrogênio, fósforo, microrganismos e outros. Tais componentes têm grande potencial poluidor quando descartados em local inadequado e sem tratamento. Deste modo, esta pesquisa teve como objetivo o estudo de unidades piloto de pós-tratamento de efluentes: filtro de pedras de fluxo ascendente (FP) tratando efluente de lagoa de maturação, e lagoa-filtro (L+F) tratando o efluente de lagoa facultativa. Os filtros eram preenchidos com brita nº3 (25-50mm) e foram testadas três taxas de aplicação hidráulica no filtro FP (0,25, 0,17 e 0,10 m³/m³.d) e no filtro da L+F (0,5, 0,13 e 0,04 m³/m³.d). A lagoa-filtro recebeu cargas de 1500 KgDBO/ha.d e 900 KgN-NH₄/ha.d, no início do monitoramento, e 100 KgDBO/ha.d e 80 KgN-NH₄/ha.d, ao final da pesquisa. A eficiência do tratamento foi avaliada por meio de parâmetros físico-químicos e biológicos; a potencialidade do reuso dos efluentes tratados foi avaliada por meio da Razão de Adsorção de Sódio e determinação da qualidade da água. O filtro de pedras FP teve melhor desempenho com a taxa de 0,10 m³/m³.d, apresentando eficiência de remoção de 48% de sólidos suspensos (188mg/L na saída) e 88% de clorofila *a* (20µg/L na saída). A lagoa-filtro teve melhor funcionamento quando recebeu menor carga

orgânica, com eficiências de 83% de DBO (135mg/L na saída), 66% de amônia (215mg/L na saída) e 55% de fósforo (28mg/L na saída). O filtro da lagoa-filtro removeu 46% de clorofila *a* (87µg/L na saída) e 13% de sólidos suspensos (131mg/L na saída). O filtro de pedras removeu satisfatoriamente partículas em suspensão, enquanto que a lagoa-filtro foi eficiente para remoção de matéria orgânica, nutrientes e sólidos. Em relação ao potencial de reuso em irrigação, os efluentes tratados apresentaram risco alto de salinização do solo e médio ou baixo de sodificação. Os efluentes tratados podem ser utilizados em irrigação agrícola, desde que respeitadas os critérios de drenagem e sejam escolhidas espécies vegetais tolerantes a salinidade.

Palavras-chave: dejetos suínos; pós-tratamento de efluentes; lagoa de maturação; filtro de pedras; reuso de água.

GOMES, Maria Cecilia Rosinski Lima. Polishing of effluents from swine manure treatment system by rock filter and filter-pond. 2010. 181 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

ABSTRACT

The water consumption in the activities of swine production is around 15L/animal/day, generating an effluent rich in solids, nitrogen, phosphorus, microorganisms and others. These components of the effluent have great potential for pollution when discharged without any previous treatment. Thus, the aim of this research was to study the post-treatment of effluent in two pilot systems: up flow rock filter (FP) to treat maturation pond effluent, and filter-pond (L+F) for facultative pond effluent treatment. The filters were filled with crushed stones #3 (25-50mm). Three hydraulic loading rates were tested on both filters: 0,25, 0,17 e 0,10 m³/m³.d in the FP filter and 0,5, 0,13 e 0,04 m³/m³.d in the L+F filter respectively. The efficiency of the treatment was evaluated by biological and physico-chemical parameters. The potential to reuse the treated effluent was studied by means of Sodium Adsorption Ratio and the water quality. The rock filter presented a removal efficiency of 48% of suspended solids (188mg/L in the output) and 88% of chlorophyll *a* (20µg/L in the output). The filter-pond had efficiencies of 83% of BOD (135mg/L in the output), 66% ammonia (215mg/L in the output) and 55% of phosphorus (28mg/L in the output). The filter of filter-pond reached 46% of chlorophyll *a* (87µg/L in the output) and

13% of suspended solids (131mg/L in the output). Regarding the potential of reuse for irrigation, the treated effluent had a high risk of soil salinization and medium or low risk of sodification. The treated effluents can be used in agricultural irrigation and for cleaning the production facilities. These applications could be applied if the effluents comply with the criteria for drainage and considering species of plants with salinity tolerance.

Key-words: swine manure, post-treatment of effluents, maturation pond, rock filter, water reuse.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	19
LISTA DE SÍMBOLOS	21
1 INTRODUÇÃO	23
1.1 OBJETIVOS	25
1.2 JUSTIFICATIVA.....	26
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	31
2.1. INTRODUÇÃO	31
2.2 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS SUÍNOS	32
2.3 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	35
2.4 LAGOAS DE POLIMENTO E MATURAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS SUÍNOS	39
2.5 PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	41
2.5.1 Filtros de Pedras.....	43
2.5.2 Lagoa de Maturação com Filtro de Pedras: Lagoa-filtro.....	47
2.6 APROVEITAMENTO DE EFLUENTES TRATADOS	48
2.6.1 Reuso em irrigação agrícola.....	50
2.6.2 Reuso industrial de água não-potável.....	57
3 METODOLOGIA	61
3.1 UNIDADES EXPERIMENTAIS.....	64
3.1.1 Filtro de Pedras de Fluxo Ascendente (FP)	64
3.1.2 Lagoa-Filtro (L+F).....	67
3.2 MONITORAMENTO.....	70

3.2.1	Balço de nitrogênio na lagoa-filtro	72
3.3	AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REUSO	75
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	77
4.1	SISTEMA DE TRATAMENTO – ESCALA REAL.....	77
4.2	FILTRO DE PEDRAS (FP).....	78
4.2.2	Matéria Orgânica	91
4.2.3	Coliformes	97
4.2.4	Nutrientes	98
4.3	LAGOA-FILTRO (L+F).....	103
4.3.1	Sólidos, Clorofila <i>a</i> e Turbidez	110
4.3.2	Matéria Orgânica.....	120
4.3.3	Coliformes	133
4.3.4	Nutrientes	133
4.3.5	Balço de Nitrogênio.....	144
4.3.6	Avaliação da biomassa algal	148
4.3.7	Hibridização Fluorescente <i>in situ</i> - FISH	156
4.4	AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA	157
4.5	POTENCIAL DE REUSO DO EFLUENTE TRATADO	160
4.5.1	Utilização na agricultura	160
4.5.2	Uso interno não-potável	163
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	166
APÊNDICE 1	179
APÊNDICE 2	181

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação.....	56
Figura 2 – Localização do município Braço do Norte em Santa Catarina	61
Figura 3 - Fluxograma e disposição das unidades de tratamento da “Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos” – média propriedade Vilibaldo Michels (a partir de 2008).....	63
Figura 4 - a) Filtro de pedras com detalhes das tubulações de entrada e saída; b) Filtro de pedras em operação.....	64
Figura 5 - Planta e corte do Filtro de Pedras, em escala piloto, da “Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos” – média propriedade.....	65
Figura 6 - a) Lagoa-filtro antes do enchimento; b) lagoa-filtro em operação	67
Figura 7 - Planta e corte da Lagoa- Filtro, em escala piloto, da Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos – média propriedade..	68
Figura 8- Câmara de fluxo de acrílico colocada sobre a lagoa, com mangueira de sucção de ar (direita) e equipamento de medição Dräger (esquerda).....	74
Figura 9 – Diagramas de caixa das medianas de ST, SST, turbidez e clorofila <i>a</i> , na entrada e saída do FP, no período 1	85
Figura 10 - Diagramas de caixa das medianas de ST, SST, turbidez e clorofila <i>a</i> , na entrada e saída do FP, no período 2	86
Figura 11 – Correlação entre carga aplicada e removida de SST no período 2 (n=7).....	87
Figura 12 - Diagramas de caixa das medianas de ST, SST, turbidez e clorofila <i>a</i> , na entrada e saída do FP, no período 3.....	88
Figura 13 – Correlação entre carga aplicada e removida de SST no período 3.....	89
Figura 14 - Diagramas de caixa das medianas de DBO _{5f} , NPOC, DQO _t e DQO _f , na entrada e saída do FP, no período 1	92

Figura 15 - Diagramas de caixa das medianas de DBO_{5f} , NPOC, DQOt e DQOf , na entrada e saída do FP, no período 2.....	94
Figura 16 - Diagramas de caixa das medianas de DBO_{5f} , NPOC, DQOt e DQOf , na entrada e saída do FP, no período 3.....	96
Figura 17 - Diagramas de caixa das medianas de N-NH_4 , Fósforo total e NTK, na entrada e saída do FP, no período 2	100
Figura 18 - Diagramas de caixa das medianas de NH_4 , Fósforo total e NTK, na entrada e saída do FP, no período 3	101
Figura 19 – Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos totais (SST) e Clorofila <i>a</i> , na L+F no P1.....	111
Figura 20 - Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Clorofila <i>a</i> e Turbidez, na L+F no P2.....	113
Figura 21 – Correlação entre cargas aplicadas e removidas de SST no filtro da L+F no período 2 ($n=5$).....	114
Figura 22 - Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos totais (SST), Clorofila <i>a</i> e Turbidez, na L+F no P3.....	116
Figura 23 - Correlação entre cargas aplicadas e removidas de SST no filtro da L+F no período 3 ($n=8$).....	117
Figura 24 - Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos totais (SST), Clorofila <i>a</i> e Turbidez, na L+F no P4.....	118
Figura 25 - Correlação entre cargas aplicadas e removidas de SST no filtro da L+F no período 4 ($n=4$).....	120
Figura 26 – Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P1	123
Figura 27 – Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P1 ($n=11$).....	124
Figura 28 - Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P2.....	126
Figura 29 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P2 ($n=9$).....	127

Figura 30 - Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P3	128
Figura 31 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P3 (n=10).....	129
Figura 32 - Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P4	131
Figura 33 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P4 (n=8).....	132
Figura 34 – Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N) e Fósforo total (Pt), no P1.....	134
Figura 35 – Correlação entre carga aplicada e removida de NH ₄ -N na L+F no P1.....	135
Figura 36 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N) e Fósforo total (Pt), no P2.....	136
Figura 37 - Correlação entre carga aplicada e removida de NH ₄ -N na L+F no P2.....	137
Figura 38 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N) e Fósforo total (Pt), no P3.....	138
Figura 39 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de NH ₄ -N no P3	139
Figura 40 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N) e Fósforo total (Pt), no P4.....	140
Figura 41 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de NH ₄ -N no P4	142
Figura 42 – Balanço de N da lagoa-filtro no P2, P3 e P4.....	147
Figura 43 – Grupos de algas encontradas na L+F (exceto <i>Chlorella sp.</i>) e densidade de indivíduos	150
Figura 44 – Densidade de <i>Chlorella sp.</i> na L+F em cada período	150

- Figura 45** – Concentração média de clorofila *a* durante os meses de monitoramento na L+F 153
- Figura 46** – Concentrações médias de clorofila *a* no perfil da L+F... 154
- Figura 47** - Radiação acumulada mensal por período, com dados obtidos na Estação Meteorológica de Urussanga-SC..... 155
- Figura 48** - Precipitação e evaporação mensais acumuladas por período, com dados obtidos na Estação Meteorológica de Urussanga-SC..... 155

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Constituição dos dejetos suínos: descarga de matéria orgânica e nutrientes por animal por dia (baseado em um suíno de 50Kg)	33
Tabela 2 - Caracterização do dejetos suíno bruto	35
Tabela 3 – Diretrizes da OMS para o reuso agrícola de esgoto.....	51
Tabela 4 – Diretrizes do PROSAB para reuso urbano de esgoto tratado	57
Tabela 5- Períodos de operação e taxas aplicadas no filtro de pedras..	66
Tabela 6- Períodos de operação, vazões e taxas aplicadas na lagoa-filtro	69
Tabela 7 – Parâmetros e métodos de análise	72
Tabela 8 – Característica dos efluentes de lagoas do Sistema de Tratamento de Dejetos Suínos – média propriedade Vilibaldo Michels – junho de 2008 a dezembro de 2009.....	77
Tabela 9 – Média \pm desvio padrão dos valores de pH, T e OD em cada período de operação do FP.....	79
Tabela 10 – Cargas aplicadas e removidas no filtro de pedras FP em cada um dos períodos	81
Tabela 11 - Média \pm desvio padrão dos valores de pH, temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) em cada período de operação da L+F	104
Tabela 12 – Cargas aplicadas, removidas e eficiências de remoção da lagoa e do filtro da L+F em cada período de monitoramento.	106
Tabela 13 – Balanço de N da lagoa-filtro: assimilação algal	144
Tabela 14 - Balanço de N da lagoa-filtro: volatilização da amônia livre	145
Tabela 15 – Balanço de N da lagoa-filtro: nitrificação-desnitrificação	145
Tabela 16 – Balanço de N da lagoa-filtro: distribuição das frações de nitrogênio por período.....	146

Tabela 17 – Balanço de N da lagoa-filtro: porcentagens de nitrogênio removido em cada via de remoção.....	147
Tabela 18 – Concentrações das algas identificadas na L+F.....	149
Tabela 19 – Análise estatística da eficiência do FP e da L+F.....	159
Tabela 20 – Concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica (CE), razão de adsorção de sódio (RAS) e riscos de salinização e sodificação do solo, do FP e da L+F, em cada período de monitoramento	161
Tabela 21 - Concentrações de coliformes da água do rio Cachoeirinhas (análise pontual) e do efluente do pós-tratamento de dejetos suínos ..	164

LISTA DE SÍMBOLOS

L+F	Lagoa-filtro
EL+F	Entrada da lagoa-filtro
SL+F	Saída da lagoa-filtro
L10	Lagoa-filtro, próximo ao final da lagoa, a 10 cm de profundidade
L30	Lagoa-filtro, próximo ao final da lagoa, a 30 cm de profundidade
FP	Filtro de pedras
EFP	Entrada do filtro de pedras
SFP	Saída do filtro de pedras
P1, P2, P3 e P4	Períodos 1, 2, 3 e 4 do funcionamento do filtro de pedras e da lagoa-filtro
DBOt	Demanda bioquímica de oxigênio total
DBOf	Demanda bioquímica de oxigênio filtrada
DQOt	Demanda química de oxigênio total
DQOf	Demanda química de oxigênio filtrada
CONP	Carbono Orgânico não-purgável
PT	Fósforo total
N-NH ₄	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio total Kjeldhal
NH ₃	Amônia livre
Norg	Nitrogênio orgânico
N-NO _x	Nitrogênio em forma de nitrito e nitrato
pH	Potencial hidrogeniônico
OD	Oxigênio dissolvido

T	Temperatura
ST	Sólidos totais
SST	Sólidos suspensos totais
Sf	Sólidos filtrados
STV	Sólidos totais voláteis
STF	Sólidos totais fixos
SDT	Sólidos dissolvidos totais
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
USEPA	<i>United States Environmental Agency</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
OSHA	<i>Occupational Safety and Health Administration</i> (Estados Unidos)
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
CE	Condutividade elétrica
DP	Desvio-padrão
NMP/100mL	Número mais provável por 100mL
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
Ind/mL	Indivíduos por mL
UNT	Unidades nefelométricas de turbidez
μS	10 ⁻⁶ Siemens
Unidade log	Unidade logarítmica
r	Coefficiente de correlação
p	Probabilidade
TDH	Tempo de detenção hidráulica
FISH	Hibridização in situ fluorescente

1 INTRODUÇÃO

O sistema de criação de suínos adotado no sul do país objetiva a maior produtividade possível na menor área disponível. Para isto, os animais são criados em confinamento nas granjas, o que provoca uma concentração de resíduos e do consumo de água. Toma-se como exemplo, o município de Braço do Norte, localizado no sul de Santa Catarina, que possui 221 Km² de extensão, 29.317 habitantes e um rebanho efetivo de suínos de 199 mil animais (segundo o Censo Agropecuário 2006), totalizando uma densidade de 900 suínos/Km² (IBGE, 2009). Isto representa uma das maiores densidades de suínos existentes no mundo (OLIVEIRA, 2008). Acrescenta-se a isto a baixa renda da maioria dos produtores e a incerteza dos preços de mercado. Nesta situação, os investimentos em proteção ambiental e redução dos impactos decorrentes da produção de dejetos ficam em segundo plano.

Com o crescimento da exportação, de cinco vezes em seis anos, o Brasil alcançou o quarto lugar entre os países exportadores. As condições ambientais das granjas também sofreram mudanças, mais por uma pressão legal, a partir da exigência de licenciamentos, do que pelo aumento da conscientização de produtores e agroindústrias. No entanto, desafios ambientais ainda existem e devem ser superados (PALHARES e CALIJURI, 2007).

Não tem sido comum a prática de tratamento de resíduos de suinocultura e o lançamento do efluente tratado em corpo receptor, já que é muito difícil atingir a qualidade exigida pela Legislação Ambiental para o efluente. Por outro lado, esforços tem sido feitos para reduzir a quantidade de dejetos suíno que tem sido usado como fertilizante (CHOI, 2007).

As lagoas de estabilização são alternativas de tratamento de efluentes que podem reduzir o problema de poluição ambiental a um baixo custo de manutenção e operação. Quando houver área disponível para a construção de lagoas em série, as mesmas podem reduzir a carga

orgânica e de nutrientes dos dejetos até uma concentração final de DBO, nitrogênio, e coliformes compatíveis com padrões de lançamento em corpos d'água, e atendendo a diversos critérios de reuso agrícola.

Porém, devido às altas cargas de nutrientes e matéria orgânica contidas nos dejetos suínos, além dos sólidos suspensos produzidos nas lagoas de maturação, decorrente da presença de algas, os efluentes das lagoas requerem um polimento final. Neste trabalho, os filtros de pedras foram escolhidos para o pós-tratamento por sua simplicidade de construção e operação, além do baixo custo e grande eficiência na remoção de sólidos em suspensão, conforme já observado em trabalhos utilizando dejetos suínos (45% de remoção, no trabalho de Yang et al. 1997) e esgoto doméstico (75% de remoção, no trabalho de Von Sperling et al., 2007).

Os aspectos ambientais da suinocultura incluem, além do problema com o tratamento dos dejetos, a questão do consumo e conservação da água no meio rural. Diante disso, este trabalho aborda também a possibilidade do reuso de efluentes tratados em algumas atividades de rotina das granjas de suínos, visando a otimização do uso de água e a redução do impacto ambiental da agroindústria de suinocultura.

1.1 OBJETIVOS

O trabalho teve como objetivo estudar o polimento de efluentes de sistema de tratamento de dejetos suínos em filtros de pedras e lagoa-filtro.

Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- estudar o desempenho de um filtro de pedras, em escala piloto, tratando o efluente de lagoa de maturação;
- estudar o desempenho de uma lagoa-filtro, em escala piloto, tratando o efluente de lagoa facultativa;
- estimar o potencial de reuso dos efluentes de cada unidade de pós-tratamento, tanto em irrigação, quanto em uso interno não-potável na propriedade produtora.

1.2 JUSTIFICATIVA

As atividades de suinocultura no Estado de Santa Catarina estão contempladas entre as atividades que requerem Licenciamento Ambiental para sua instalação e operação. As atividades de porte inferior ao caracterizado como pequeno porte, ou seja, com menos de 500 suínos em terminação, 120 matrizes em Unidade Produtora de Leitões, 1200 suínos em Creche e 60 matrizes de ciclo completo, devem possuir Autorização Ambiental, segundo a Resolução CONSEMA n°01/2004. As demais atividades, de maior porte, estão sujeitas ao Licenciamento Ambiental (CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2004).

As atividades de criação de suínos inserem-se ainda no Código Florestal Federal (Lei Federal n° 4.771/65 e alterações), Resoluções CONAMA n° 302/02, n° 303/02 e n° 369/06 (dispõem sobre área de preservação permanente), Resoluções CONAMA n° 357/05 e n° 397/08 (dispõem sobre padrão de lançamento de efluentes em corpos d'água), Decreto Estadual n° 14.250/81 (dispõe sobre proteção e melhoria da qualidade ambiental), Decreto Estadual n° 24.980/85 (dispõe sobre habitação urbana e rural) e Lei Estadual n° 14.675/09 (institui o Código Estadual do Meio Ambiente). Estas regras impedem os criadores de lançar efluentes que possam poluir água, solo e atmosfera.

Também dispõem sobre o licenciamento ambiental da suinocultura, no âmbito estadual, as Resoluções do CONSEMA n° 01/04, n° 01/06 e n° 02/06, alteradas pelas Resoluções n° 03/08 e n° 04/08. No mesmo sentido, dispõem as Instruções Normativas n° 34/08, n° 37/08 e n° 11/09, editadas pela FATMA. A regularização ambiental da suinocultura no Estado é também objeto da Instrução Normativa n° 41/08, referente ao Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) da Suinocultura.

A estação experimental de tratamento de dejetos suíno existente na propriedade onde foi realizada esta pesquisa, constituída por um sistema

de lagoas em série, produz um efluente com concentração média de saída de 780mg/L de DBO, com 80% de eficiência de remoção para este parâmetro (ARAUJO, 2007), valor que é compatível com o padrão de lançamento em corpos receptores (Decreto Estadual n° 14.250/81) em alguns aspectos, mas ainda tem capacidade de causar alteração na qualidade da água. Deste modo, é necessário o polimento do efluente do sistema para melhor desempenho na remoção de sólidos e nutrientes, de forma que este possa ser descartado em corpos d'água e principalmente utilizado na irrigação de culturas, em períodos de estiagem, ou diretamente na propriedade como água não-potável, em limpezas e outras atividades.

A escolha de filtro de pedras e lagoa-filtro para a remoção de sólidos do efluente de lagoas de estabilização baseia-se na necessidade de difundir tecnologias para o uso eficiente da água, por meio do tratamento e valorização dos dejetos suínos. Os sistemas possuem características fundamentais como construção de baixo custo, requer pouca manutenção e a operação é simplificada (MIDDLEBROOKS, 1995).

O mecanismo de funcionamento das lagoas de maturação baseia-se na passagem de luz por toda sua profundidade, favorecendo uma elevada produção primária. A grande quantidade de algas pode impedir o reuso, o que é particularmente importante em regiões com escassez de água (SAIDAM et al., 1995). As algas produzidas elevam a concentração de sólidos suspensos totais do efluente, por isto esses devem ser removidos antes de seu lançamento em corpos d'água ou de seu reuso.

Além de algas, estão presentes no efluente de lagoas de tratamento contaminantes como amônia, sólidos, coliformes, DBO e outros tipos de sólidos. Porém, para Middlebrooks et al. (2005), as algas são o aspecto mais desafiador, pois têm tendência de entupir facilmente os filtros convencionais de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização.

As maiores concentrações de algas no efluente geralmente ocorrem durante 2 a 4 meses ao ano. A qualidade requerida para o pós-tratamento, ou seja, a quantidade de sólidos que deve ser removida é

dependente da capacidade do corpo receptor (MIDDLEBROOKS *et al.*, 2005).

Tecnologicamente, a remoção de sólidos suspensos no esgoto tratado, devidos à presença de algas, foi comprovada por trabalhos que utilizaram leitos filtrantes de pedras, em funcionamento por quase 20 anos, nos Estados Unidos (MIDDLEBROOKS, 1995) e no Brasil (VON SPERLING *et al.*, 2007).

O presente trabalho dá continuidade dos estudos realizados no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, pois deve gerar novas respostas a respeito do desempenho do filtro de pedras na remoção de sólidos suspensos de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos.

Os resultados de desempenho de um filtro de pedras de pós-tratamento do efluente de uma lagoa de maturação, obtidos por Oliveira (2008), que realizou uma pesquisa precedente à deste trabalho, foram inferiores aos relatados em outros trabalhos relacionados a leitos filtrantes. O autor obteve apenas 17% de remoção de sólidos suspensos e 36% de remoção de clorofila *a*.

A lagoa-filtro, também objeto de estudo deste trabalho, tem as mesmas características da lagoa-filtro estudada por Von Sperling *et al.* (2008), que atingiu bons resultados no polimento de efluentes de reatores anaeróbios, onde o filtro atingiu 58% de remoção de sólidos suspensos e 59% de clorofila *a*. Este sistema de tratamento foi escolhido para esta pesquisa por ter configuração que otimiza o espaço e os equipamentos hidráulicos (tubulações), além de não requerer a construção de uma nova unidade para a instalação do filtro.

As atividades desta pesquisas estão contempladas no Projeto “Polimento, valorização e reuso de efluentes provenientes de diferentes unidades de tratamento, em propriedade produtoras de suínos”, do Edital CT-HIDRO/SEAP-PR/MCT/CNPq 35/2007. Este projeto foi realizado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) da UFSC.

A pesquisa está inserida também no projeto “Reuso de água na suinocultura: uma prática voltada à sustentabilidade da atividade e à preservação dos recursos hídricos”, financiado pela Fundação de Apoio a Pesquisa Científica e Tecnológica do Estado de SC - FAPESC - Edital Água/2008. Uma terceira contrapartida deste trabalho é o Projeto Petrobrás Ambiental – Tecnologias Sociais para a Gestão da água - TSGA, da UFSC, que em seu Objetivo 2 refere-se ao manejo, tratamento e valorização da água em propriedades produtoras de suínos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. INTRODUÇÃO

A suinocultura trata da criação de suínos para a produção de alimentos e derivados. Somente o estado de Santa Catarina representa quase 16% do rebanho nacional e responde por 27% da produção industrial de carne suína, num total de 8,4 milhões de abates em 2008, gerando vantagens econômicas importantes, principalmente as que afetam a indústria de processamento de matéria prima (EMBRAPA, 2008).

Por outro lado, o crescimento da produção provocou um aumento de impactos ambientais. Miranda (2005) cita como principais impactos ambientais decorrentes da produção intensiva de animais: o elevado consumo de alimentos, terra, água e energia; o uso de fertilizantes e agrotóxicos para a produção de alimentos, o que reduz a biodiversidade; e os nutrientes excedentes das granjas, que contaminam a água e destroem a vida animal e vegetal.

Segundo Oliveira (2004), a intensificação dos impactos se dá por duas situações principais. A primeira é o fato de que uma grande parte de rebanho encontra-se concentrado em uma área pequena (oeste e sul de Santa Catarina). A segunda situação é que os maiores impactos ambientais da atividade ocorrem justamente na primeira etapa, a de criação dos animais nas fazendas. Nestes ambientes, especialmente para os pequenos produtores, existe sempre carência de recursos para investimento em proteção ambiental.

A maior poluição decorrente dos dejetos vem de seu lançamento direto nos corpos d'água, sem o devido tratamento, provocando desequilíbrio ecológico, redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação com substâncias tóxicas. Em relação às águas superficiais, o maior risco deve-se à presença de nutrientes, bactérias fecais e sedimentos. Para as águas subterrâneas o risco maior é quanto a presença de nitratos e bactérias (DIESEL et al., 2002).

Em pesquisa realizada por Hadlich (2004), na bacia hidrográfica do Rio Coruja-Bonito, em Braço do Norte, constatou-se que a suinocultura é a principal estrutura operacional e física que sustenta a poluição do rio, seja pela criação de animais, seja pela industrialização. A conclusão da pesquisa sugere que os sistemas de armazenamento e tratamento de dejetos existentes são insuficientes, ocorrendo transbordamento das esterqueiras. O efeito é ainda maior pois a fisiografia da bacia colabora com o transporte da poluição, devido a elevada declividade, presença de solos rasos e uma rica rede de drenagem.

A emissão para a atmosfera, de gases causadores do efeito estufa, também é um grande impacto da suinocultura. O metano é emitido pelo intestino dos animais e pela decomposição anaeróbia dos dejetos. Além disto, há a emissão de compostos nitrogenados, de enxofre e ácidos graxos voláteis, potencializando a chuva ácida e o aquecimento global (DIESEL et al., 2002).

2.2 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS SUÍNOS

A classificação das granjas baseia-se no número de animais, porte, sistema de criação e sistema de produção. A produção compreende as etapas de produção de leitões, maternidade, creche, crescimento e terminação. O sistema de ciclo completo compreende todas estas etapas e seu porte é dependente do número de matrizes (fêmeas reprodutoras).

O sistema produtivo das granjas de suínos, de acordo com Barthel, Oliveira e Costa (2006), produz efluentes com alta carga orgânica devido, principalmente, à concentração de animais em espaços confinados e alimentação com alto teor de proteínas que não é totalmente assimilado pelos animais. O sistema produtivo em confinamento, por convenção, é chamado na língua inglesa de “CAFOs”: *Concentrated Animal Feeding Operations*.

Os dejetos de suínos em geral são constituídos de fezes, urina, água, pêlos, resíduos de ração, poeira, eventualmente sangue e outros,

decorrentes do processo de criação (DIESEL et al., 2002). Na Tabela 1 apresenta-se qual a contribuição das fezes e da urina na constituição dos dejetos líquidos, sem estarem diluídos em água, baseado em um peso médio de suíno de 50Kg/cabeça.

Dos valores médios da Tabela 1, observa-se que as fezes são a origem de 90% da matéria orgânica do dejetos e 77% do fósforo total. Já a urina acrescenta 65% do nitrogênio total e 55% do potássio. Entretanto, as características dos dejetos são influenciadas por diversos fatores. Quanto ao animal, os fatores principais são idade e alimentação: animais de 50Kg produzem maior volume de dejetos. Por outro lado, os animais de 75Kg geram dejetos com maiores cargas de DBO, nitrogênio e fósforo (CHOI, 2007).

Tabela 1- Constituição dos dejetos suínos: descarga de matéria orgânica e nutrientes por animal por dia (baseado em um suíno de 50Kg)

Parâmetro	Fezes		Úrina	
	g/d	%	g/d	%
DQO	459	90	51	10
DBO	230	90	25	10
N	10	34	20	66
P	7.1	77	2.2	23
K	4.1	45	5	55

Fonte: adaptado de Choi (2007)

Segundo Diesel et al. (2002), o volume de dejetos produzido por animal é dependente de seu desenvolvimento ponderal e varia de 4,9 a 8,5% de seu peso vivo por dia. Cada suíno consome aproximadamente 15 L água/dia e produz em média de 7 a 8 litros de dejetos líquidos/dia. Alves (2007), por exemplo, registrou em seu trabalho uma produção média de dejetos de 12L/animal/dia, indicando um desperdício de água durante a produção.

As condições do tempo, como temperatura e umidade também influem nas características do dejetos (ASAE, 2003). Quanto à granja, é dependente do tipo de bebedouro, que pode provocar desperdício de

água, do tipo de piso e da técnica de limpeza. Gomes et al. (2009) analisaram duas situações de diferentes frequências de limpeza das baias e tipos de bebedouro. Na situação em que a limpeza era realizada diariamente e os bebedouros eram de modelo com economia de água, foram consumidos na limpeza 3,9L de água por animal por dia, e produzidos 10,4L de dejetos por animal por dia. Já na situação onde a limpeza era realizada a cada 48h e os bebedouros eram de modelo simples, foram gastos na limpeza 2,4L/animal/dia e produzidos 11,4L de dejetos por animal por dia. Esta pesquisa demonstrou que mesmo com maior gasto de água na limpeza, a produção de dejetos líquidos foi menor em decorrência da economia de água nos bebedouros, indicando a importância desta variável para a minimização da geração de resíduos.

O resultado da mistura de fezes e urina é um resíduo bastante variável, que apresenta valores elevados para parâmetros como DBO (em média 30g/L), sólidos (em média 20g/L), nitrogênio (em média 2,5 g/L), fósforo (0,6 g/L), além de metais pesados (como cobre, zinco e arsênico), microrganismos e outros (DIESEL et al., 2002).

Diversos autores realizaram a caracterização dos dejetos suínos produzidos em propriedades com diferentes sistemas de produção nos municípios de Braço do Norte, representando o sul de Santa Catarina e Concórdia, representando o oeste do Estado. A caracterização é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Caracterização do dejetos suíno bruto

Parâmetro	SUL de SC (Braço do Norte)		OESTE de SC (Concórdia)	
	Alves (2007)	*Dal Mago (2009)	Medri (1997)	**Dal Mago (2009)
pH	7,35	7,34	6,90	7,82
T (°C)	23,3	24,5	-	23,7
Potenc. Redox (mV)	-28,1	-324,5	-	-391
DQO (mg/L)	12578	87800	21647	46600
DBO (mg/L)	9110	-	11979	-
ST (mg/L)	8514	78420	17240	37890
SV (mg/L)	5288	58450	10266	26240
NTK (mg/L)	1621	-	2205	-
Fósforo total (mg/L)	286	-	633	-

Fonte: adaptado de Alves (2007), Medri (1997) e Dal Mago (2009).

*) valores médios de duas granjas de produção em ciclo completo; **) valores médios de 10 granjas de unidade de produção de leitões e terminação.

Uma situação bastante comum no município de Braço do Norte, onde a produção ocorre em confinamento, é a pequena disponibilidade de área nas propriedades rurais. Geralmente a área existente é menor que aquela necessária para aplicação dos dejetos no solo. Este controle de aplicação é muito importante, pois o excesso de nutrientes provoca salinização do solo e contaminação do lençol freático (DIESEL *et al.*, 2002).

Os sistemas de tratamento dos dejetos convencionalmente utilizados no Brasil são a bioesterqueira ou a esterqueira convencional, seguidos de processos de estabilização por lagoas, sendo raramente encontrados os processos combinados anaeróbios e aeróbios, como reator UASB e o de lodos ativados (PEREIRA-RAMIREZ, 2003).

2.3 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os microrganismos de processos do tratamento biológico de águas residuárias são basicamente os mesmo responsáveis pela auto-recuperação de rios e lagos poluídos por águas residuárias urbanas

(PEARSON, 2005). Os processos de lagoas de estabilização baseiam-se em interações biológicas, especificamente aquelas entre microrganismos heterotróficos e algas (SHORT et al., 2007). A principal vantagem destes sistemas é a simplicidade de construção e operação.

Durante seu metabolismo, a alga utiliza-se do dióxido de carbono produzido pela respiração bacteriana, juntamente com os nutrientes presentes, para obter energia e fixar carbono para seu crescimento via fotossíntese. Além disto, certas espécies têm capacidade de assimilar carbono inorgânico para seu crescimento (PEARSON, 2005). Sabe-se ainda que as algas são importantes no processo de desinfecção devido a interação entre aos raios solares que incidem na lagoa e valores altos de pH (pH= 8-10), causados pelo processo de fotossíntese, e a interação entre os raios solares e o oxigênio dissolvido produzido pelas algas (DAVIES-COLLEY, 2005).

Os efeitos indiretos da produção de algas nas lagoas, para Araujo (2007), são principalmente a redução da concentração de CO₂ no líquido, que havia sido produzido pela respiração das bactérias, e desequilíbrio do sistema carbonato-bicarbonato, elevando o pH do líquido para valores de 8 a 11. Outro efeito indireto é o aumento da concentração de sólidos em suspensão, principalmente no verão, época de maior produtividade.

As bactérias aeróbias (heterotróficas) presentes em lagoas de estabilização são pouco conhecidas em comparação com os estudos já realizados sobre organismos fotossintéticos. Os grupos de bactérias presentes são similares aos grupos de outros tipos de tratamentos biológicos (lodos ativados, por exemplo), porém a concentração de biomassa é bem menor. Como consequência, as lagoas precisam de um volume e um tempo de detenção hidráulica maiores (PEARSON, 2005).

Em relação ao aspecto das lagoas tratando dejetos suínos, Araujo (2007) e Sukias e Tanner (2005) registraram a presença de coloração marrom-avermelhada, devido a presença de bactérias autotróficas sulfurosas (*Thiopedia*), fato comum neste tipo de lagoas. Estas bactérias, segundo

os autores, usam o enxofre do H_2S como doador de elétrons e aumentam a remoção de ácido sulfídrico, reduzindo odores.

Para Medri (1997), um projeto básico de tratamento de dejetos suínos usando sistemas de lagoas deve ter as seguintes unidades: a) tratamento preliminar em grade ou desarenador; b) tratamento primário em decantador ou peneira vibratória; c) tratamento secundário em lagoas anaeróbias e facultativas; e d) tratamento terciário em lagoas de maturação, de alta taxa e de aguapés, ou uma série destas (alta taxa + maturação + aguapés), conforme Barthel (2007).

Segundo Pearson (2005), estudos indicam que a taxa de oxigênio molecular liberado pelas células algais varia de acordo com a espécie, a idade das células e a disponibilidade de nutrientes, principalmente o nitrogênio. Na produção algal, há uma relação inversa entre a carga orgânica superficial, a concentração de algas e a produção de oxigênio por área de lagoa. Se a concentração de clorofila *a*/L estiver menor que $300\mu g$ há um risco de que a lagoa facultativa torne-se anóxica.

As lagoas anaeróbias e facultativas em série tem sido aplicadas aos dejetos de suínos no México, Nova Zelândia, Cingapura, Estados Unidos e Coreia. Isto se deve ao seu relativo baixo custo de manutenção e sua capacidade, geralmente maior que 90%, de reduzir DBO e sólidos suspensos. Sukias e Tanner (2005) citam algumas pesquisas da Nova Zelândia. Em uma delas, que utilizou uma lagoa anaeróbia e duas facultativas em série, foi obtido um efluente final com concentração de DBO e SS menor que $100mg/L$, além de nitrogênio total $23mg/L$ e fósforo total $81mg/L$. Em outros três sistemas de lagoas em série aplicadas aos dejetos, estudados por esses autores, o efluente final apresentou grande quantidade de coliformes termotolerantes e concentrações de nitrogênio amoniacal maiores que $200mg/L$, demonstrando a necessidade de um tratamento preliminar às lagoas, utilizando-se aeração, por exemplo.

O tratamento dos efluentes pela tecnologia de lagoas em série em Santa Catarina tem sido estudado na UFSC, citando-se os trabalhos de Silva

(1996), Medri (1997), Bavaresco (1998), Cazarré (2000), Dalavéquia (2000), Oliveira (2002), Zanutelli (2002), Barthel (2007), Alves (2007) e Araújo (2007).

O tempo de detenção hidráulico das lagoas deve ser definido conforme a carga aplicada, sendo necessário mais tempo para cargas orgânicas maiores. Além disto, o dimensionamento das lagoas deve ser feito com base em uma vazão média, já que os picos de vazão podem ser absorvidos pois os tempos de detenção são longos (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Em geral, no dimensionamento de lagoas de maturação para tratamento de esgoto, dá-se maior ênfase à remoção de coliformes, pois a DBO remanescente é baixa e mais resistente à biodegradação. Por outro lado, as lagoas anaeróbias costumam ser projetadas para a remoção de DBO, desconsiderando o decaimento de coliformes. No entanto, tratando-se de dejetos suínos, nem uma nem outra deve ser deixada de lado, pois o tempo de detenção hidráulica da lagoa anaeróbia é relativamente alto e a matéria carbonácea remanescente na lagoa de maturação ainda é elevada (Medri, 1997).

Alguns fatores que interferem no funcionamento das lagoas não podem ser controlados em sua operação. São fatores climáticos como evaporação, precipitação pluviométrica, ventos, temperatura, nuvens e radiação solar. O fator temperatura pode ser considerado o mais importante pois influi no metabolismo bacteriano e, para uma mesma intensidade de radiação, a velocidade da fotossíntese aumenta com a temperatura. (JORDÃO E PESSOA, 2005).

2.4 LAGOAS DE POLIMENTO E MATURAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS SUÍNOS

Os sistemas de lagoas aplicadas aos dejetos suínos necessitam de uma etapa terciária de tratamento, para adequação do efluente às exigências dos padrões estabelecidos na legislação ambiental (Medri, 1997).

O mecanismo de lagoas de polimento e maturação baseia-se na pequena profundidade das mesmas, permitindo maior penetração de luz. A lagoa de polimento diferencia-se da lagoa de maturação por aquela ter a função de remover matéria orgânica, além de coliformes, que também são removidos na lagoa de maturação. Além disso, a nomenclatura “polimento” é mais utilizada para as lagoas responsáveis pelo polimento de reatores anaeróbios, especialmente os reatores tipo UASB (VON SPERLING, 2005).

A primeira função da lagoa de maturação é remover organismos patogênicos, o que pode ser conseguido por meio de uma configuração e operação planejadas para este fim, com a construção de lagoas em série. Estas lagoas podem ainda fazer remoção adicional de DBO, de até 25% em cada lagoa (MARA, 2005). O número de lagoas é determinado pela qualidade final requerida para o efluente. O tempo de detenção hidráulica das lagoas deve ser suficiente para promover a desinfecção natural do efluente através dos raios UV.

Barthel (2007) estudou o desempenho de uma lagoa de alta taxa e duas lagoas de maturação em série no tratamento de dejetos suínos. Trabalhando em fluxo contínuo, as cargas aplicadas e os tempos de detenção foram de ~70 KgDQO/ha.d e 70 dias, para a primeira lagoa, e ~130 KgDQO/ha.d e 17 dias, para a segunda lagoa. A autora registrou elevadas concentrações de clorofila *a* (670 a 3.500 µg/L), e OD (> 5mg/L), devido ao desenvolvimento da biomassa algal. A proliferação de algas teve influência também sobre a concentração de sólidos suspensos do efluente (aumento no verão), não sendo observadas outras alterações no efluente devido a sazonalidade.

Araújo (2007) analisou uma lagoa facultativa aerada seguida de lagoa de maturação tratando dejetos suínos, em escala real. A lagoa de maturação recebeu em média 89 KgDQO/ha.d e efetuou 53% de remoção. O tratamento terciário apresentou-se eficiente para amônia, que foi a forma predominante do nitrogênio (com 64% de remoção), devido principalmente à volatilização. A concentração média de clorofila *a* foi de 1.565µg/L, demonstrando o potencial de desenvolvimento de algas, mesmo com grande amplitude térmica.

Um aspecto importante apresentado nos trabalhos de Barthel (2007) e Araújo (2007) foi a estabilização do sistema, que pôde ser percebida pela capacidade de assimilação de cargas nas lagoas de maturação, mesmo com variação das concentrações afluentes. A espécie predominante de alga verde foi a *Clorella sp.*, o que também já havia sido observado por Zanotelli (2002) em lagoas de dejetos suínos. O pH elevado (até 10,8) registrado em lagoas de maturação no trabalho de Barthel (2007) também favoreceu a remoção de fósforo (~70% de remoção) por precipitação. O mesmo comportamento para fósforo foi relatado no trabalho de Araujo (2007), com 60% de remoção. A concentração de amônia nas lagoas foi baixa (28 a 10mg/L), pois o nitrogênio apresentou-se na forma de nitrito (170 mg/L) e nitrato (93mg/L), e estes foram removidos principalmente por assimilação algal.

Segundo Barthel (2007), o aumento da concentração da fração solúvel de DQO e DBO em lagoas pode ser ocasionado pela presença de tecidos e pigmentos algais em decomposição e ambiente com produção de biomassa bacteriana. Para Sambuco et al. (2002), a produção bacteriana tem um papel não negligenciável em lagoas fotossintéticas que receberam alta carga, superando algumas vezes a produção algal.

O tratamento terciário de dejetos suínos em lagoas de maturação em série também foi estudado por Oliveira (2002). Como particularidade deste trabalho, destaca-se o elevado tempo de detenção hidráulica: 140 dias em cada lagoa. As lagoas apresentaram concentração média de OD acima de 6mg/L em todas as épocas e pH maior que 9,3. Com uma

carga média de 29 KgDQO/ha.d, a primeira lagoa de maturação removeu 98% de DBO solúvel, 96% de amônia e 75% de fósforo total. Esta lagoa apresentou maiores valores de OD (acima de 6mg/L) e pH (maior que 9,3) em relação à segunda lagoa (~4mg OD/L e pH 7,8). Esta lagoa removeu 68% de DQO e 84% de NTK remanescentes. Nela foram introduzidos peixes, a fim de verificar sua interação e crescimento no ecossistema da lagoa, e o resultado do ganho de peso foi melhor para a espécie que possuía característica de alimentar-se filtrando partículas em suspensão. O conjunto de lagoas apresentou-se eficiente, produzindo um efluente dentro do padrão de lançamento em rios.

Em relação à remoção de coliformes, as lagoas de maturação para dejetos suínos apresentaram diferentes comportamentos nas pesquisas encontradas. Araujo (2007) relatou eficiências sempre menores que 2 unidade log, com concentrações de saída de *E. coli* de 10^5 NMP/100mL. A presença de sólidos suspensos (1250mg/L) provavelmente impediu a passagem de luz pela coluna d'água e dificultou a inativação dos coliformes.

2.5 PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A qualidade do efluente tratado pelo sistema de lagoas pode não atingir uma remoção mínima de contaminantes, para que seja possível o reuso da água nas atividades da suinocultura, assim como na irrigação agrícola, tornando necessário um tratamento posterior.

As tecnologias mais comuns, disponíveis para o pós-tratamento de efluentes de lagoa, de acordo com Middlebrooks *et al.* (2005), são: filtros intermitentes de areia; filtros de pedra; filtros rápidos de areia; coagulação-floculação; flotação por ar dissolvido; autofloculação; crescimento aderido; aplicação no solo; lagoa aerada de mistura parcial; sistemas com macrófitas; aquíicultura; e desinfecção com ultravioleta.

Alguns destes métodos, ainda que muito eficientes para a remoção de sólidos suspensos, nutrientes e matéria orgânica residual, trazem elevados custos de manutenção e operação, o que não é viável para locais com poucos recursos financeiros e sem mão-de-obra disponível, como o caso das granjas de suínos do sul do Brasil.

O pós-tratamento escolhido deve acompanhar as características das lagoas de estabilização: manutenção e operação simplificadas e de baixo custo. Para Middlebrooks *et al.* (2005), quando a disponibilidade de área é limitada, recursos financeiros e mão-de-obra são indisponíveis, é melhor utilizar métodos relativamente simples para a remoção de algas, como filtros intermitentes de areia, aplicação no solo e filtros de pedras.

Segundo USEPA (1973) algumas tecnologias “*in-pond*” podem ser utilizadas para melhorar o efluente de lagoas de estabilização como: aquicultura, lagoas em série, descarga intermitente e adição química, assim como mudança na operação da lagoa. Para Short *et al.* (2007) apenas alguns métodos de pós-tratamento satisfazem o requisito de serem “*in-pond*” e compatíveis às lagoas em termos de custo e complexidade de operação.

Para exemplificar alguns tipos de pós-tratamento, pode-se citar o trabalho de Gonçalves *et al.* (2002), que estudou a remoção de algas de lagoas com utilização de microcrustáceos (*Dendrocephalus brasiliensis*). Os resultados indicaram que não houve mortalidade significativa dos crustáceos em 24h. Além disto, em densidade de 20 animais/L houve remoção de 90% do número de algas, via alimentação do crustáceo. Esta é uma alternativa para remoção de algas e pós-tratamento de lagoas que promove remoção adicional de matéria orgânica, porém devem ser muito bem planejadas e executadas as etapas de manejo e aproveitamento dos animais.

Silva (1996) também realizou estudos sobre a remoção de algas em lagoas utilizando herbívoros e adotou a espécie de peixes carpa prateada e (*Hypophthalmichthys molitrix Valenciennes sp*) e carpa cabeça grande (*Aristichthys Nobilis Richardson sp*). A Lagoa Filtro (lagoa de peixes)

removeu 72% de DQO e quase 1 unidade log de coliformes, porém não houve um bom desenvolvimento dos peixes, devido ao objetivo depurativo e não nutricional da lagoa.

Uma lagoa de maturação com peixes para o polimento de dejetos suínos também foi utilizada por Oliveira (2002). As espécies introduzidas foram a cabeça grande (*Aristichthys nobilis*) e a carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*). O autor obteve 84% de remoção de NTK, com 7mg\L na saída, e 69% de DQOt na lagoa, com 130mg\L na saída. Não foram analisadas as concentrações de coliformes e sólidos da lagoa.

As alternativas apresentadas anteriormente sugerem a utilização de controle biológico, por meio de peixes e microcrustáceos, para a redução no número de algas do efluente de lagoas de estabilização contendo algas. Ainda que apresentem baixo custo e a possibilidade de rentabilidade pela venda do material que foi produzido.

Reservatórios de estabilização para o pós-tratamento de dejetos suínos foram estudados por Velho et al (2009). As maiores eficiências foram obtidas no período quente e com maior tempo de reservação (207 dias), com mais de 80% de remoção de amônia e DBO. Os autores observaram que aos 118 dias, no período frio, as eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes foram de 40 a 55% e houve 99,99% de remoção de *E. coli* com pouco mais de 60 dias neste período. Os reservatórios mostraram-se eficientes para o pós-tratamento, reduzindo a carga poluidora dos dejetos suínos e possibilitando o reuso do efluente em irrigação irrestrita e na limpeza das instalações de confinamento de animais.

2.5.1 Filtros de Pedras

O desempenho de filtros grosseiros de pedras foi avaliado em algumas pesquisas para o pós-tratamento do efluente de lagoas facultativas tratando esgoto doméstico (VON SPERLING et al., 2008; MIDDLEBROOKS et al., 1995). Seu principal objetivo é a retenção

física de algas, reduzindo a concentração de sólidos totais do efluente final do sistema.

O funcionamento do filtro baseia-se na passagem do efluente através dos poros do leito de pedras, fazendo com que as algas fiquem aderidas na superfície das pedras e o líquido flua através dos espaços vazios. As algas acumuladas serão degradadas biologicamente (MIDDLEBROOKS et al., 2005). Dentre as principais vantagens dos filtros de pedras está a baixa manutenção e baixo custo, podendo ser implantado em pequenas comunidades, onde a concentração de amônia não é um fator limitante para o lançamento de efluentes (USEPA, 2002).

Em relação à performance de filtros de pedras, Hirsekorn (1774)¹ citado por Short et al. (2007) observou que uma vez que o filtro atinge um estado de equilíbrio, a qualidade do efluente tratado permanece relativamente uniforme, indiferentemente das cargas afluentes.

O filtro de pedras aplicado ao polimento de lagoas tratando esgoto sanitário tem capacidade de produzir um efluente com concentrações de DBO e SST menor que 30mg/L. Entretanto, ele não é eficiente para remoção de amônia (N-NH₃) como outros métodos de filtração (USEPA, 2002).

Johnson et al. (2007), estudando sistemas de polimento de lagoas de estabilização durante o inverno no Reino Unido, observaram melhor desempenho do filtro de pedras aerado em relação ao não-aerado, sendo que o filtro aerado possui ainda melhor assimilação de variações de carga. Os maiores inconvenientes do filtro aerado, segundo os autores, são os custos com aeração e disposição do logo gerado.

A deficiência do filtro de pedras não-aerado em relação à amônia deve-se à degradação anaeróbia das algas desprendidas no leito filtrante, segundo USEPA (2002), promove um aumento da concentração de N-

¹ Hirsekorn, R. A. (1974). A field study of rock filtration for algae removal. MSC thesis, Department of Civil Engineering, University of Kansas, Kansas, USA.

NH₄ na saída do filtro, sendo que este aumento ocorre em maior intensidade no verão.

Os melhores sistemas de filtros de pedras instalados nos Estados Unidos, segundo Middlebrooks (1995), são aqueles similares ao filtro de Veneta (Oregon). Este filtro possui fluxo vertical e taxa hidráulica de 0,3m³/m³.d, com britas de 7,5 a 20 cm.

Sezerino et al. (2005) avaliaram filtros de pedra em escala piloto tratando o efluente de lagoas de esgoto sanitário. Concluiu-se nesta pesquisa que a melhor configuração para o filtro era com a instalação de leito de granulometria única, de única camada, com taxa de aplicação hidráulica de 0,17m³/m³.d. Com estas características o filtro atingiu 83% de remoção de SS.

A influência da granulometria das pedras no processo de filtração foi estudada por Saidam et al. (1995). Os autores perceberam que os filtros com diferentes granulometrias, submetidos às mesmas cargas afluentes de SST, tiveram o mesmo comportamento. Este fato implicou na conclusão de que a carga aplicada é o parâmetro de maior influência na eficiência dos filtros. Por outro lado, Von Sperling et al. (2007), também avaliando a influência da granulometria das pedras do desempenho de filtros, observaram que o filtro com menor granulometria apresentou melhores eficiências de remoção de DQO e sólidos suspensos, nas duas taxas aplicadas (0,5 e 1,0 m³/m³.d).

A experiência do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU/UFSC) com o pós-tratamento de dejetos suíno, referente a Oliveira (2008), decorre da instalação de um filtro de pedras e um filtro de areia, em escala real. O filtro de pedras foi avaliado na sua eficiência de remoção de parâmetros biológicos e físicos. O material de preenchimento era constituído de seixos, com granulometria variada (30-300mm), com o líquido fluindo em direção horizontal e sentido descendente. Com taxa hidráulica de 0,14m³/m³.d e concentração de sólidos mediana de 295 mg/L, o filtro teve desempenho de remoção da ordem de 17% de SST, valor inferior aos alcançados por outros autores,

utilizando filtros de pedras pilotos de escoamento vertical no polimento de lagoas de estabilização para esgotos domésticos. A granulometria irregular e o tamanho grande das pedras foram apontados como fatores para a ocorrência de caminhos preferenciais do líquido, limitando a filtração. Ainda, por meio dos resultados da concentração de DBO e DQO de entrada e saída, constatou-se que o processo de tratamento do filtro de pedras é exclusivamente físico, não realizando tratamento biológico.

Short et al. (2007) realizaram estudos comparativos entre lagoas com macrófitas (*Lemna disperma*) e filtros de pedras horizontais ($\emptyset \sim 100\text{mm}$) no pós-tratamento de lagoas de esgoto sanitário na Bolívia. Com taxas de aplicação hidráulica de $0,71\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ em ambos os sistemas, o filtro de pedras apresentou resultados mais consistentes e com maiores eficiências de remoção que aqueles das lagoas de lemnas, em todos os parâmetros.

Esses autores observaram também que a utilização de filtros de pedras em série não é conveniente. Concluíram que em uma série de três filtros, o primeiro apresenta melhor eficiência, e os seguintes são redundantes no tratamento e não demonstram remoção estatística significativa. Do mesmo modo, Hirsekorn (1974) citado por Short et al. (2007) observou que, em filtros horizontais, a remoção de SS e clorofila ocorreu essencialmente até a metade do seu comprimento, nos nove metros iniciais, com apenas uma pequena remoção no estágio final do filtro. Estas observações indicam que os filtros de pedras possuem um limite de eficiência, um resultado máximo que pode atingir na remoção de SS e clorofila. Neste caso, um incremento do volume filtrante não resultará em aumento da eficiência.

Os filtros de pedras possuem uma importante vantagem sobre outros tipos de leitos filtrantes (areia, por exemplo) em relação à simplicidade do sistema. Chernicharo et al. (2006) registraram que seus filtros operaram por dois anos e a perda de carga, após este período de estudo, foi desprezível. Saidam et al. (1995) estudaram 4 tipos de filtros de

pedras e somente aquele de menor granulometria (média= 1,27cm) apresentou algum tipo de colmatação em 1 ano de operação.

A principal desvantagem dos filtros refere-se a sua incapacidade de remover amônia, o que o torna sua implantação desinteressante em locais onde o limite de lançamento é restrito. Além disso, de acordo com USEPA (2002), dependendo da configuração do filtro, ele pode não garantir um efluente com concentrações constantes de DBO₅ e SST abaixo de 30 mg/L. Outro inconveniente do filtro de pedras é a possibilidade de acumular grande quantidade de lodo e larvas de insetos *Psychoda* (USEPA, 2002).

2.5.2 Lagoa de Maturação com Filtro de Pedras: Lagoa-filtro

A instalação de um filtro de pedras dentro da lagoa de maturação (*in-pond*) é uma alternativa à necessidade de construir uma nova unidade de tratamento. O leito de pedras neste caso deve ser alocado no final da lagoa, em sentido transversal ao seu fluxo.

VON SPERLING, *et al.* (2008) verificaram o desempenho de duas lagoas de polimento com filtro de pedras, tratando esgoto sanitário, em paralelo. As lagoas de polimento possuíam 40 cm de profundidade e os filtros de pedras 70 cm de altura, os 30 cm de altura de pedra que ficaram sobre a lâmina d'água serviam para impedir o contato do efluente filtrado pelo leito de pedras com a luz, evitando a reincidência de algas. Foram testados dois tempos de detenção hidráulica e duas granulometrias de pedras. Os autores verificaram que o filtro com menor diâmetro de brita (3 a 10 cm), operando com a menor taxa de aplicação hidráulica (0,50 m³/dia de esgoto por m³ de brita), resultou na maior eficiência para SS e, como consequência, para DBO e DQO. A remoção de 75% de SS em média foi bastante significativa, considerando que o TDH (6,2 dias) foi relativamente pequeno.

As lagoas de polimento, que antecediam os filtros, permitiram, na pesquisa de Von Sperling *et al.* (2008), remoção de 99,99% de *E.coli*. O sistema possibilitou bons resultados, produzindo efluente com

concentrações médias de DBO abaixo de 30mg/L, e sólidos em suspensão com concentração média final de 26mg/L. Este último valor é aceitável para diversos tipos de reuso de água.

Strang e Wareham (2006) realizaram estudos sobre lagoas de maturação com filtros de pedras em escala real na Nova Zelândia. Os autores utilizaram pedras de calcário no leito filtrante, com objetivo de obter remoção de fósforo por adsorção química. O filtro de pedras removeu 20% do fósforo total, a maior remoção ocorreu na lagoa, devido a condições favoráveis para precipitação de hidroxapatita, mineral formado por cálcio e fósforo, em condições de $\text{pH} > 7$.

2.6 APROVEITAMENTO DE EFLUENTES TRATADOS

A qualidade da água e seus usos múltiplos estão contemplados na Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, de 1997). Apesar de não explicitar o conceito “reuso”, seus artigos sugerem que nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada em usos que aceitem água de qualidade inferior. Este mesmo princípio é relatado na Política das Nações Unidas, em 1958, citada por USEPA (2004).

Assim, quando a demanda excede a disponibilidade, ou quando há um alto custo para buscar novas fontes de água natural, é preciso considerar o uso de águas de baixa qualidade para suprir os usos não-potáveis.

A conservação dos recursos hídricos também é uma consequência do aproveitamento dos efluentes tratados. Quando o efluente contém matéria orgânica e nutrientes e não é despejado nos corpos d'água, evita-se a poluição e o impacto ambiental. Deste modo, o tratamento e reuso de efluentes é uma condição ideal de gestão da água.

Conforme o “Guia para reuso de água” da USEPA (2004), a recuperação de água para usos não-potáveis oferece o potencial de “criação” de um novo recurso, estabelecendo uma idéia de “substituição de fonte”. A partir desta substituição criam-se práticas mais justas, sustentáveis e racionais no consumo da água.

Por outro lado, a reciclagem e o reuso de água, têm sido procurados como forma de resolver os problemas criados pelas limitações em se dar um destino adequado aos resíduos sólidos ou aos efluentes líquidos gerados (AISSE et al., 2006). Neste caso, a recuperação de água é limitada pela existência de instalações de tratamento de efluente.

O Programa de Pesquisas em Saneamento Básico- PROSAB Edital 4, apresentou a experiência brasileira sobre reuso de esgoto sanitário no livro “Tratamento e utilização de esgotos sanitários”. Segundo os autores, considerando que os tratamentos de esgotos aplicados no Brasil geralmente não garantem remoção suficiente de amônia e que o padrão de lançamento de amônia em corpos d’água é restritivo, as circunstâncias apontam a oportunidade para o reuso agrícola, como forma de reciclagem de nutrientes (AISSE et al, 2006). Diante disto, tratando-se de água, as motivações para seu reuso e reciclagem podem incluir a baixa capacidade de oferta, decorrente de baixa pluviosidade, como elevada demanda, decorrente de excessiva concentração urbana em grandes cidades e das crescentes atividades agroindustriais.

A agricultura é a maior consumidora de água do mundo, sendo assim é um importante setor para implantação de projetos de reuso de água. Somente no Brasil, são consumidos 861m³/s na irrigação, equivalendo a até 69% da vazão de consumo nacional (BRASIL, 2009). Além disso, a tendência é o aumento deste consumo em todas as regiões do país, principalmente naquelas onde se deseja viabilizar a produção agrícola, como no nordeste brasileiro. Grande parte dos conflitos da atividade relacionam-se à disponibilidade e demanda de água (LIMA et al, 2008).

A situação global da disponibilidade hídrica da Bacia Hidrográfica da Vertente Atlântica, da qual faz parte a Bacia do Rio Tubarão, onde localiza-se o município de Braço do Norte, é classificada como “Preocupante”, segundo o ultimo Panorama de Recursos Hídricos de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2010). Nesta classe, o somatório das demandas está entre 20 e 50% da disponibilidade de água da bacia. Na bacia do Rio Tubarão, 7% da demanda hídrica deve-se à agroindústria e 73% deve-se à irrigação. Assim, sendo o setor mais

significativo no consumo de água, a irrigação é importante em projetos de uso eficiente e reúso de água.

2.6.1 Reuso em irrigação agrícola

Segundo USEPA (2004), as propostas e práticas são diferenciadas entre projetos de reúso de água desenvolvidos estritamente para controle de poluição, e aqueles desenvolvidos visando à conservação da água. Quando a proposta é disposição e tratamento no solo, o objetivo é dispor a maior quantidade de efluente na menor área possível. Neste caso, a taxa de aplicação geralmente é maior que a demanda de irrigação. Por outro lado, quando a água é considerada como recurso, o objetivo passa a ser a aplicação de acordo com as necessidades de irrigação. Usos para irrigação de áreas públicas ou de vegetais consumidos sem processamento requerem alto nível de tratamento de efluente, maior que para a irrigação de cultivos forrageiros e pastagem (USEPA, 2004).

No Brasil, o PROSAB adota em suas recomendações as evidências de avaliação de risco da Organização Mundial de Saúde (OMS) de 2006 (Tabela 3), que se referem à qualidade microbiológica da água, considerando os riscos de doenças à população exposta .

A classificação “restrita” ou “irrestrita” baseia-se no acesso de pessoas ao local irrigado e, conseqüentemente, determina quais os grupos de risco a serem protegidos com os critérios de qualidade. Estas são especificações da OMS e determinam: a) irrigação irrestrita: locais de livre acesso, onde estão agricultores, consumidores e público em geral; e b) irrigação restrita, onde estão somente os agricultores (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

Tabela 3 – Diretrizes da OMS para o reuso agrícola de esgoto

Categoria de irrigação	Opção	<i>E. coli</i> NMP/100mL
Irrestrita	A - cultivo de raízes e tubérculos	$\leq 10^3$
	B - cultivo de folhosas	$\leq 10^4$
	C - irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo	$\leq 10^5$
	D - irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo	$\leq 10^3$
	E - qualidade do efluente alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário+ coagulação + filtração + desinfecção; qualidade avaliada com emprego de indicadores complementares (SST, turbidez, cloro residual...)	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$
	F- agricultura de baixo nível tecnológico	$\leq 10^4$
	G - agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada	$\leq 10^5$
	H - técnicas de tratamento com reduzida remoção de patógenos (por exemplo tanque séptico e reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação sub-superficial)	$\leq 10^6$

*a concentração de ovos de helmintos permitida é flexibilizada para menos quando trata-se de crianças ($\leq 0,1$ ovo/L), ou para mais (≤ 10 ovos/L) quando existe garantia de remoção adicional na higiene dos alimentos.

Fonte: Adaptado de Bastos e Bevilacqua (2006).

Além da presença de *E. coli*, existe outro critério para reuso agrícola, relacionado à presença de ovos de helmintos, onde o limite máximo é de 1 ovo de helminto por litro. Um terceiro critério nas diretrizes da OMS,

relacionado à remoção de rotavírus, um parâmetro bastante restritivo, assumindo-se este como o maior risco tolerável, sendo que a remoção correspondente e necessária deste patógeno garantiria suficiente proteção contra infecções bacterianas e por protozoários (BASTOS e BEVILACQUA, 2006). Este aspecto implica maiores avaliações epidemiológicas, quantificação de vírus, características da população, número de pessoas afetadas, cálculos de índices, entre outros, portanto não será abordado neste trabalho.

A partir da Tabela 3, pode-se observar que a técnica de manejo da água (efluente tratado) determina sua qualidade necessária, assim é possível realizar o aproveitamento do efluente mesmo com concentrações de *E.coli* de até 10^6 NMP/100mL.

O PROSAB também considera as técnicas de irrigação para estabelecer os valores máximos de coliformes na água. O limite é de 10^4 NMP/100mL para irrigação restrita ou 10^5 NMP/100mL, caso haja proteção adicional do trabalhador ou com uso de irrigação subsuperficial.

As diretrizes do PROSAB apresentam um limite um pouco menor para a concentração de *E. coli*, em relação ao padrão da OMS, até 10^5 NMP/100mL, sendo este valor justificado como sendo uma “margem de segurança”. Por outro lado, não aborda a concentração de vírus e protozoários, sendo estes omitidos pois a remoção destes patogênicos já é garantida nos processos de tratamento que produzem menos de 10^3 NMP/100mL de coliformes termotolerantes (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

A experiência da Sardinia (Italia) em irrigação agrícola com esgoto tratado foi relatada por Botti et al. (2009). No trabalho, os autores apresentam as condições de 7,9 mil ha de solo cultivado e irrigado com esgoto doméstico tratado. Também foram monitoradas a qualidade do efluente, as alterações no solo e a opinião pública sobre o caso. Após ciclos de irrigação, o solo apresentou alteração em suas propriedades hidráulicas: diminuição da condutividade e das propriedades de

saturação do solo nos primeiros 20-25 cm de profundidade. Os autores relatam também que este comportamento deve ser considerado, pois o fato de as alterações concentrarem-se na superfície do solo indica que as medidas corretivas serão mais simples e baratas. Além disso, destacou-se a ação filtrante do solo, que promoveu remoção de até 100% de poluentes microbiológicos.

O nitrogênio é um importante elemento e que exige maiores cuidados quando fala-se da utilização de dejetos líquidos no solo, por estar sujeito à lixiviação. Segundo Hatfield (2009), a taxa de nitrogênio aplicada é importante para determinar o potencial de lixiviação de nitrato, sendo que alguns trabalhos indicam que a adição de N em quantidade maior que duas vezes a necessidade da cultura pode levar à contaminação da água subterrânea. Porém, outros fatores também influenciam na lixiviação de nitrato no perfil do solo, como a frequência de precipitação e irrigação, a textura do solo e as formas disponíveis de nitrogênio.

Hatfield (2009) cita também que elevadas concentrações de nitrato (15 a 20 mg/L) foram encontradas em solos cultivados com milho, mas estas concentrações não foram encontradas na profundidade de 4m, sendo este fato atribuído às condições favoráveis daquele solo para ocorrer desnitrificação.

Botti et al. (2009) não encontraram problemas com lixiviação de nitrato e acúmulo de metais em solos irrigados criteriosamente com esgoto tratado na Itália. Já Dynia et al. (2006) aplicaram lodo de estações de tratamento de esgoto, em safras sucessivas, em um experimento em São Paulo. Os pesquisadores detectaram sucessivos aumentos na quantidade de nitrato no solo e, a partir da terceira safra, as concentrações aumentaram progressivamente nas camadas mais profundas do solo (mais que 2m de profundidade). Os nutrientes nesta profundidade não estão ao alcance das plantas, portanto a menos que sofra transformação biológica (desnitrificação), todo o nitrato contido no solo pode movimentar-se e atingir o lençol freático em curto prazo.

As pesquisas citadas acima indicam que a possibilidade contaminação do solo devido à aplicação de efluentes contendo nitrogênio deve ser analisada em cada caso, sendo dependente de diversos fatores que afetam o sistema solo-água-plantas. A contaminação poderá ocorrer caso não sejam atendidas as quantidades indicadas para as culturas, as limitações do solo e as condições do clima.

Em relação aos critérios de qualidade da água para a irrigação agrícola, os aspectos mais importantes são a salinidade, substâncias tóxicas específicas, sódio, cloro e nutrientes. A concentração destes componentes influi na permeabilidade do solo e nas plantas, quando estas absorvem água pela raiz e folhas (BLUM, 2003).

Nos projetos de reuso agrícola devem ser considerados, além dos aspectos de saúde humana e animal, o melhor balanço entre demanda e oferta de água e nutrientes, os efeitos da qualidade da água no solo e plantas, o potencial de contaminação da água subterrânea e os problemas nos sistemas de irrigação (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

A quantidade de sais solúveis (sólidos dissolvidos totais) está relacionada diretamente com a condutividade elétrica (CE). A viabilidade do uso de efluente tratado é dependente principalmente da relação entre a condutividade elétrica e a proporção dos íons sódio, cálcio e magnésio na água. O aumento da concentração de sódio, em relação aos outros dois íons provoca “inchamento” dos solos argilosos, e sua conseqüente impermeabilização (PAGANINI, 2003).

O diagrama (Figura 1) criado pelo US Salinity Laboratory Staff (Bernardo, 1995) avalia o risco de salinidade e sodificação do solo por meio da Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e condutividade elétrica, respectivamente. A classificação dos riscos vai de “baixo” a “muito alto”.

A Relação de Adsorção de Sódio- RAS permite a quantificação de riscos potenciais da aplicação do efluente em relação às características do solo (PAGANINI, 2003). É a relação entre as concentrações de

sódio (Na^+), cálcio (Ca^{++}) e magnésio (Mg^{++}), apresentadas em meq/L (Equação 1).

$$RAS = \frac{Na^+}{\left[\frac{(Ca^{++} + Mg^{++})}{2}\right]^{1/2}} \quad (1)$$

Segundo Bastos e Bevilacqua (2006), o cálcio contribui para a estabilidade dos agregados e a estrutura do solo. O sódio provoca a dispersão dos minerais de argila, o que pode causar a obstrução dos poros do solo, comprometendo a infiltração. Além disso, o efeito do excesso de sódio (sodificação) é potencializado quando a relação $\text{Ca}^{++}/\text{Mg}^{++}$ é menor que 1, pois o excesso de magnésio no solo pode conduzir à deficiência de cálcio.

A condutividade elétrica expressa a concentração total de sais das águas de irrigação. Pode ser quantificada com uso de sensores específicos (condutímetro) ou indiretamente por meio de sua relação com a concentração de sólidos dissolvidos totais, de acordo com a Equação 2 (PAGANINI, 2003):

$$CE \left(\frac{\mu S}{cm} \right) = \frac{SDT \left(\frac{mg}{L} \right)}{0,64} \quad (2)$$

Para cada classe de condutividade elétrica apresentada na Figura 1, existe um tipo de recomendação de uso. Bernardo (1995) descreve algumas, sendo que águas da classe 4, com CE entre 2250 e 5000 $\mu\text{mhos}/\text{cm}$ (ou $\mu\text{S}/\text{cm}$) a 25°C, como pode ser o caso de efluentes tratados, possuem aplicações mais restritivas. Segundo o autor, estas águas não são apropriadas para condições normais, mas podem ser usadas, ocasionalmente, em circunstâncias especiais. Os solos deverão ser muito permeáveis e com boa drenagem, devendo ser aplicadas em excesso nas irrigações para ter boa lixiviação. Além disso, a água deve ser usada somente para culturas que sejam tolerantes aos sais.

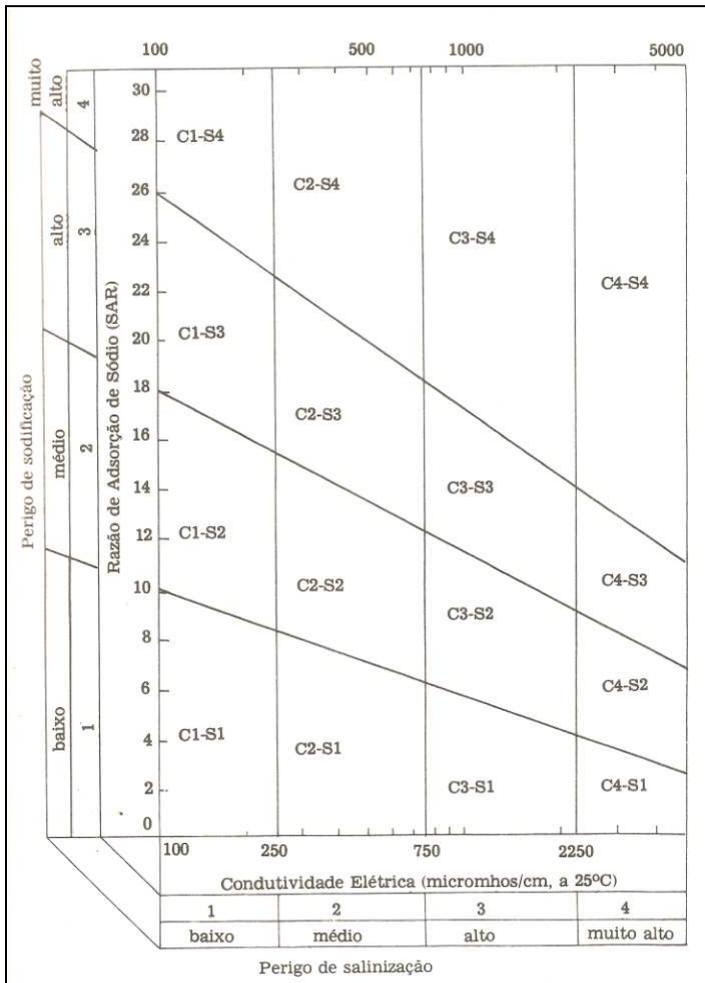


Figura 1- Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação

Fonte. Bernardo (1995)

2.6.2 Reuso industrial de água não-potável

Para o reuso industrial não-potável e não-agrícola, os critérios específicos de qualidade devem ser analisados caso a caso. Não existe legislação específica sobre o assunto no país. O nível de tratamento depende da qualidade requerida para a água de reuso. Trata-se da reciclagem de água, com aproveitamento dela no próprio processo onde foi gerado o efluente (BLUM, 2003).

O PROSAB apresenta diretrizes para reuso urbano de esgoto tratado (Tabela 4). Os usos urbanos podem ser: irrigação de áreas verdes, descarga de toaletes, lavagem de pisos e edifícios públicos, controle de poeira, construção civil, entre outros. Em relação ao uso restrito, o limite de coliformes termotolerantes é o mesmo recomendado para o reuso agrícola. Para todos os usos recomenda-se que o efluente apresente qualidade esteticamente não objetável.

Tabela 4 – Diretrizes do PROSAB para reuso urbano de esgoto tratado

Categoria de Irrigação	Coliformes termotolerantes NMP/100mL	Ovos de helmintos unidade/L
Irrestrita	≤ 200	
Restrita	$\leq 10^4$	≤ 1
Predial*	$\leq 10^4$	

* Descarga de toaletes

Fonte: Bastos e Bevilacqua (2006)

O trabalho de Blumenthal et al. (2000), sobre as diretrizes inglesas para reuso de esgoto, cita três abordagens para o estabelecimento de critérios de qualidade para o uso de esgotos sanitários, e que são aplicáveis ao reuso industrial de água não-potável:

- ausência de riscos potenciais (perigos), caracterizada pela ausência de organismos indicadores e/ou, patogênicos no efluente;

- ausência de risco de doença, que seja atribuível à utilização de esgotos dentre uma população exposta;
- aplicação de uma metodologia de Avaliação de Risco e a definição de níveis de risco aceitáveis, ou seja, a estimativa da concentração de patógenos no efluente correspondente ao nível de risco aceitável em uma dada população.

De acordo com esses autores, as duas primeiras abordagens são bastante restritivas e possuem um caráter de incerteza, já que a maior dificuldade da epidemiologia (estudo dos fatores que agem em uma doença) é justamente a demonstração convincente da associação entre fatores e doenças. Para Natal (2004), um determinado fator pode estar associado a várias doenças e uma doença é decorrente da atuação de diferentes fatores.

Sendo assim, segundo Bastos e Bevilacqua (2006) a análise de risco tem sido incorporada aos estudos dos diferentes e possíveis impactos na saúde pública decorrentes da prática do reuso, proporcionando possibilidades de identificação ou estimativa do risco atribuível à esta prática.

Peterson e Ashbolt (2002)², autores das diretrizes da OMS para o reuso agrícola, referenciados por Bastos e Bevilacqua (2006), estabelecem uma metodologia para a estimativa de risco biológico. Ela consiste em etapas de formulação do problema, caracterização dos cenários de exposição ao agente patogênico e da interação entre o patógeno, ambiente e população. Nesta etapa, faz-se também a caracterização dos efeitos à saúde e da dose-resposta. Com estas informações, define-se a probabilidade de infecção decorrente de n exposições à mesma dose. Na conclusão da análise, o risco calculado é comparado com o risco aceitável.

² PETERSON, S. A. e ASHBOLT, N. J. WHO Guidelines for the safe wastewater and excreta in agriculture: microbial risk assessment section, 2002.

A definição do risco aceitável é então um fator determinante no resultado da análise. No caso das operações de limpeza de granjas de suínos (lavação de baias, por exemplo), onde o ambiente e as condições de trabalho são a princípio carregados de risco microbiológico decorrente dos dejetos dos animais, o risco apresentado pela água de reuso é muito difícil de ser quantificado, já que o meio é o maior fator de exposição aos contaminantes (patógenos e substâncias tóxicas).

Para o aproveitamento do efluente tratado na limpeza das instalações, o mesmo não deve oferecer também risco à saúde animal. Neste caso pode ser aplicada a recomendação do *Occupational Safety and Health Administration* dos Estados Unidos – OSHA, citada por Donham et al. (2006), que aborda a questão da acumulação de resíduos nos criadouros de suínos, os quais podem gerar gases tóxicos e asfixiantes para os animais e trabalhadores, se manejados inadequadamente e em local pouco ventilado. Segundo o autor, a amônia ($N-NH_3$), ácido sulfídrico (H_2S), e monóxido de carbono (CO) são os primeiros gases que devem ser considerados.

A presença de CO deve-se à combustão em motores, não tendo relação com os dejetos. Já amônia, que tem odor detectável em concentração acima de 5ppm segundo Donham et al. (2006), poderia representar risco caso ocorra sua transferência do líquido (dejeito) para o ar. Porém, esta transformação somente ocorre com altas temperaturas ou pH maior que 10 (ARAUJO, 2007).

3 METODOLOGIA

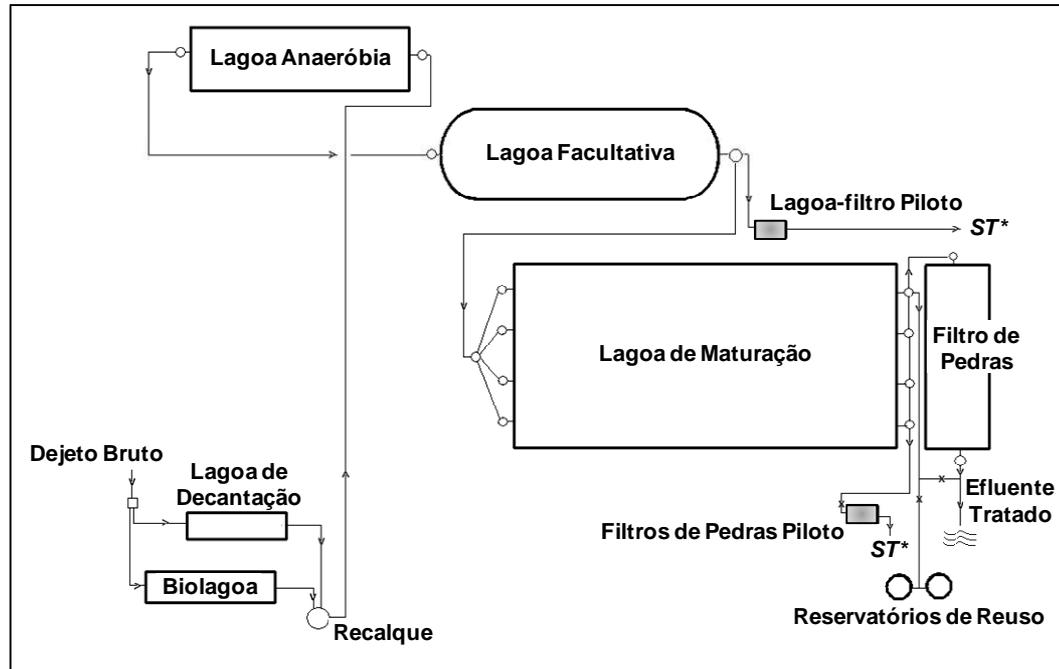
A pesquisa foi realizada em uma média propriedade produtora de suínos no município de Braço do Norte – SC (Figura 2), de propriedade do Sr. Vilibaldo Michels. A área apresenta relevo acidentado, com cerca de 2,2 mil animais, criados em sistema de confinamento. A produção ocorre em ciclo completo, com unidades de maternidade, creche, crescimento e terminação. O tempo de permanência dos leitões na granja, do nascimento até a terminação, onde atingem 100 Kg, é de 5,5 meses em média.



Figura 2 – Localização do município Braço do Norte em Santa Catarina
Fonte: www.mapainterativo.com.br

O sistema de tratamento existente é composto de lagoa de decantação, biolagoa (biodigestor), lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lagoa de maturação e filtro de pedras. A unidade piloto lagoa com filtro de pedras (L+F) foi instalada após a lagoa facultativa, sem passar pela lagoa de maturação, recebendo apenas parte da vazão total efluente da lagoa facultativa (aproximadamente 2%). O piloto filtro de pedras (FP) recebe parte do efluente da lagoa de maturação (aproximadamente 2%).

A produção de dejetos é bastante variável: 20 m³/d, em média, sendo que aproximadamente 15 m³/d passam pelo sistema de tratamento existente (Figura 3) e o restante é armazenado em uma lagoa de decantação e utilizado em fertirrigação.



ST) retorno do efluente ao Sistema de Tratamento

Figura 3 - Fluxograma e disposição das unidades de tratamento da “Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos” – média propriedade Vilibaldo Michels (a partir de 2008)

3.1 UNIDADES EXPERIMENTAIS

3.1.1 Filtro de Pedras de Fluxo Ascendente (FP)

O filtro de pedras piloto (Figura 4 a e b) possui formato retangular de 3mx2mx1m, construído em fibra de vidro e instalado sobre base de concreto. O leito filtrante é constituído de britas nº 3 e possui 40cm de altura útil. A alimentação contínua é feita com bomba peristáltica (Exatta Bombas).

A escolha do fluxo em direção vertical e sentido ascendente baseou-se na experiência relatada em Oliveira (2008), onde a filtração em fluxo horizontal descendente não apresentou bom desempenho.



Figura 4 - a) Filtro de pedras com detalhes das tubulações de entrada e saída; b) Filtro de pedras em operação

O afluente é distribuído por dois tubos de PVC (\varnothing 50mm) perfurados, colocados abaixo do leito filtrante, ao longo do comprimento do filtro. A coleta do efluente é realizada por canaletas de PVC (\varnothing 50mm) dispostas sobre o leito de pedras, ao longo de seu comprimento (Figura 5).

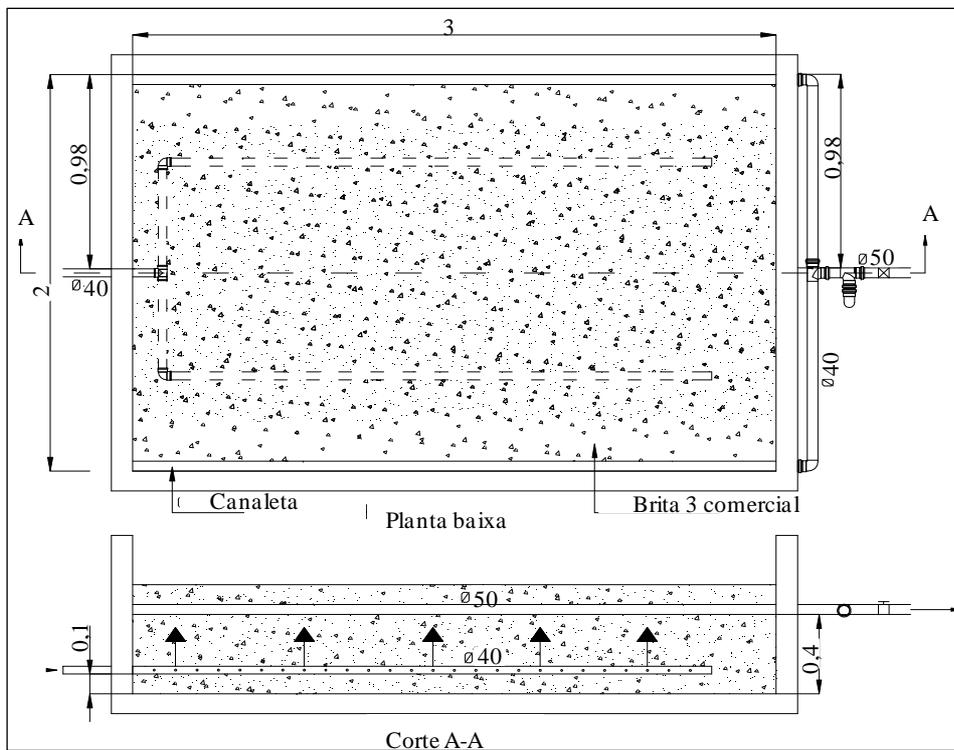


Figura 5 - Planta e corte do Filtro de Pedras, em escala piloto, da “Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos” – média propriedade

Durante o período de estudo do filtro foram testadas três taxas de aplicação hidráulica, apresentadas na Tabela 5, que foram sendo reduzidas no decorrer do trabalho, a fim de proporcionar resultados melhores e otimizar a operação do filtro. As taxas aplicadas correspondem ao volume total do filtro.

Tabela 5- Períodos de operação e taxas aplicadas no filtro de pedras

Período	Taxa Hidráulica no Filtro (m³/m³.d)	Vazão estabelecida (m³/d)	TDH* (dias)	TDH** (dias)
1 21jan-9jun Verão-outono (139 dias)	0,25	0,6	4	2,1
2 10 jun-16 set Inverno-primavera (90 dias)	0,17	0,4	6	3,1
3 17set- 27nov Primavera (70 dias)	0,10	0,24	10	5,3

* Calculado com base no volume ocupado pelo filtro

** Calculado com base no volume de vazios (53%)

O volume de vazios no filtro de pedras foi calculado segundo o seguinte procedimento:

- 1) Enchimento de um frasco de volume conhecido com britas nº3;
- 2) Preenchimento do frasco com britas com um volume conhecido de água;
- 3) Determinação do volume de vazios: [volume da água/volume do frasco].

3.1.2 Lagoa-Filtro (L+F)

O piloto L+F foi construído em fibra de vidro e instalado sobre base de concreto. Possui formato retangular, com dimensões 3mx2mx1m. O leito de pedras foi instalado no terço final do comprimento da lagoa (Figura 6). A granulometria das pedras (brita nº 3) foi definida com base nos trabalhos de Von Sperling *et al.* (2008) num sistema lagoa de polimento com filtro de pedras tratando esgoto sanitário. O volume útil da lagoa é de 1,6 m³ e do filtro de pedras é 0,8 m³.

A entrada ocorre à meia profundidade (Ø 50mm) e a coleta do efluente tratado é feita com tubos (Ø 50mm) de PVC perfurados instalados na parte inferior do filtro (Figura 7). O controle de nível da lagoa é feito com uso de uma tubulação que a mantém com 40cm de altura de água. Sua alimentação é contínua e feita com uso de uma bomba peristáltica (Exatta Bombas).



Figura 6 - a) Lagoa-filtro antes do enchimento; b) lagoa-filtro em operação

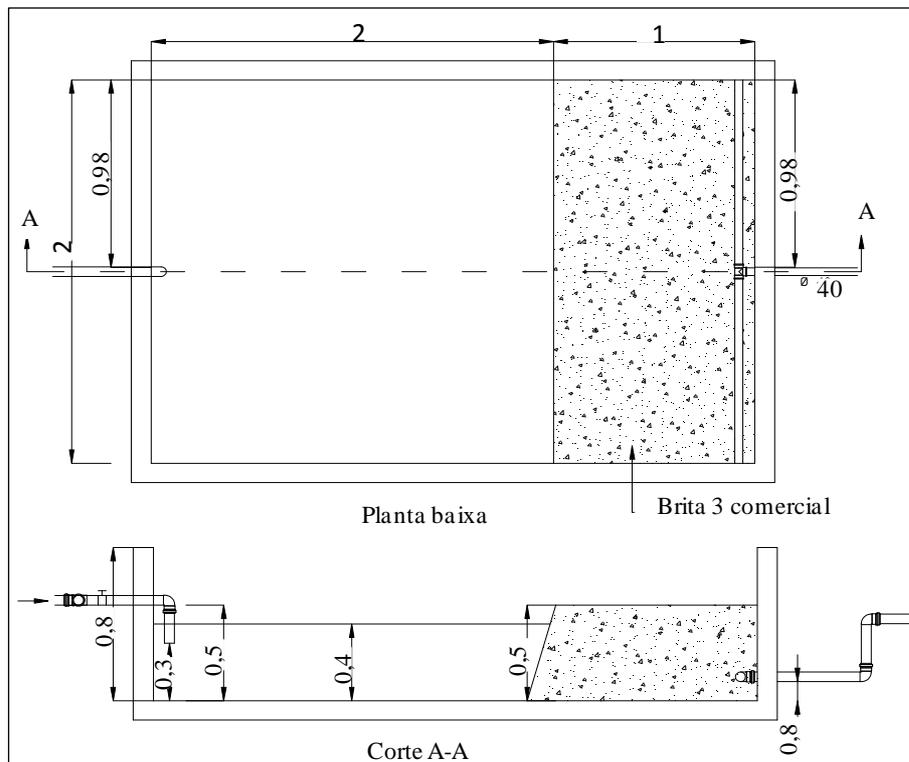


Figura 7 - Planta e corte da Lagoa- Filtro, em escala piloto, da Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos – média propriedade

A lagoa-filtro teve sua partida realizada no mês de setembro/08 e durante 4 meses esteve em período de estabilização. Durante este período sua vazão afluente foi intermitente devido a problemas em seu sistema de alimentação. Para a partida (Figura 6a), metade do volume da lagoa foi preenchida com água subterrânea e outra metade foi preenchida com o efluente da saída da lagoa facultativa (escala real). A partir de sua estabilização, foram testadas três taxas de aplicação hidráulicas, que resultaram em quatro períodos de operação, como mostrado na Tabela 6. As taxas foram estabelecidas a partir do volume total do filtro.

Tabela 6- Períodos de operação, vazões e taxas aplicadas na lagoa-filtro

Período	Taxa Hidráulica no Filtro (m ³ /m ³ .d)	Vazão estabelecida (m ³ /d)	TDH (dias)		
			Lagoa	Filtro *	Filtro **
1 21 jan-31 mai Verão-outono (139 dias)	0,5	0,4	4	2	1
2 01 jun-12 ago Outono-inverno (64 dias)	0,5	0,4	4	2	1
3 13 ago- 31 out Inverno- primavera (77 dias)	0,13	0,1	16	8	4
4 01 nov – 27 jan Primavera-verão (91 dias)	0,04	0,05	32	16	7,5

*Calculado com base no volume ocupado pelo filtro

** Calculado com base no volume de vazios (53%)

As taxas foram sendo reduzidas ao longo do trabalho a fim de diminuir a carga orgânica aplicada na lagoa e melhorar a eficiência do sistema L+F.

3.2 MONITORAMENTO

Os sistemas de pós-tratamento de dejetos suínos foram monitorados semanalmente por meio de parâmetros físico-químicos da entrada e saída de cada unidade. As amostras foram coletadas entre 10h e 12h da manhã, e analisadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis. As coletas de amostras ocorreram de janeiro de 2009 a janeiro de 2010, totalizando 34 coletas para o filtro de pedras e 40 para a lagoa-filtro. A aferição da vazão dos pilotos, controlada por bombas dosadoras, também foi realizada semanalmente com a utilização de uma proveta graduada.

As variáveis analisadas na pesquisa e os métodos de análise estão apresentados na Tabela 7, em sua maioria de acordo com procedimentos descritos no Standard Methods (APHA, 2005).

Amostras do interior da lagoa, à 10 e 30 cm de profundidade, em um ponto próximo à saída, foram observadas via microscopia ótica (OLYMPUS® modelo BX-41). Estas profundidades foram escolhidas para possibilitar uma avaliação do perfil da lagoa em um ponto próximo à superfície (profundidade 10cm) e próximo ao fundo (profundidade 30cm). A análise quantitativa das microalgas foi feita em câmara de Sedgewick-Rafter (50mm x 20mm x 1mm), em aumento de 200 vezes. A contagem foi realizada a partir de amostras preservadas em refrigerador em solução de lugol acético.

Como complementação à identificação das algas e bactérias presentes nas lagoas, foi realizada 1 análise de biologia molecular, baseada em Hibridização Fluorescente *in situ* - FISH, segundo Amann (1995). A

amostras analisada com esta técnica foi referente ao mês de novembro (Período 4), do interior da lagoa-filtro, próximos à saída da lagoa, à 30cm de profundidade. As sondas específicas utilizadas nesta análise estão apresentadas no Apêndice 2 deste trabalho.

Em campo foram analisados pH e temperatura, com pHmetro HANNA HI 991003, e oxigênio dissolvido, utilizando oxímetro Alfabik AT 130, de cada amostra. No caso do piloto L+FP a verificação destas variáveis foi feita em duas profundidades no final da lagoa: 10 cm e 30 cm.

Os dados meteorológicos referentes ao período de estudo foram obtidos junto ao Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM/EPAGRI), referentes à estação meteorológica de Urussanga, localizada à 30 Km do município de Braço do Norte.

Os resultados dos parâmetros pesquisados foram tratados estatisticamente utilizando o software Statistica 7.0 para os cálculos e elaboração dos gráficos Box-Plot (diagramas de caixa) e Scatterplot (correlação). Para avaliação do tratamento foi utilizado o teste t, com nível de significância de 95%, conforme descrito em Andrade e Ogluari (2007).

A verificação da distribuição dos resultados da pesquisa, a fim de saber se os mesmos apresentavam distribuição normal, também foi feita com uso do software Statistica 7.0, a partir do qual foram elaborados gráficos de *Normal Probability Plot*. Estes gráficos mostram a relação entre os dados reais e aqueles esperados em uma distribuição normal. Caso os dados tenham tendência de normalidade, os valores plotados aproximam-se a uma reta.

Juntamente com os gráficos de probabilidade normal, utilizou-se o teste de Shapiro-Wilk. A partir do valor p calculado no teste, avalia-se a hipótese nula de que os dados possuem distribuição normal. Para que sejam normais, os dados devem resultar em $p > 0,05$, que é o valor de confiança determinado.

Tabela 7 – Parâmetros e métodos de análise

Parâmetro	Método
DBO ₅ total (DBOt) e filtrada (DBOf)	Centrifugação a 3000 rpm por 20min (para DBO filtrada), leitura manométrica HACH BOD Track
DQO total (DQOt) e filtrada (DQOf)	Centrifugação a 3000 rpm por 20min (para DQO filtrada), digestão em refluxo fechado HACH e leitura colorimétrica
Carbono Orgânico Não-Purgável (CONP)	Combustão catalítica em TOC Analyser Shimadzu 5000A
NTK e N-NH ₄ ⁺	Digestão (para NTK), destilação VELD UDK 132 e titulação
Fósforo total (PT)	Método Vanadato-Molibdato e leitura colorimétrica
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	Método do substrato cromogênico definido Colilert® (Quanti Tray-2000 IDEXX Laboratories)
Clorofila <i>a</i> e feofitina	Extração com etanol, acidificação (somente para feofitina) e leitura colorimétrica (Método de Nush, 1980)
Acetato, Cloreto, Nitrito, Nitrato e Sulfato	Cromatografia iônica DIONEX DX-120
Sólidos Totais (Totais-ST; Totais Fixos-STF; Totais Voláteis-STV)	Gravimetria
Sólidos Filtrados (Sf)	Centrifugação a 3000 rpm por 20min e gravimetria
Sólidos Suspensos	Filtração em membrana 0,45µm e gravimetria
Turbidez	Turbidímetro HACH 2100N

3.2.1 Balanço de nitrogênio na lagoa-filtro

O balanço de nitrogênio da lagoa-filtro foi realizado assumindo-se quatro tipos principais de conversão de nitrogênio: volatilização da amônia, assimilação da amônia e nitrato pelas algas, nitrificação e desnitrificação e sedimentação junto ao carbono orgânico particulado

(CRAGGS, 2005). O balanço apresenta um resultado aproximado, pois algumas análises foram realizadas pontualmente.

Volatilização

De acordo com Valero e Mara (2007), a taxa de volatilização de amônia é calculada com base na equação de transferência de massa (Equação 4). Para o uso desta equação, assume-se que a concentração de amônia no ar acima da superfície é nula, considerando deste modo que a amônia presente na superfície na lagoa é proveniente de sua volatilização a partir da lagoa, não existindo outras fontes de contribuição. Assume-se também que o coeficiente de transferência de massa não depende da velocidade do vento.

$$N_{volatilizado} = \frac{K_l[NH_3]V}{A} \quad (4)$$

Onde:

$N_{volatilizado}$ = taxa de volatilização de amônia (gN/ha.d)

K_l = coeficiente de transferência de massa na fase líquida (d^{-1})

$[NH_3]$ = concentração de amônia livre (gN/m³)

V = volume da lagoa (m³)

A = área superficial da lagoa (m²)

O valor de K_l foi calculado a partir da equação de Stratton (Zimmo et al., 2003)(Equação 5).

$$K_l = \left(\frac{0,0566}{d} \right) \exp[0,13(T - 20)] \quad (5)$$

Onde:

d = profundidade da coluna d'água(m)

T = temperatura da água (°C)

A concentração de amônia livre [NH₃] foi quantificada utilizando o aparelho Dräger X-am 7000 e uma câmara de fluxo de acrílico transparente, que permite a passagem de luz. O Dräger aspira a amostra gasosa, utilizando uma bomba interna de vazão máxima de 0,6 L/min e realiza a quantificação da concentração de amônia por meio de um sensor eletroquímico. Os equipamentos utilizados são mostrados na Figura 8.



Figura 8- Câmara de fluxo de acrílico colocada sobre a lagoa, com mangueira de sucção de ar (direita) e equipamento de medição Dräger (esquerda)

Assimilação algal

A fração de nitrogênio assimilada pela biomassa algal foi calculada por meio da concentração de clorofila *a*. Considerou-se que esta concentração equivale a aproximadamente 1% do peso seco das algas (ESTEVEZ, 1998). Ainda, de acordo com Branco (1986), o nitrogênio representa 10% do peso seco algal. Portanto:

$$[\text{clorofila } a] = 0,01 * \text{peso seco algal} \quad (6)$$

$$N_{\text{incorporado}} = 0,1 * \text{peso seco algal} \quad (7)$$

A taxa de assimilação de nitrogênio foi calculada a partir da Equação 8.

$$TN_{\text{assimilado}} = \frac{N_{\text{incorporado}} * Q}{A} \quad (8)$$

Onde:

T_Nassimilado= taxa de nitrogênio assimilado (gN/m²d)

[N_{incorporado}] = concentração de nitrogênio incorporado à biomassa algal (g/m³)

Q= vazão do efluente (m³/d)

A matéria orgânica sedimentada não foi quantificada experimentalmente. Deste modo, assumiu-se que a biomassa morta em suspensão e acumulada no lodo da lagoa-filtro é igual à diferença entre a carga de N aplicada e as taxas de volatilização de amônia, nitrificação-desnitrificação e assimilação algal.

Nitrificação-Desnitrificação

A identificação dos processos de nitrificação-desnitrificação se dá pela análise das concentrações de nitrito e nitrato e análise FISH (identificação de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes). Neste trabalho, as concentrações foram analisadas por Cromatografia Iônica DIONEX DX-120.

3.3 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REUSO

Para a avaliação da potencialidade de uso do efluente tratado em irrigação (utilização de água não-potável), foram feitas análises de sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), utilizando espectrofotometria de absorção atômica de chama, pelo laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Para estas análises, as amostras foram acidificadas com ácido nítrico até pH<2 e refrigeradas. Estes resultados, em meq/L, foram usados na Equação 1 para o cálculo da “Relação de Adsorção de Sódio” (RAS). A RAS permite a quantificação de riscos potenciais da aplicação do efluente em relação às características do solo (PAGANINI, 2003). A partir da

determinação dos riscos, as recomendações para o aproveitamento do efluente foram feitas com base em Bernardo (1995). Nesta avaliação foram consideradas também as recomendações da OMS e do PROSAB, discutidas por Bastos e Bevilacqua (2006), em relação ao risco microbiológico do reuso de efluente tratado.

A possibilidade de reuso interno de água não-potável, nas atividades de limpeza dos pisos da granja, foi discutida para este caso específico, considerando-se as diretrizes do PROSAB para reuso urbano de esgoto tratado, apresentadas por Aisse et al. (2006), e as recomendações do *Occupational Safety and Health Administration* dos Estados Unidos – OSHA, apresentadas por Donham et al. (2006), que tratam respectivamente do risco microbiológico e da qualidade do ambiente das granjas de produção de suínos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 SISTEMA DE TRATAMENTO – ESCALA REAL

As coletas e análises de amostras das unidades de tratamento em escala real (lagoas em série) foram realizadas de junho de 2008 e fevereiro de 2010. Este acompanhamento foi feito para que se ter uma série de valores referentes aos parâmetros de qualidade do efluente. A eficiência média do tratamento nos meses de junho de 2008 a dezembro de 2009 é mostrada na Tabela 8.

Tabela 8 – Característica dos efluentes de lagoas do Sistema de Tratamento de Dejetos Suínos – média propriedade Vilibaldo Michels – junho de 2008 a dezembro de 2009

Parâmetro	Lagoa Facultativa Aerada (mg/L)* n=37	Eficiência (%)	Lagoa de Maturação (mg/L)* n=37	Eficiência (%)
pH	8,1±0,2	-	8,1±0,3	-
OD	1,3±0,9	-	1,3±1,0	-
DQOt	3479±1533	34	2325±777	33
DQOf	2084±725	-	1622±700	22
DBOt	1081±763	20	520±324	52
DBOf	618±441	-	500±369	19
CONP	405±215	10	299±191	26
ST	4176±1659	17	2975±814	29
SST	1240±1294	46	331±222	73
Sf	3210±1006	-	2656±900	17
STV	1744±981	22	1006±436	42
STF	2432±856	12	1669±537	31
N-NH₄	832±254	17	540±198	35
NTK	985±271	16	620±260	37
PT	117±88	21	53±29	55

* média ±desvio padrão

A partir dos dados da Tabela 8, observa-se que a DBO e a DQO diminuíram durante o tratamento, demonstrando que houve degradação biológica do efluente.

O tratamento com lagoas de estabilização foi bastante eficiente, removendo 95% de matéria orgânica biodegradável, do início do tratamento até a saída da lagoa de maturação. Entretanto, as concentrações do dejetto bruto são muito altas (10,5 g/L de DBO_t), resultando em um efluente final com concentração média de DBO_t igual a 520 mg/L. Além disto, o efluente apresenta elevada concentração de amônia (540mg/L), muito acima do padrão de lançamento de efluentes, que é de 20mg/L (Resolução CONAMA nº357/2005).

Paralelamente ao estudo da lagoa-filtro e do filtro de pedras, foram realizadas algumas mudanças no sistema de tratamento, pois o mesmo recebeu vazões de 20 a 35m³/d, que foram até 3 vezes maiores que as vazões de dimensionamento.

Na tentativa de melhorar a eficiência do sistema em relação à amônia, aumentou-se o tempo de aeração e a quantidade de aeradores na lagoa facultativa, que passou a ter aeração por 24h e duas linhas de aeração, com dois sopradores de ar. Com estas mudanças, a eficiência da lagoa facultativa aerada em relação à amônia passou de 12,3% para 23,1%, o que não resultou em uma diminuição significativa da concentração no efluente final.

4.2 FILTRO DE PEDRAS (FP)

Os valores de pH, temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) da entrada e saída do filtro de pedras durante os períodos de estudo (diferentes cargas aplicadas) são mostrados na Tabela 9.

O pH nos três períodos não sofreu grande variação, permanecendo em torno de 8. A partir das concentrações de OD percebe-se que o filtro

teve condição de manter a aerobiose em alguns momentos, porém os valores de OD foram bastante variáveis. Segundo Middlebrooks (1995), quando o leito do filtro de pedras torna-se anaeróbio, principalmente no verão e início do outono, pode ocorrer a produção de ácido sulfídrico (H_2S), causando maus odores. Este problema não foi detectado durante o monitoramento deste trabalho.

Tabela 9 – Média \pm desvio padrão dos valores de pH, T e OD em cada período de operação do FP

Período	pH (n \geq 12)		T (°C) (n \geq 7)		OD (mg/L) (n \geq 7)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
1	8,2 \pm 0,3	8,3 \pm 0,4	21,8 \pm 3,6	23,3 \pm 3,3	1,5 \pm 1,0	1,7 \pm 1,0
2	7,9 \pm 0,3	7,9 \pm 0,2	17,3 \pm 3,1	17,2 \pm 2,8	0,9 \pm 0,6	1,1 \pm 0,7
3	8,1 \pm 0,3	7,9 \pm 0,3	22,1 \pm 3,4	22,2 \pm 4,7	1,2 \pm 1,5	0,7 \pm 1,2

O primeiro (P1) e terceiro (P3) períodos caracterizam-se por temperaturas mais elevadas. O efeito da temperatura no funcionamento dos filtros foi relatado por Saidam et al. (1995). Os autores realizaram um estudo com filtros em 3 fases, onde a carga orgânica permaneceu similar, porém as temperaturas foram diferentes. O desempenho dos filtros foi melhor quando o efluente apresentou aproximadamente 25,5°C, em relação aos períodos com outras temperaturas, que variaram de 13 a 21°C. Isto ocorre pois, para os autores, a temperatura é o principal parâmetros de influência na produção de algas e na sua sedimentação nos filtros.

Na Tabela 10 estão apresentados os principais resultados do filtro de pedras em cada período. O período 1 (P1) representa um estabilização do sistema, enquanto os seguintes (P2 e P3) representam duas diferentes situações: P2) alta carga e baixa temperatura e P3) baixa carga e alta temperatura. Como as concentrações dos efluentes foram bem diferentes em cada período, não é possível comparar os resultados finais, apenas as

eficiências de remoção. A partir da Tabela 10, observa-se que as melhores eficiências foram obtidas no P3, para todos os parâmetros. Deste modo, seus resultados serão mais amplamente discutidos.

Durante o período 1, em determinadas amostras foi observada acumulação de carga no efluente do filtro, ou seja, a concentração de saída foi maior que a concentração de entrada. Este aumento de concentração pode ser decorrente do carregamento de sólidos (sujeiras) do leito para o efluente.

O aumento de carga durante o P2 foi causado por três situações. Em primeiro lugar, havia um maior número de animais na granja, que contribuíram para um aumento de carga no sistema. Os outros fatores foram operacionais: redução no número de lavagens das baias, que comumente ocorre no inverno, e problemas de obstrução da saída da lagoa anaeróbia, provocando alteração na vazão afluente à lagoa facultativa aerada e nas unidades de tratamento posteriores.

Tabela 10 – Cargas aplicadas e removidas no filtro de pedras FP em cada um dos períodos

Parâmetro	P1 (n≥9)			
	Carga afluente (g/m ³ .d)	Carga removida (g/m ³ .d)	Eficiência	Concentração na saída (mg/L) md ±dp
DBOt	96	37	39%	234 ± 159
DBOf	68	9,7	14%	234 ± 159
DQOt	439	61	14%	1511 ± 528
DQOf	374	52	14%	1287 ± 412
CONP	69	14	20%	224 ± 33
N-NH₄	112	0	0%	451 ± 93
NTK	129	3,2	2%	503 ± 136
PT	12	0,3	2%	47 ± 23
ST	678	34	5%	2575 ± 482
STV	199	25	12%	696 ± 333
STF	480	9,8	2%	1879 ± 538
Sf	584	0	0%	2358 ± 304
SST	118	0	0%	886 ± 1153
Nitrito	nd	nd	-	nd
Nitrato	nd	nd	-	nd
Clorofila a*	57,3	50	87%	30 ± 18
Feofitina*	4,0	3,5	87%	2,0 ± 2,4
Parâmetro	Entrada md	Saída md ±dp	Eficiência	
Turbidez (UNT)	445	256 ± 22	42%	
Clorofila a (µg/L)	229	30 ± 18	87%	
Feofitina (µg/L)	16	2,0 ± 2,4	87%	
Coliformes totais (NMP/100mL)	1,40E+06	6,21E+05	0,35**	
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	5,48E+04	7,32E+04	0,0**	

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; nd) Valor não detectado; md±dp) média ± desvio-padrão;

Tabela 10- continuação

Parâmetro	P2 (n≥7)			Concentração na saída (mg/L) md ±dp
	Carga afluente (g/m ³ .d)	Carga removida (g/m ³ .d)	Eficiência	
DBOt	97,3	9,2	9%	519 ± 176
DBOf	117,9	33,3	28%	498 ± 176
DQOt	369,8	76,8	21%	1723 ± 480
DQOf	295,2	31,5	11%	1551 ± 401
CONP	58,9	14,7	25%	260 ± 109
N-NH₄	103,3	7,5	7%	563 ± 169
NTK	118,0	13,8	12%	613 ± 223
PT	13,7	1,9	14%	70 ± 53
ST	524,5	62,1	12%	2720 ± 575
STV	190,1	37,8	20%	896 ± 194
STF	334,4	6,6	2%	1928 ± 603
Sf	497,6	78,4	16%	2466 ± 585
SST	40,1	17,1	43%	136 ± 91
Nitrito	nd	nd	-	nd
Nitrato	0,2	0	0%	2,1 ± 3,3
Clorofila a*	11	5,27	48%	33 ± 27
Feofitina*	5,2	5,0	96%	1,2 ± 2,3

Parâmetro	Entrada md	Saída md ±dp	Eficiência
Turbidez (UNT)	404	256 ± 46	36%
Clorofila a (µg/L)	65	33 ± 27	48%
Feofitina (µg/L)	31	1,2 ± 2,3	96%
Coliformes totais (NMP/100mL)	6,57E+05	1,36E+05	0,68**
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	3,68E+05	8,77E+04	0,62**

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; nd) Valor não detectado; md±dp) média ± desvio-padrão;

Tabela 10- continuação

Variável	P3 (n≥7)			Concentração na saída (mg/L) md ±dp
	Carga afluente (g/m ³ .d)	Carga removida (g/m ³ .d)	Eficiência	
DBOt	38,2	18,8	49%	193 ± 128
DBOf	32,2	16,4	51%	157 ± 117
DQOt	144,0	36,3	25%	1077 ± 251
DQOf	113,6	24,6	22%	891 ± 146
CONP	18,5	6,1	33%	124 ± 39
N-NH₄	36,6	2,3	6%	343 ± 58
NTK	52,6	6,4	12%	462 ± 48
PT	2,8	0,8	22%	28 ± 10
ST	241,8	32,7	14%	2091 ± 682
STV	81,6	17,6	22%	640 ± 204
STF	160,2	16,6	10%	1437 ± 547
Sf	211,7	41,1	19%	1706 ± 224
SST	36,4	17,6	48%	188 ± 184
Clorofila a*	16,9	14,9	88%	20 ± 11
Feofitina*	2,1	1,6	78%	4,5 ± 6,0
Nitrito	0,4	0,0	0%	4,5 ± 1,5
Nitrato	0,0	0	0%	18,1 ± 33

Variável	Entrada (md)	Saída (md ±dp)	Eficiência
Turbidez (UNT)	344	187 ± 15	46%
Clorofila a (µg/L)	169	20 ± 11	88%
Feofitina (µg/L)	21	4,5 ± 6,0	78%
Coliformes totais (NMP/100mL)	3,61E+05	2,83E+05	0,11**
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1,96E+05	1,47E+05	0,12**

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; md±dp) média ± desvio-padrão;

4.2.1 Sólidos, Clorofila *a* e Turbidez

Em geral o FP teve boa remoção de sólidos e turbidez. No primeiro período houve grande instabilidade do sistema, porém nas fases seguintes seu desempenho foi mais constante.

Período 1

O P1 representa o início do funcionamento do filtro, com taxa hidráulica de $0,25\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$. Neste período a carga aplicada de SST variou de 45 a $415\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$ e a carga de saída variou de 20 a $890\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$, o que resultou em uma grande variação nos dados. As medianas de entrada e saída estão apresentadas nos gráficos da Figura 9.

A remoção de ST foi de 5%, 0% de SST e 40% de turbidez. Os valores de SST na saída variam de 80 a $3.600\text{mg}/\text{L}$, deste modo a mediana de saída foi maior que a de entrada. Esta variação provavelmente ocorreu pois o sistema ainda não estava estável nesta fase, pode ter ocorrido uma “lavagem” nas pedras, além de ainda não haver consolidação do biofilme.

O FP apresentou um ótimo desempenho em relação à clorofila, entretanto as concentrações afluentes foram bem menores que aquelas geralmente encontradas em lagoas de maturação, de 1000 a $2000\text{ }\mu\text{g}/\text{L}$. Não é descartada a possibilidade de que parte das algas do efluente da lagoa de maturação fique retida na tubulação até sua chegada no filtro.

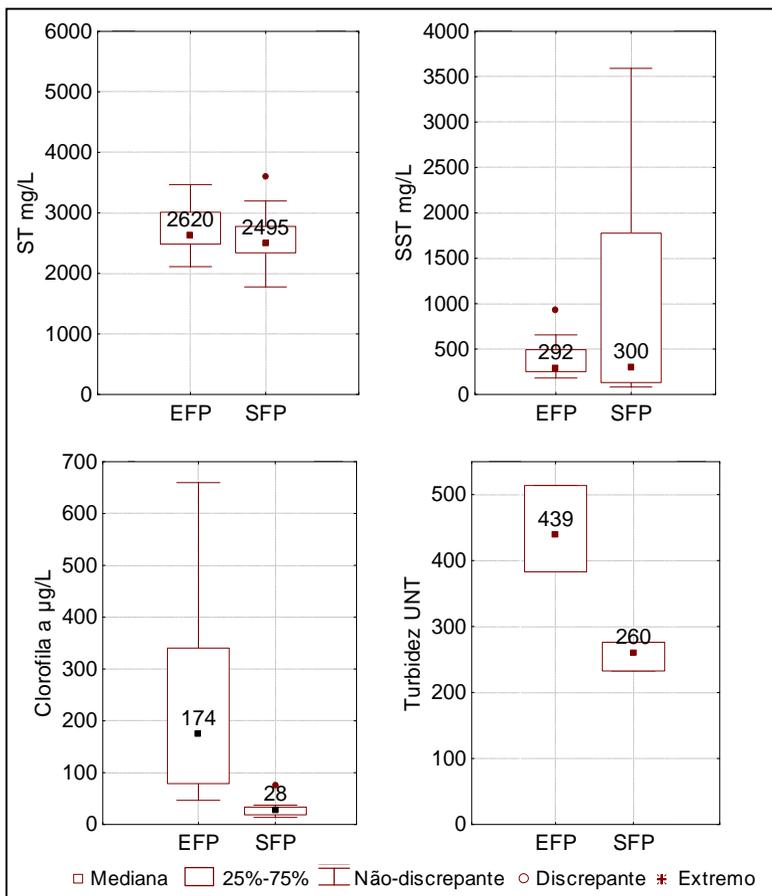


Figura 9 – Diagramas de caixa das medianas de ST, SST, turbidez e clorofila *a*, na entrada e saída do FP, no período 1

Período 2

No P2 ocorreu um aumento da carga de entrada de sólidos e das outras variáveis, porém a taxa hidráulica foi reduzida de $0,25\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ para $0,17\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, para compensar este aumento. As concentrações de ST aumentam na entrada e saída, mas os SST diminuíam e seus dados são mais consistentes. Os resultados são apresentados na Figura 10.

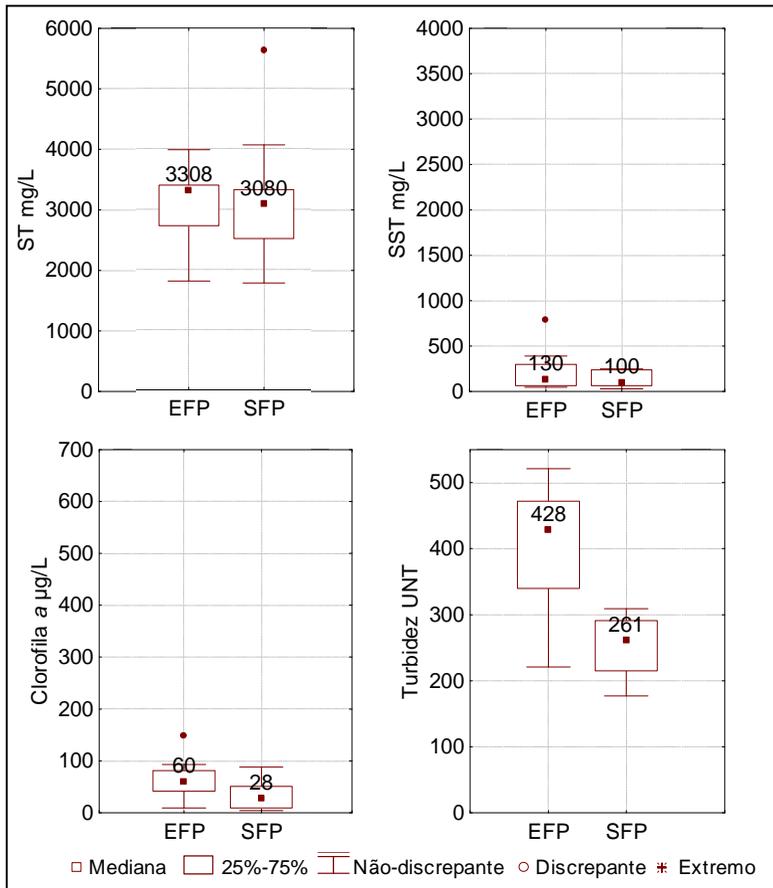


Figura 10 - Diagramas de caixa das medianas de ST, SST, turbidez e clorofila *a*, na entrada e saída do FP, no período 2

Com resultados mais homogêneos é possível perceber que apenas 4% da concentração de sólidos totais é composta por sólidos suspensos, o restante está presente na forma filtrada, mais difícil de ser removida. Para ST a remoção foi de 12% e Sf foi de 16%. A correlação entre carga aplicada e removida é mostrada na Figura 11.

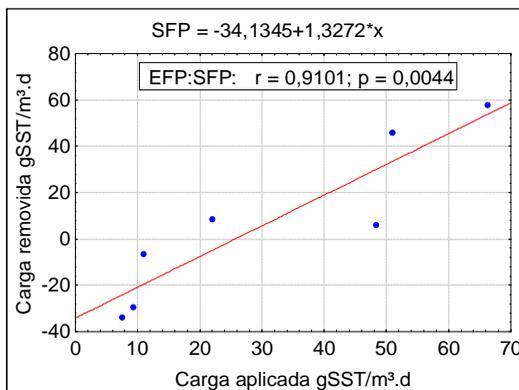


Figura 11 – Correlação entre carga aplicada e removida de SST no período 2 (n=7)

A carga média aplicada de SST foi de 40g/m³.d, com 43% de eficiência de remoção. O coeficiente de correlação $r = 0,91$ mostra uma correlação forte entre carga aplicada e removida. Ainda que o número de dados seja pequeno (n=7), a correlação é representativa, pois o valor $p=0,0044$ é baixo. Nota-se também na Figura 11 que para as menores cargas aplicadas houve acumulação de sólidos, que pode ser observada pelos valores negativos de carga removida. Esta acumulação pode ser efeito de desprendimentos do biofilme formado nas pedras.

A remoção mediana de turbidez foi de 53%, para um valor médio na entrada de 428 UNT. Short et al. (2007), operando um filtro com 4,4 até 58 UNT obtiveram remoção média de 65%.

Neste período houve remoção média próxima de 50% de clorofila *a*. Ocorreu uma diminuição grande na concentração de algas na lagoa de maturação, o que está associado a diversos fatores como redução da radiação no período de inverno e aumento de carga orgânica.

Período 3

No período 3, o filtro apresentou os melhores resultados, porém trabalhou com taxa hidráulica de 0,1m³/m³.d, menor que o usual na

maior parte dos filtros de pedras, que vão de 0,14 a 1,5m³/m³.d (Middlebrooks, 1995; Oliveira et al, 2006; Von Sperling et al, 2008).

No P3 inicia-se uma recuperação da lagoa de maturação, evidenciada pelo aumento da concentração de clorofila *a* nesta lagoa. Os resultados referentes ao P3 estão mostrados na Figura 12.

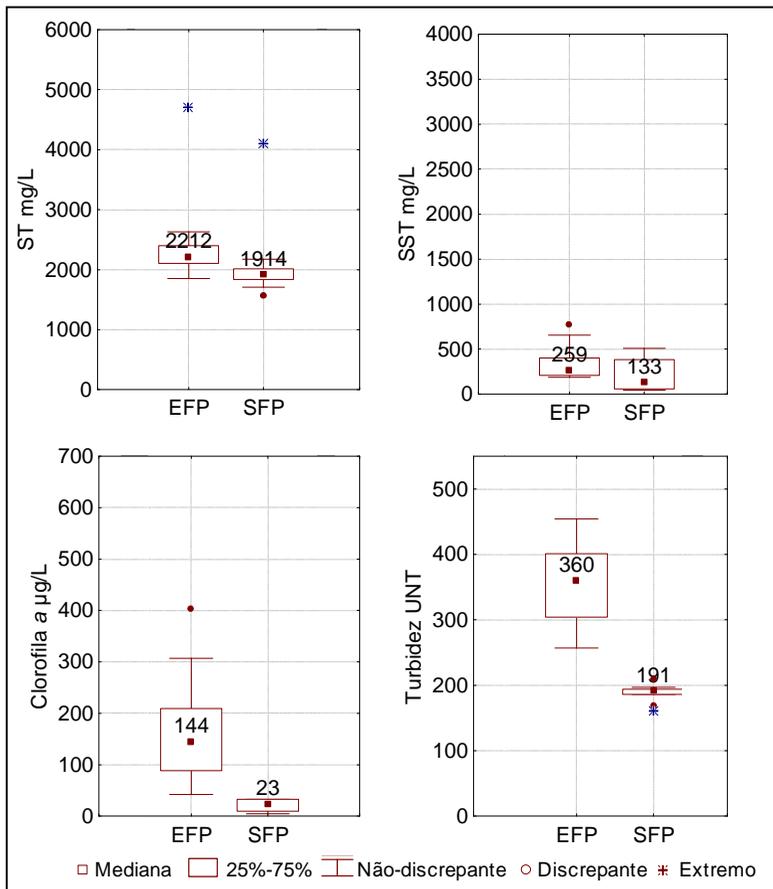


Figura 12 - Diagramas de caixa das medianas de ST, SST, turbidez e clorofila *a*, na entrada e saída do FP, no período 3

Neste período houve o melhor desempenho em relação à SST, que é o principal objetivo do filtro. A eficiência para ST foi de 14% e de 48% para SST. Na Figura 13 está mostrado o gráfico de correlação entre carga aplicada e removida.

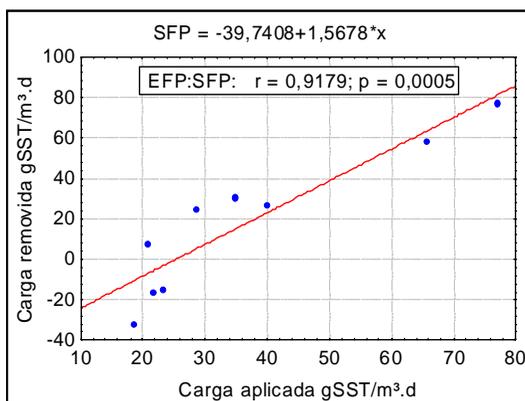


Figura 13 – Correlação entre carga aplicada e removida de SST no período 3 (n=9)

A carga média aplicada de SST foi de 36 g/m³.d, com concentração de saída de 131 mg/L. O coeficiente de correlação $r=0,92$ indica uma correlação forte entre a carga aplicada e removida. Assim como foi observado no período 2, houve acumulação de carga no efluente em alguns momentos, provavelmente devido a um desprendimento do biofilme. A remoção foi satisfatória (48%), porém menos eficiente que aquela encontrada em pesquisas com pós-tratamento de lagoas tratando esgoto sanitário, como por exemplo, Short et al. (2007), os quais obtiveram 64% de remoção de SST, a partir de uma carga aplicada variando de 11 a 83 gSST/m³.d.

Von Sperling et al. (2007) testaram um filtro de pedras com granulometria 3 a 10cm, no período outubro a setembro. Os autores trabalharam com maior taxa hidráulica (0,5m³/m³.d). A carga aplicada de SST foi de 56g/m³.d e a remoção de SST foi de 75%, com concentração de saída de 28mg/L. Sezerino et al. (2005) apresentaram

em seu trabalho o melhor resultado de desempenho de filtros de pedras, com remoção de 92% de SST, porém utilizaram baixa carga (11,8g/m³.d).

No entanto, Saidam et al. (1995) utilizaram maior carga de sólidos, de 153 gSST/m³.d, e conseguiram 22% de remoção, com 102 mg/L na saída, em um filtro de pedras com tamanho de brita similar ao deste trabalho.

Neder et al. (2000) trabalharam com um filtro de pedras com taxa de aplicação de 0,23m³/m³.d. A concentração afluyente de SST foi de 183mg/L e o filtro removeu 67%, resultando em 60mg/L na saída.

Yang et al. (1997), aplicando carga igual a 29gSSTg/m³.d, conseguiram 45% de remoção de SST com 64mg/L na saída, em filtro de britas n° 3 e TDH de 4 dias. O afluyente do filtro era proveniente de um tanque de aeração, e na segunda fase da pesquisa, devido a problemas operacionais, o filtro recebeu maior quantidade de sólidos (60gSSTg/m³.d) e o efluente apresentou 356mg/L de SST. No presente trabalho, considerando carga aplicada de 36gSST/m³.d, o desempenho em relação de à SST (48%) foi comparável ao encontrado por esses autores, que também trabalharam com dejetos suínos.

O desempenho em relação à clorofila *a* foi de 88%. Apesar da variabilidade na qualidade do afluyente, os dados na saída do FP ficaram bastante homogêneos. A carga aplicada foi de 17 mg/m³.d. Utilizando taxa hidráulica de 1m³/m³.d, Von Sperling et al. (2007) obtiveram 56% de remoção de clorofila *a*, para uma carga aplicada de 856mg/m³.d, com 377µg/L na saída.

Short *et al* (2007) trabalharam com carga aplicada de clorofila *a* variando entre 22 e 223 mg/m³.d e a remoção foi de 55%, para um filtro com granulometria de 100 mm em média. Os mesmos autores obtiveram 65% de remoção de turbidez, a partir de uma concentração de entrada variando entre 4,4 e 58 UNT.

Neste trabalho, no P3, a turbidez mediana na entrada foi de 360 UNT, com remoção de 47%, pouco menor que no P2, que foi de 53%. Oliveira (2008) obteve remoção de 24% de turbidez em um filtro de pedras de fluxo horizontal tratando dejetos suínos. O autor registrou concentração de saída igual a 280 UNT e atribuiu este valor à possibilidade de existirem algas em decomposição no leito filtrante, representadas pela feofitina, que em seu trabalho apresentou concentração de 298 $\mu\text{g/L}$. Neste trabalho, o filtro de pedras apresentou, em média, 4,5 $\mu\text{g/L}$ de feofitina no efluente, indicando que a turbidez remanescente não foi devida à decomposição de algas.

4.2.2 Matéria Orgânica

Os diagramas de caixa das figuras a seguir apresentam a distribuição dos dados das variáveis relacionadas à matéria orgânica, indicando quais as medianas das concentrações de entrada e saída, em cada período de monitoramento.

Período 1

Neste período (P1) houve grande variação das concentrações de entrada, principalmente para DBO_f, em decorrência na variação das condições de funcionamento da lagoa de maturação, como radiação, carga orgânica e outros. O filtro mostrou alguma capacidade de assimilar a variação de cargas, como pode ser percebido nos gráficos de CONP e DQO_f, da Figura 14, onde os dados de saída são mais homogêneos.

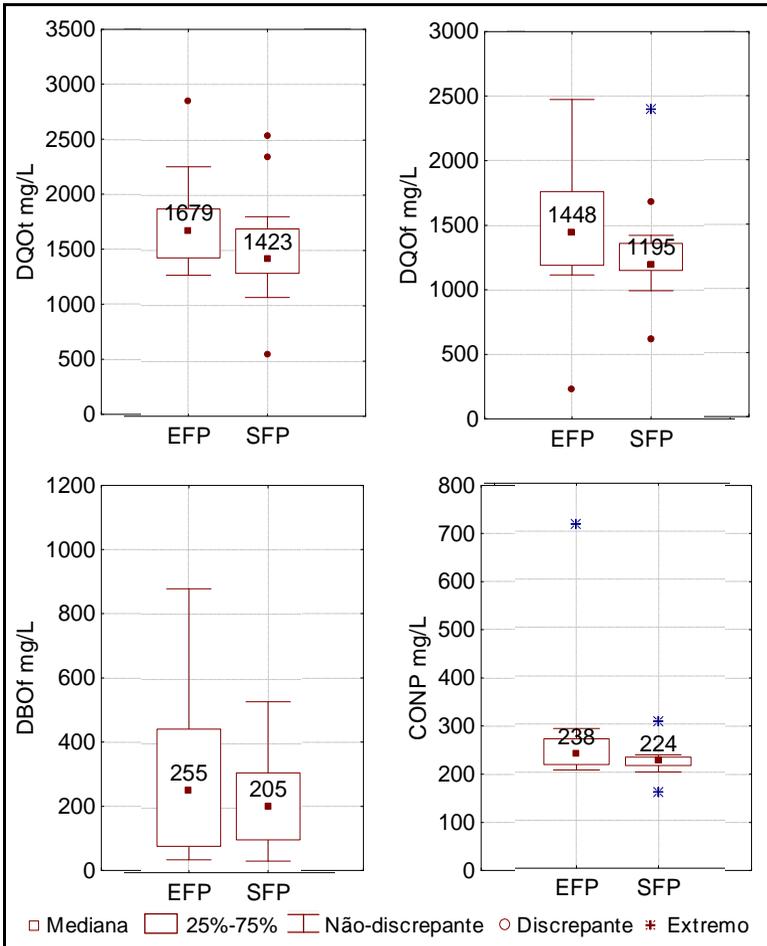


Figura 14 - Diagramas de caixa das medianas de DBO₅f, NPOC, DQOt e DQOf, na entrada e saída do FP, no período 1

A carga de média de DQOt aplicada neste período foi de 439 g/m³.d. As eficiências foram: 14% de remoção de DBO₅f; 20% de remoção de CONP; 14% de remoção de DQOt; 14% de remoção de DQOf.

Nos gráficos são identificados vários *outliers* (valores discrepantes) e extremos. Estatisticamente, de acordo com Andrade e Ogliari (2007) a existência de *outliers* em um conjunto de dados tem três causas principais: 1) erro na transcrição de dados; 2) algum fator importante ocorreu durante o trabalho e 3) o valor é verdadeiro e deve ser considerado como tal. Neste caso eles ocorreram provavelmente pela não-estabilização do sistema e ocasional desprendimento de biofilme.

Período 2

Neste período a taxa hidráulica foi reduzida de 0,25 para 0,17 m³/m³.d, mas a carga orgânica aumentou devido a problemas operacionais do sistema em escala real e às condições climáticas (período inverno-primavera), por isso as concentrações de saída de matéria orgânica na lagoa de maturação foram maiores, conforme pode ser observado na Figura 15.

A carga aplicada de DQOt foi de 370 g/m³.d. Embora a variabilidade dos dados tenha sido maior, a eficiência mediana de remoção aumentou em relação ao primeiro período. Em relação a DBO_f, 50% dos valores obtidos situam-se entre 350 e 924mg/L e 25% entre 864 (valor da mediana) e 924 mg/L. Este acúmulo de dados próximo ao limite superior do box mostra uma tendência de concentrações elevadas de DBO_f no afluente do filtro.

Foram atingidos 28% de remoção de DBO_f; 25% de remoção de CONP; 21% de remoção de DQOt e 11% de remoção de DQOf.

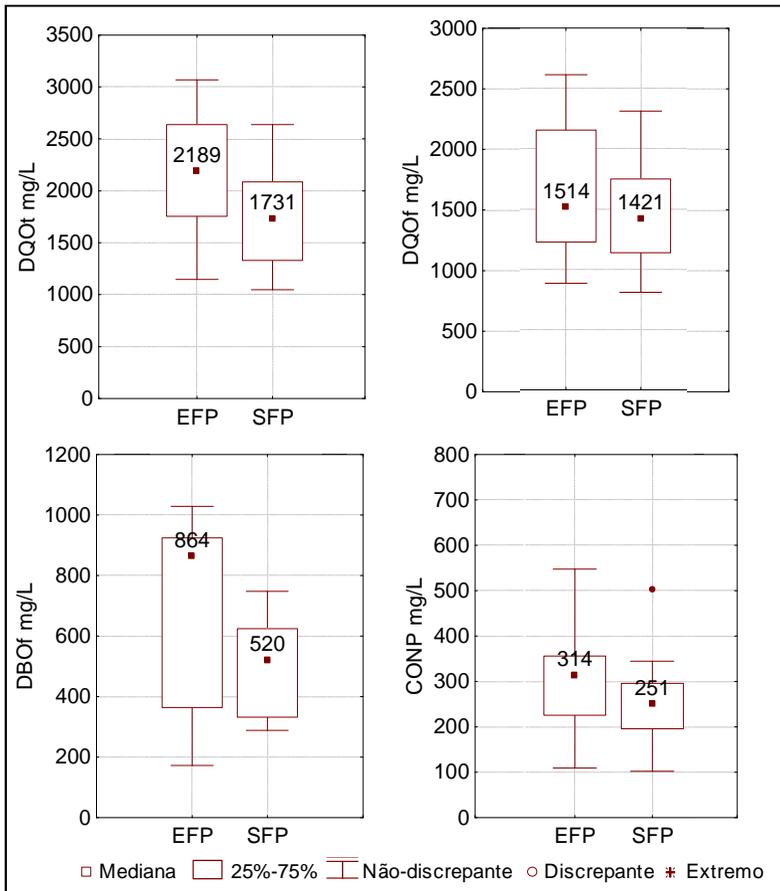


Figura 15 - Diagramas de caixa das medianas de DBO₅f, NPOC, DQOt e DQOf, na entrada e saída do FP, no período 2

Período 3

No P3 a taxa hidráulica foi reduzida de 0,17 para 0,10m³/m³.d. Os dados apresentam-se bem mais homogêneos (Figura 16) e foram observadas as melhores eficiências: 51% de remoção de DBO_f; 33% de remoção de CONP; 25% de remoção de DQO_t e 22% de remoção de DQO_f.

Estes resultados são satisfatórios, considerando que o processo de tratamento do filtro de pedras é físico, não tendo como objetivo principal o tratamento biológico do efluente (OLIVEIRA et al., 2006; MIDDLEBROOKS, 1995).

A remoção da fração filtrada da matéria orgânica, DBO_{5f}, DQO_f e CONP, não era prevista para ocorrer no filtro, pois seu mecanismo é baseado principalmente na remoção de compostos em suspensão. É possível que, devido ao longo tempo de detenção hidráulica do líquido (5,3 dias), tenha ocorrido biodegradação também dos compostos filtrados e solúveis.

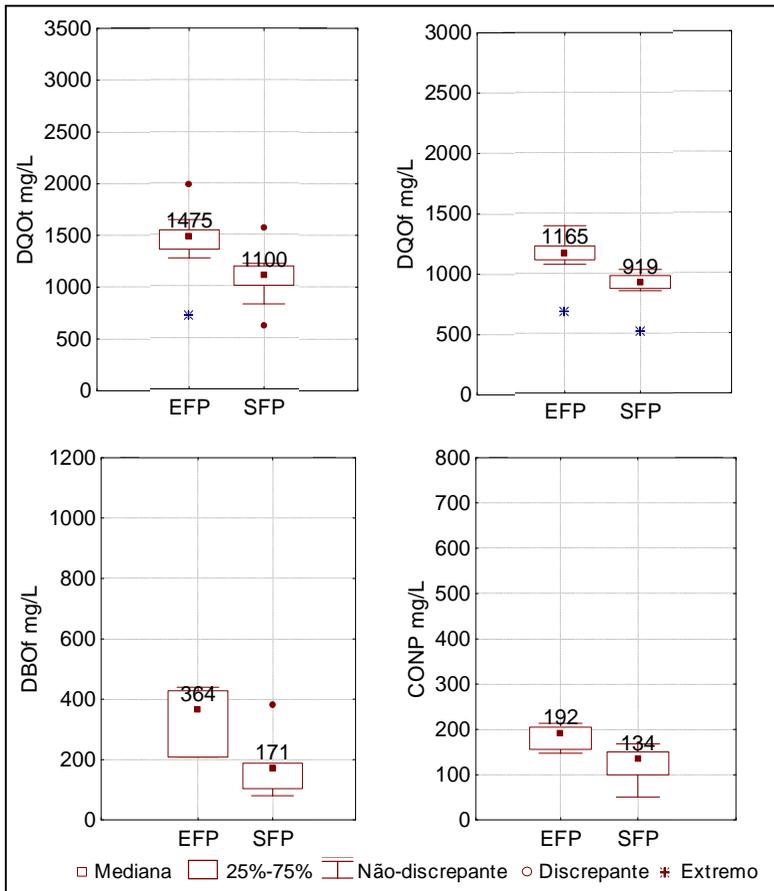


Figura 16- Diagramas de caixa das medianas de DBO₅f, NPOC, DQOt e DQOf, na entrada e saída do FP, no período 3

No período 3 a carga de matéria orgânica (DQOt) sofreu grande redução, passando de 370 g/m³.d (período 2) para 146 g/m³.d. Deste modo, as concentrações medianas de saída também diminuíram. As eficiências obtidas no filtro de pedras para os parâmetros DQO e DBO são comparáveis àquelas obtidas em trabalhos na literatura consultada.

Citam-se, por exemplo, Von Sperling et al. (2007), os quais testaram um filtro de pedras com granulometria 3 a 10 cm, no período outubro a setembro. Os autores trabalharam com maior taxa hidráulica ($0,5\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$), mas menor carga orgânica que a deste trabalho, da ordem de $46\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$ de DQOt e $35\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$ de DQOf. As eficiências de remoção foram de 54% de DQOt e 39% de DBO_5f .

Igualmente, Yang et al. (1997) trabalharam com filtro de escoamento horizontal, para a carga aplicada no filtro de $130\text{gDQOt}/\text{m}^3.\text{d}$, obtiveram 27% de remoção de DQOt, com $294\text{mg}/\text{L}$ na saída, e 46% de remoção de DBOt , com $23\text{mg}/\text{L}$ na saída. Enquanto Neder et al. (2000) obtiveram 56% de remoção de DBO_5 , com $89\text{mg}/\text{L}$ na saída, a partir de uma carga inicial de $47\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$.

Johnson et al. (2007) trabalharam com filtros de pedras no inverno ($5,9^\circ\text{C}$), recebendo o efluente de lagoas facultativas em série. Os autores trabalharam com uma carga menor de $13,2\text{g}$ de $\text{DBO}/\text{m}^3.\text{d}$. O filtro apresentou 31% de remoção de DBOt , com concentração de saída de aproximadamente $30\text{mg}/\text{L}$. A taxa de aplicação foi de $0,3\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$.

Sezerino et al. (2005), estudando filtros no período de outubro a março (primavera-verão), perceberam que o filtro, de granulometria 4,8 a 12,5cm, fluxo horizontal e taxa hidráulica de $0,17\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, apresentou remoção de 73% de DQO, porém trabalharam com carga aplicada de $27,9\text{gDQO}/\text{m}^3.\text{d}$.

Short et al. (2007) observaram que a relação entre a remoção de clorofila *a* e DBO_5 em filtro de pedras pode ser explicada pelo fato de que 60 a 90% da DBO_5 total efluente de lagoas de estabilização são compostas por algas, principalmente no verão.

4.2.3 Coliformes

As eficiências de remoção de Coliformes totais (CT) e *E. coli* no FP foram sempre menores que 1 unidade log. O P2 apresentou a melhor eficiência de remoção entre os períodos estudados: 0,68 unidade log

para CT e 0,62 unidades log para E. coli. Este período apresentou também a menor concentração de coliformes totais na saída, igual a $1,36.10^5$ NMP/100mL.

Outras pesquisas também registraram um baixo desempenho do filtro de pedras em relação a coliformes. Von Sperling et al. (2007) obtiveram eficiências ainda menores, 0,3 a 0,4 unidades log. Short et al. (2007) obtiveram remoção de E. coli menor que 1 log em filtros de pedras que receberam de 1,6 a 2,0 unidades log. No presente trabalho os filtros receberam de 4,8 a 6,6 unidades log de E. coli.

Embora a remoção tenha sido maior no P2, o período 1 teve as menores concentrações de E. coli na saída, igual a $7,32.10^4$ NMP/100mL.

4.2.4.Nutrientes

Os nutrientes monitorados na entrada e saída do filtro de pedras foram o nitrogênio (orgânico e inorgânico) e fósforo (total). Em geral, as melhores eficiências foram obtidas no P2 e P3, sendo que o fósforo foi o nutriente melhor removido no FP. Os gráficos com resultados estão mostrados nos itens seguintes.

Período 1

A concentração afluyente de amônia no período foi bastante variável, assim como o NTK e o fósforo. As eficiências de remoção foram de 2% para NTK (503mg/L na saída) e 2% para fósforo (47mg/L na saída). Não foi observada remoção de amônia, sendo que sua concentração média na saída foi de 451mg/L.

Os diagramas de caixas dos nutrientes do P1 não serão apresentados, pois nesta fase os resultados não foram consistentes.

Período 2

Neste período houve grande variabilidade dos dados, conforme dados da Figura 17. A carga aplicada de amônia foi de $103\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{d}$. e foram removidos $7,5\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ de amônia, o que equivale a 7% de eficiência.

As eficiências de remoção para NTK e fósforo foram, respectivamente, 12% e 14%. As cargas foram similares entre o P1 e P2, porém as eficiências de remoção foram melhores no P2, provavelmente devido à formação do biofilme na superfície das pedras neste período. Este comportamento também foi observado para outros parâmetros como na DQOt, coliformes, sólidos totais, voláteis, filtrados.

Confrontando-se os valores de NTK e amônia, percebe-se que quase todo o NTK (99% de seu valor) é composto por amônia.

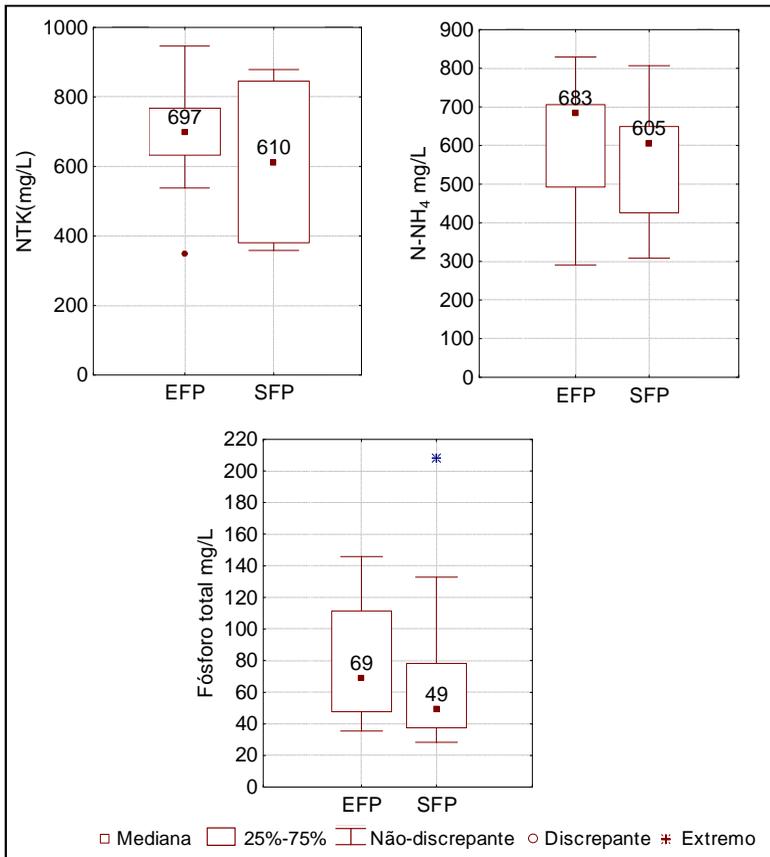


Figura 17 - Diagramas de caixa das medianas de N-NH₄, Fósforo total e NTK, na entrada e saída do FP, no período 2

Período 3

Os dados apresentam-se bem mais homogêneos neste período. Com a redução da taxa hidráulica, a carga de amônia passou de 103 para 37 g/m³.d e a carga de fósforo de 13,7 para 2,8 g/m³.d. A eficiência de remoção atingida para fósforo foi de 22%, para amônia de 6% e para NTK de 12%. Os gráficos são mostrados na Figura 18.

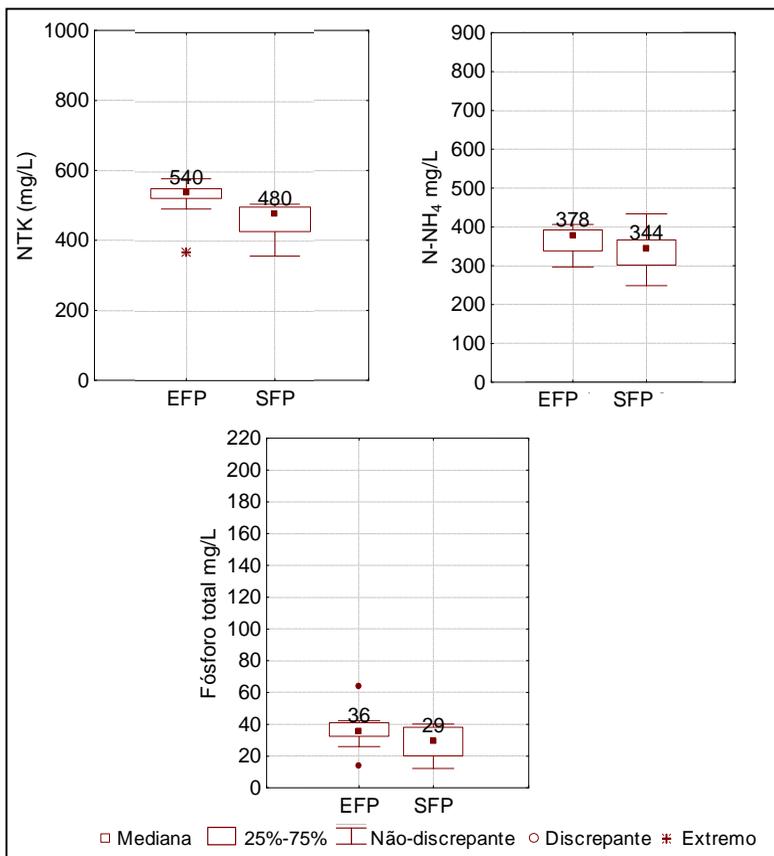


Figura 18 - Diagramas de caixa das medianas de NH₄, Fósforo total e NTK, na entrada e saída do FP, no período 3

Neder et al. (2000) obtiveram 14% de remoção de NTK, com carga inicial de 14g/m³.d e efluente com 51mgNTK/L. Registraram também 9% de remoção de fósforo total, com 11mg/L na saída. Saidam et al. (1995), com concentração de entrada de 23mg/L de fósforo total conseguiu um efluente com 15mg/L, que corresponde a 30% de remoção em um filtro de pedras com granulometria de 2,4cm e carga hidráulica igual a 0,33m³/m³.d. Por outro lado, em filtros com granulometria maior (18cm) a remoção média foi de 9%.

No presente trabalho, a carga de NTK foi maior que aquela registrada pelos autores citados, igual a 53g/m³.d e a eficiência de remoção ficou em torno de 12%, porém a concentração de saída foi igualmente maior: 462 mgNTK/L.

Nos períodos 2 e 3, em 40% das amostras da saída do filtro foi notada a presença de nitrato, embora não tenha sido possível estabelecer uma relação entre a remoção de amônia e produção de nitrato (nitrificação).

Em um caso semelhante, Short et al. (2007) registraram remoção de 27% de amônia em um filtro de pedras de granulometria aproximada de 10 cm. Este comportamento não era esperado, porém os autores atribuíram o fato à nitrificação microbiológica, possível devido a condição de aerobiose mantida no leito filtrante.

Os autores esclarecem que esta condição deve-se à relativa baixa carga orgânica do efluente e baixa demanda de oxigênio, já que outras pesquisas consolidadas com filtros de pedras mostraram que os filtros não removem amônia, pelo contrário, a biodegradação das algas no leito filtrante acarreta um aumento da concentração de amônia na saída do filtro. Afirmaram ainda que é improvável que esta remoção de amônia tenha ocorrido por outros meios conhecidos como volatilização (pH<9) ou assimilação orgânica (pela biomassa bacteriana).

Yang et al. (1997) registraram um outro caso sobre a remoção de nitrogênio em leitos filtrantes de pedras, que receberam um afluente com concentração de nitrato de 60,57 mg/L, e o efluente filtrado apresentou 17,9 mg/L. A remoção de nitrato ocorreu provavelmente devido a desnitrificação.

Já Saidam et al. (1995) não encontraram remoção significativa de nitrogênio em filtros de pedras de diferentes granulometrias. Os autores monitoraram concentrações de Ntotal, N-NH₄e N-NO₃. Por outro lado, Oliveira (2008) registrou eficiência de remoção mediana de nitrogênio amoniacal igual a 18%, porém com grande variação das concentrações de saída do filtro, sendo que estas algumas vezes foram maiores que as concentrações de entrada.

A incapacidade do filtro de remover amônia, chegando a aumentar sua concentração na saída, é registrada na maior parte dos trabalhos com FP (Middlebrooks et al., 1995; Von Sperling et al., 2008).

4.3 LAGOA-FILTRO (L+F)

Os resultados referentes aos parâmetros analisados em campo são mostrados na Tabela 11.

O pH nas lagoas manteve-se em torno de 8, com pouca variação entre os períodos. No perfil da lagoa observa-se uma diminuição da temperatura (em média 1°C) na maior profundidade (30cm). A passagem pelo filtro de pedras, em geral, não alterou os valores de pH do efluente.

No P4, a temperatura teve as maiores médias, com valores acima de 25°C. O P3 apresentou temperaturas mais baixas. Este foi um fator desfavorável no desempenho da lagoa, juntamente com o aumento de carga orgânica ocorrido, que será apresentado adiante. Houve um aumento pequeno da temperatura do efluente na saída do filtro, conforme também observado por Oliveira (2008).

Os valores medianos de oxigênio dissolvido (OD) sofreram um pequeno aumento na lagoa-filtro, porém a variação das concentrações em todos os pontos foi bastante grande, o que é consequência da variabilidade das condições da lagoa-filtro e da lagoa de maturação, que alimenta o piloto.

Tabela 11 - Média \pm desvio padrão dos valores de pH, temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) em cada período de operação da L+F

Período	pH				T (°C)				OD (mg/L)			
	Entrada	Lagoa 10cm	Lagoa 30cm	Saída	Entrada	Lagoa 10cm	Lagoa 30cm	Saída	Entrada	Lagoa 10cm	Lagoa 30cm	Saída
1 (n \geq 13)	8,2 \pm	8,1 \pm	8,0 \pm	8,2 \pm	23,0 \pm	21,2 \pm	20,5 \pm	22,3 \pm	1,5 \pm	2,2 \pm	2,0 \pm	2,7 \pm
	0,3	0,3	0,3	0,3	3,1	2,6	2,6	3,4	0,9	1,4	1,3	1,6
2 (n \geq 8)	7,9 \pm	7,8 \pm	7,7 \pm	7,9 \pm	17,1 \pm	15,3 \pm	14,5 \pm	17,0 \pm	0,9 \pm	1,7 \pm	1,6 \pm	1,2 \pm
	0,2	0,3	0,2	0,2	2,9	1,7	1,4	3,5	0,3	1,0	1,0	0,7
3 (n \geq 6)	8,0 \pm	7,8 \pm	7,4 \pm	8,0 \pm	19,7 \pm	18,4 \pm	17,7 \pm	21,1 \pm	1,7 \pm	2,1 \pm	1,9 \pm	0,9 \pm
	0,2	0,3	1,0	0,3	3,0	3,4	2,9	4,3	1,4	1,6	1,5	1,5
4 (n \geq 5)	8,3 \pm	7,8 \pm	7,5 \pm	7,7 \pm	25,8 \pm	24,9 \pm	23,1 \pm	25,8 \pm	0,1 \pm	0,5 \pm	0,1 \pm	0,5 \pm
	0,2	0,3	0,2	0,4	1,4	2,5	1,6	1,9	0,2	0,4	0,1	0,4

O pH de três lagoas de maturação em série estudadas por Estrada e Hernandez (2002), com dejetos suínos, permaneceu acima de 8, com temperaturas entre 15 e 24°C. Na pesquisa obtiveram altas concentrações de oxigênio nas lagoas, com 6mg/L de OD, chegando a 20mg/L na terceira lagoa da série.

Segundo Paterson e Curtis (2005), a concentração de oxigênio é dependente da atividade fotossintética, carga, fenômenos de re-aeração e dos processos de oxidação que ocorrem na lagoa.

Na Tabela 12 são apresentados todos os principais resultados da lagoa e do filtro da L+F, em cada período de monitoramento. Em geral, a lagoa-filtro apresentou melhor desempenho no P3 e no P4.

Para a lagoa da L+F, a eficiência de remoção de matéria orgânica (DBOt e DQOt) foi calculada utilizando-se o valor total do afluente e o valor filtrado do efluente, assim como nos trabalhos de Araújo et al. (2006) e Oliveira (2002), que trabalharam com dejetos suínos, para se obter um valor não influenciado pela elevada concentração de algas geralmente presentes na saída da lagoa.

Tabela 12 – Cargas aplicadas, removidas e eficiências de remoção da lagoa e do filtro da L+F em cada período de monitoramento.

Variável	P1 (n≥8)							Conc. na saída L+F (mg/L)
	LAGOA			FILTRO			Efic. L+F	
	Carga (Kg/ha.d)		Efic.	Carga (g/m ³ .d)		Efic.		
Aflu.	Rem.		Aflu.	Rem.				
DBO_{5t}	682	449	66%	184	-	-	61%	267±187
DBO_{5f}	237	4	2%	116	0	0%	0%	267±183
DQO_t	3958	1993	50%	983	5,0	1%	51%	1955±698
DQO_f	1773	117	7%	828	24	3%	9,4%	1607±601
CONP	301	32	11%	134	5,9	4%	15%	257±54
N-NH₄	825	134	16%	345	19	6%	28%	594±110
NTK	871	227	26%	322	3,4	1%	27%	638±170
PT	154	95	62%	29	1,9	7%	64%	55±21
ST	4262	1381	32%	1440	2,6	0%	33%	2875±1089
STV	1664	863	52%	400	20	5%	54%	761±375
STF	2598	518	20%	1040	0	0%	19%	2117±1147
Sf	2954	616	21%	1169	0	0%	6,7%	2757±466
SST	1578	479	30%	550	60	11%	38%	980±1173
Cloreto	341	0	0%	171	10	6%	5,8%	321±72
Clorofila a*	-	-	-	9,3	4,3	46%	95%	10±8,5
Feofitina*	-	-	-	0,9	0	0%	95%	3,6±5,2

Variável	LAGOA (md)			FILTRO (md±dp)		Efic. L+F
	Ent.	Saída	Efic.	Saída	Efic.	
Turbidez	831	514	38	369± 23	28	56
Clorofila a (µg/L)	221	19	-	10±8,5	46%	95%
Feofitina (µg/L)	76	1,9	-	3,6±5,2	0%	95%
Col. Totais (NMP/100mL)	5,55E+05	-	-	2,95E+05	-	0,28**
E. coli (NMP/100mL)	2,79E+05	-	-	1,0E+05	-	0,44**

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; md±dp) média ± desvio-padrão;

Tabela 12- continuação

Variável	P2 (n≥7)						Efic. L+F	Conc. na saída L+F (mg/L)
	LAGOA			FILTRO				
	Carga (Kg/ha.d)		Efic.	Carga (g/m ³ .d)		Efic.		
	Aflu.	Rem.		Aflu.	Rem.			
DBO_{5t}	1528	439	29%	487	-	-	33%	1031±455
DBO_{5f}	1047	0	0%	545	29	5%	1,5%	1031±455
DQOt	3184	86	3%	1549	143	9%	12%	2813±702
DQOf	2688	66	2%	1311	146	11%	13%	2330±716
CONP	436	01	0,2%	218	30	14%	14%	375±371
N-NH₄	914	68	7%	423	34	8%	15%	778±107
NTK	1114	101	9%	506	7,3	1%	10%	998±90
PT	133	40	30%	46	4,9	11%	37%	83±36
ST	3535	0	0%	1901	59	3%	0%	3683±371
STV	1418	103	7%	657	0	0%	6,8	1322±360
STF	2117	0	0%	1243	63	5%	0%	2361±321
Sfilt	3657	119	3%	1769	66	4%	6,9%	3406±255
SST	518	223	43%	147	0	0%	14%	444±281
Cloreto	343	343	435%	150	0	4%	8,9%	313±62
Clorofila a*	-	-	-	5,7	1,6	27%	87%	8,3±3,1
Feofitina*	-	-	-	1,2	0,2	17%	99%	2,0±3,9

Variável	LAGOA (md)			FILTRO(md±dp)		Efic. L+F
	Ent.	Saída	Efic.	Saída	Efic.	
Turbidez	1208	737	39%	547±140	26%	55%
Clorofila a (µg/L)	62	11	-	8,3±3,1	27%	87%
Feofitina (µg/L)	507	2,4	-	2,0±3,9	17%	99%
Col. Totais (NMP/100mL)	6,13E+06	-	-	3,42E+06	-	0,25**
E. coli (NMP/100mL)	3,30E+06	-	-	1,83E+06	-	0,26**

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; md±dp) média ± desvio-padrão;

Tabela 12- continuação

Variável	P3 (n≥7)						Efic. L+F	Conc. na saída L+F (mg/L)
	LAGOA			FILTRO				
	Carga (Kg/ha.d)		Efic.	Carga (g/m ³ .d)		Efic.		
Aflu.	Rem.	Aflu.		Rem.				
DBO_{5t}	369	262	71%	34	-	-	82%	270±104
DBO_{5f}	142	35	25%	53	20	37%	52%	270±104
DQOt	591	152	26%	219	63	29%	47%	1254±581
DQOf	425	99	23%	163	50	30%	47%	907±276
CONP	77	14	19%	31	13	43%	53%	145±52
N-NH₄	150	150	6%	71	17	24%	28%	434±122
NTK	208	48	23%	79	10	12%	44%	559±137
PT	26	11	41%	7,7	1,9	25%	56%	47±52
ST	910	189	21%	360	93	26%	41%	2133±439
STV	363	129	36%	117	23	20%	49%	745±147
STF	547	60	11%	243	70	29%	37%	1389±357
Sfilt	739	92	12%	323	74	23%	33%	1993±484
SST	171	91	53%	40	25	62%	82%	120±151
Cloreto	66	05	8%	30	8,0	27%	32%	177±62
Nitrito	1,1	0	0%	0,8	0	0%	0%	17±34
Nitrato	0,2	0,2	100%	0	0	-	100%	0
Acetato	48	32	67%	7,8	6,6	84%	95%	10±28
Sulfato	3,8	0,2	6%	1,8	-0,3	0%	0%	17±3,7
Clorofila a*	-	-	-	5,7	1,6	27%	87%	8,3±3,1
Feofitina *	-	-	-	1,2	0,2	17%	99%	2,0±3,9

Variável	LAGOA (md)		Efic.	FILTRO(md±dp)		Efic. L+F
	Ent.	Saída		Saída	Efic.	
Turbidez	886	356	60%	188±59	47%	79%
Clorofila a (µg/L)	97	27	-	16±6,2	40%	84%
Feofitina (µg/L)	50	6,9	-	2,7±4,0	60%	95%
Col. Totais (NMP/100mL)	8,38E+05	-	-	4,53E+05	-	0,68**
E. coli (NMP/100mL)	5,32E+05	-	-	1,70E+05	-	0,50**

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; md±dp) média ± desvio-padrão;

Tabela 12- continuação

Variável	P4 (n≥6)						Efic. L+F	Conc. na saída L+F (mg/L)
	LAGOA			FILTRO				
	Carga (Kg/ha.d)		Efic.	Carga (g/m ³ .d)		Efic.		
Aflu.	Rem.	Aflu.		Rem.				
DBO₅t	102	79	77%	17	-	-	83%	135±94
DBO₅f	86	70	81%	8,0	0	0%	80%	136±94
DQO_t	373	249	67%	62	10	17%	72%	825±476
DQO_f	199	127	64%	36	3,8	11%	68%	516±265
CONP	41	22	53%	9,5	1,4	15%	64%	130±48
N-NH₄	80	55	69%	13	0	0%	66%	215±137
NTK	123	84	69%	19	1,7	9%	71%	283±164
PT	8,0	4,4	55%	1,8	0	1%	55%	28±9,9
ST	492	287	58%	103	3,8	4%	60%	1585±510
STV	224	157	70%	34	3,5	10%	73%	482±170
STF	284	145	51%	69	0	0%	50%	1136±392
Sfilt	296	117	39%	90	4,7	5%	43%	1360±693
SST	196	177	90%	9,4	1,2	13%	92%	131±38
Cloreto	37	10	28%	13	2,0	15%	39%	179±72
Nitrito	0,9	0,6	68%	0,014	0,02	15%	73%	1,9±2,0
Nitrato	0,1	0,05	53%	0,02	0	0%	0%	1,8±2,9
Acetato	16	16	95%	0,4	0,4	100%	100%	0
Sulfato	1,7	0	0%	2,3	0,7	32%	0%	25±30
Clorofila a*	-	-	-	10	4,7	46%	74%	87±57
Feofitina*	-	-	-	1,9	0,6	31%	21%	21±21

Variável	LAGOA (md)		Efic.	FILTRO(md±dp)		Efic. L+F
	Ent.	Saída		Saída	Efic.	
Turbidez	1043	188	82%	143±51	24%	86%
Clorofila a(µg/L)	335	168	-	87±57	46%	74%
Feofitina (µg/L)	26	30	-	21±21	31%	21%
Col. Totais (NMP/100mL)	8,38E+05	-	-	4,59E+05	-	0,26**
E. coli (NMP/100mL)	5,32E+05	-	-	2,78E+04	-	1,28**

*) Cargas em mg/m³.d; **) Eficiência em unidades log; md±dp) média ± desvio-padrão;

4.3.1 Sólidos, Clorofila *a* e Turbidez

A concentração afluyente de sólidos em todos os períodos de estudo foi elevada. Em geral, a lagoa foi responsável pela maior parte de sua remoção. A concentração de sólidos suspensos totais ao final da lagoa, no último período, de melhor eficiência da lagoa, ficou entre 82 e 282mg/L.

Geralmente, segundo Sukias e Tanner (2005), os efluentes de lagoas facultativas tratando dejetos suínos devem ter entre 100 e 400mg/L de sólidos suspensos. Para os autores, a quantidade de sólidos dos dejetos é importante por razões como: sólidos recalcitrantes podem acumular nas lagoas, reduzindo sua capacidade de tratamento; sólidos como cascas de grãos e pelos dos animais podem entupir tubulações de irrigação, além de prejudicar danos às plantas e solo.

Neste trabalho não foi observado entupimento das tubulações do piloto, pois as mesmas possuíam diâmetro suficientemente grande para impedir esse fenômeno. Por outro lado, foi claro um acúmulo de sólidos totais no fundo da lagoa, principalmente durante o P2, onde a concentração média do afluyente foi bastante alta (3535mg/L) e removida com 43% de eficiência.

A amostragem da lagoa em duas profundidades possibilitou a constatação de uma estratificação pouco acentuada nos parâmetros ST, SST, clorofila *a* e turbidez, sendo mais concentrados no ponto de coleta mais profundo.

Período 1

N Figura 19 estão apresentados os diagramas de caixa referentes aos resultados de ST, SST e clorofila *a* no período 1. Neste primeiro período de funcionamento da lagoa após a partida, as concentrações de sólidos suspensos foram bastante variáveis, mas os valores medianos de saída foram menores que os de entrada. Houve predomínio de sólidos filtrados no efluyente, em relação aos sólidos totais.

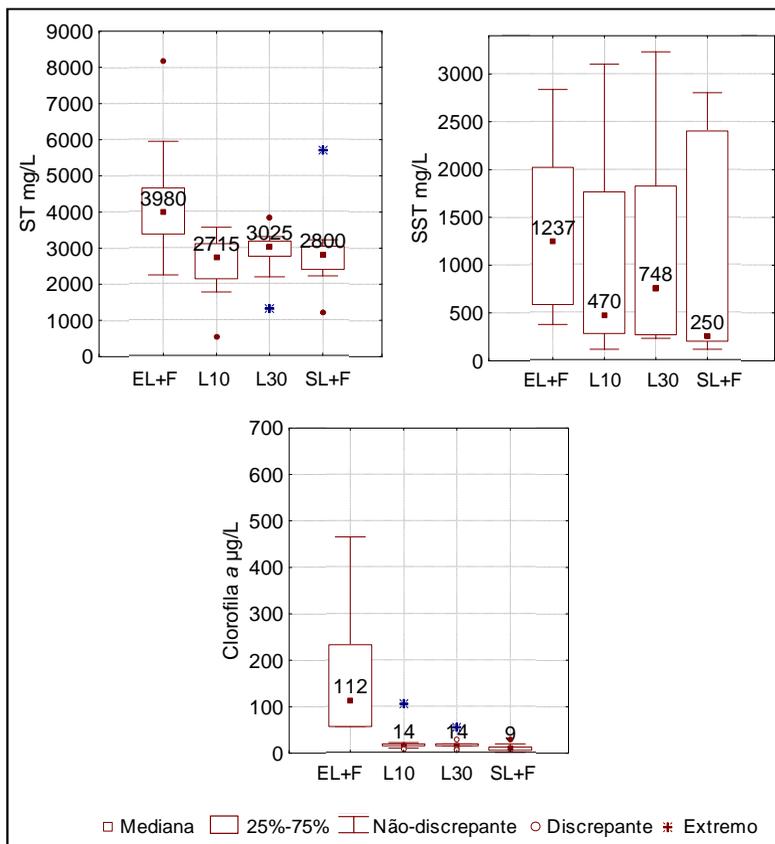


Figura 19 – Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos totais (SST) e Clorofila *a*, na L+F no P1

A concentração de clorofila *a* na lagoa esteve muito baixa, provavelmente pela inibição causada devido a grande quantidade de sólidos em suspensão (valores próximos de 600mg/L), como também observado por Araujo (2007), que obteve em média 820mg/L de SST em lagoa de maturação.

Para Paterson e Curtis (2005), a penetração de luz nas lagoas tem duas importâncias principais: manutenção da fotossíntese, que regula a produção de OD e o pH; e a morte de patogênicos. Muitas das variações climáticas na performance das lagoas devem-se à variação na quantidade de luz.

No filtro de pedras, houve pouca remoção de SST, apenas 11% da carga aplicada. Nesse período o filtro encontrava-se em adaptação e as cargas aplicadas foram bastante variáveis. Pode ter ocorrido desprendimento da biomassa presente no leito filtrante, resultando em concentrações de saída com alto desvio-padrão (média e desvio-padrão=980±1173 mgSST/L).

Período 2

No P2 as cargas orgânicas foram maiores em relação ao P1 (aumentaram de 680 KgDBOt/ha.d para 1530 KgDBOt/ha.d), porém com similar concentração mediana de sólidos totais (ST) na entrada: 3980mg/L e 3735mg/L, respectivamente para o P1 e P2. Na Figura 20 estão apresentadas as concentrações de sólidos, clorofila *a* e turbidez na lagoa-filtro durante o P2.

Ainda em comparação com o primeiro período, ocorreu uma queda de aproximadamente 50% da concentração de clorofila *a*, provavelmente pelo efeito da inibição causada pela carga orgânica elevada e pela concentração de sólidos.

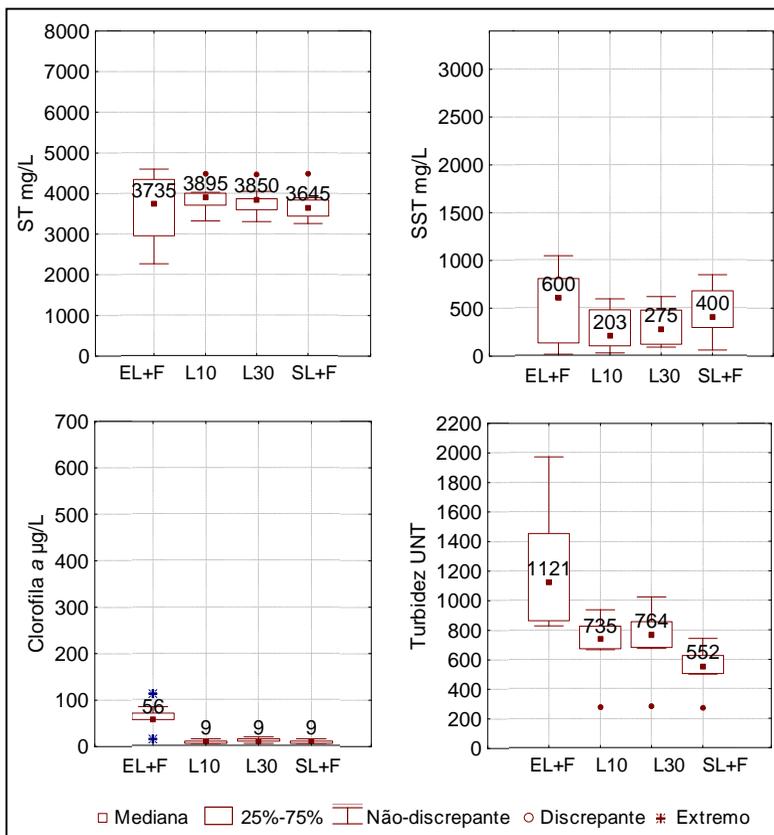


Figura 20 - Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Clorofila *a* e Turbidez, na L+F no P2

A carga de sólidos suspensos do P2 foi bastante alta (518 KgSST/ha.d), apesar da baixa concentração de clorofila *a* (56µg/L), parâmetro ao qual atribui-se a maior parte dos SST, juntamente com outros detritos das lagoas (ARAÚJO, 2007; MIDDLEBROOKS, 1995). Essa carga de sólidos foi resultante da elevada carga orgânica afluyente (3180 KgDQO/ha.d) e das condições climáticas não favoráveis ao tratamento (período de outono-inverno, de baixa radiação solar).

Em relação a ST, ocorreu um aumento na mediana de 3735mg/L (afluente) para 3895mg/L (interior da lagoa). Segundo Walmsley e Shilton (2005), o crescimento de sólidos em lagoas deve-se ao aumento da biomassa por meio do crescimento de bactérias, algas e outros microrganismos de nível elevado. De acordo com estes autores, uma das consequências do crescimento de bactérias é a conversão da matéria orgânica do afluente em biomassa, elevando a quantidade de sólidos.

Considerando a concentração de clorofila *a* na lagoa, é provável que o aumento de sólidos deveu-se à proliferação bacteriana. Na análise de microscopia foi encontrada grande quantidade de bastonetes.

O filtro de pedras não teve um bom desempenho no período, chegando a aumentar os valores de turbidez e a quantidade de SST em 51%. A correlação entre as cargas aplicadas e removidas no filtro estão apresentadas na Figura 21.

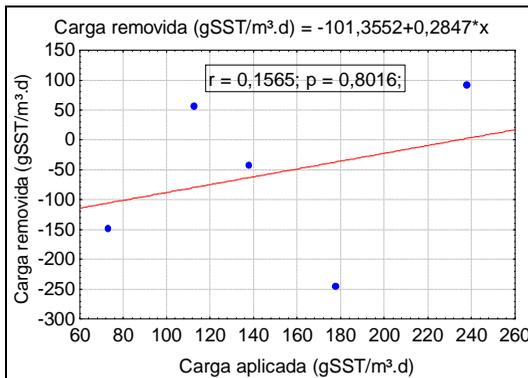


Figura 21 – Correlação entre cargas aplicadas e removidas de SST no filtro da L+F no período 2 (n=5)

O coeficiente $r=0,1565$, juntamente com alto valor de p ($p=0,80>0,05$), indica que não há correlação entre as cargas. O filtro não removeu SST, o que pode estar relacionado com os compostos presentes no efluente, com grande quantidade de matéria orgânica não-biodegradada e

relativamente poucas algas. Em pesquisas com esgotos sanitários, os filtro de pedras mostraram capacidade de remoção de cargas de SST de até 1960g/m³.d (composta principalmente por algas), até dez vezes maiores que as utilizadas neste trabalho, com 58% de eficiência média (VON SPERLING et al., 2008).

Período 3

Na Figura 22 são mostrados os valores de sólidos, clorofila *a* e turbidez referentes ao P3. Neste período, com a redução da vazão (aumento do TDH para 16 dias na lagoa e 8 dias no filtro) e melhoria da qualidade do afluente, a carga orgânica aplicada foi menor (591 KgDQOt/ha.d e 910 KgST/ha.d), favorecendo o tratamento biológico, além de um aumento da clorofila *a* em relação ao P2, para 80µg/L, indicativo de crescimento das algas. O aumento na remoção de SST pode ser associado com maior sedimentação na lagoa, devido ao maior tempo de detenção hidráulica do sistema.

Por outro lado, as concentrações de ST permaneceram altas, principalmente devido à grande quantidade de sólidos dissolvidos.

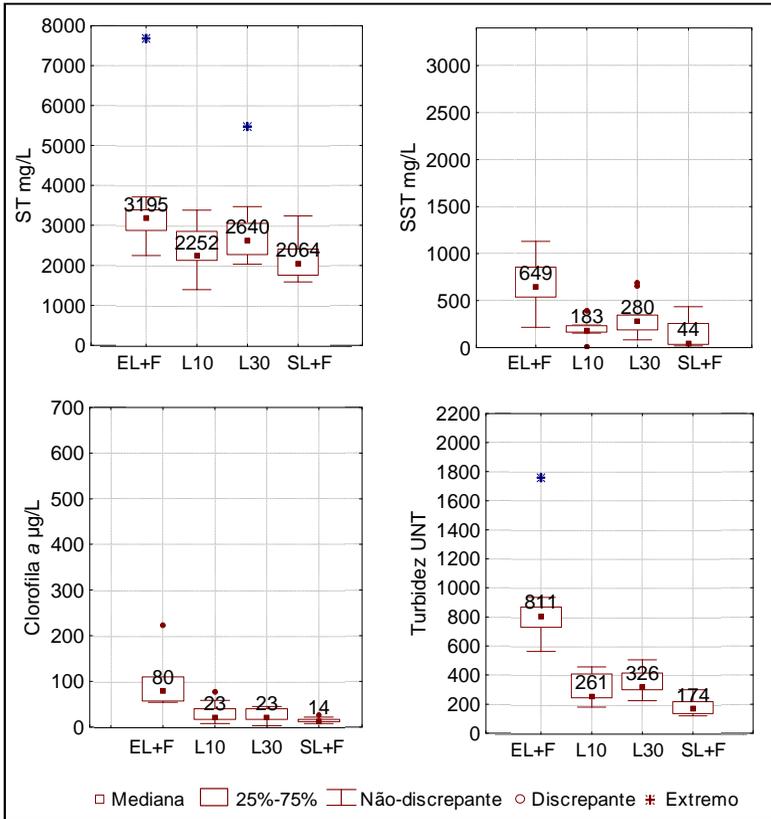


Figura 22 - Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos totais (SST), Clorofila *a* e Turbidez, na L+F no P3

A concentração de clorofila *a* no interior da lagoa-filtro teve medianas superiores àquelas dos períodos anteriores. Neste período destacaram-se as eficiências do filtro de pedras, que removeu (em relação às médias) 62% de SST, 29% de ST, 47% de turbidez e 40% de clorofila *a*, resultando num bom desempenho no polimento do efluente. A relação entre cargas aplicadas e removidas no filtro estão mostradas na Figura 23.

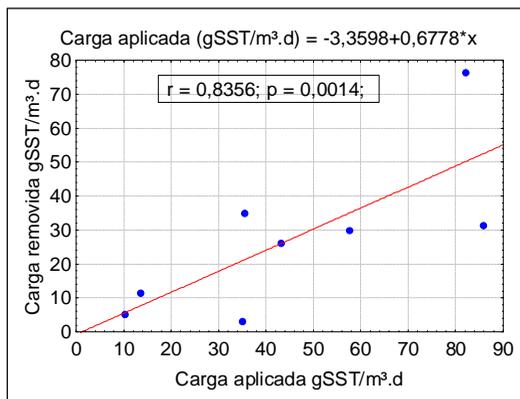


Figura 23 - Correlação entre cargas aplicadas e removidas de SST no filtro da L+F no período 3 (n=8)

O coeficiente de correlação $r=0,8356$ indica uma correlação positiva e forte entre as variáveis, sendo esta correlação significativa, pois $p=0,0014 < 0,05$. O filtro de pedras da lagoa-filtro comportou-se como o piloto FP (filtro de pedras tratando efluente de lagoa de maturação em escala real), com cargas afluentes semelhantes e correlação também positiva e forte (Figuras 11 e 13).

Período 4

A redução da carga de sólidos no P4 implicou na obtenção dos melhores resultados da pesquisa. A distribuição das concentrações de sólidos e demais variáveis físicas são mostradas na Figura 24.

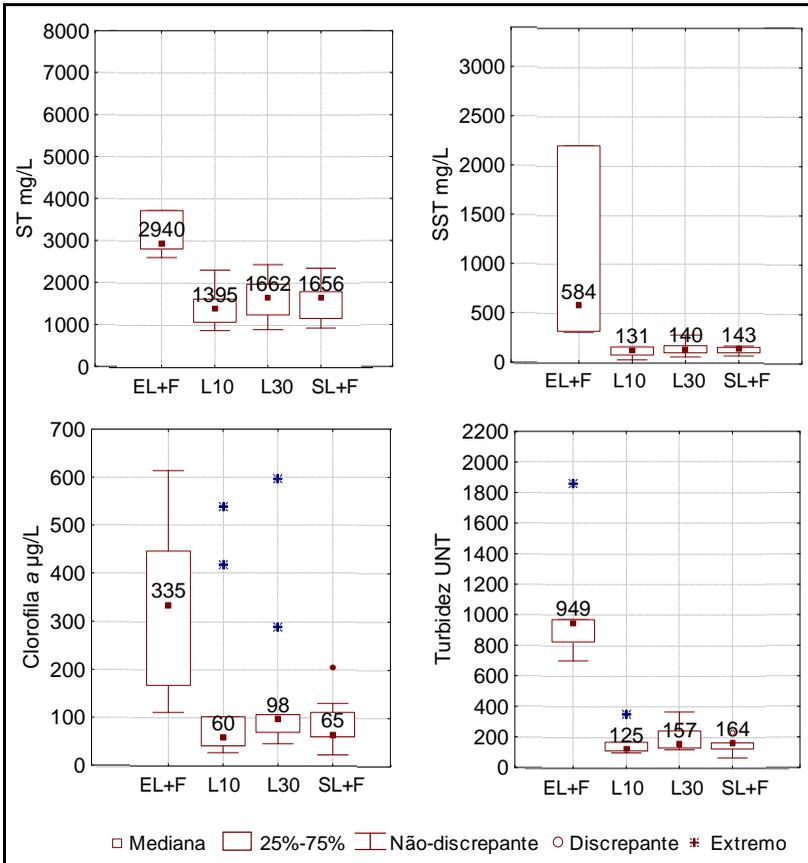


Figura 24 - Concentrações de Sólidos totais (ST), Sólidos Suspensos totais (SST), Clorofila *a* e Turbidez, na L+F no P4

Nesse período houve um desenvolvimento da biomassa algal da lagoa de maturação, constatada pelo aumento da clorofila *a* no afluente da L+F (335 µg/L). As maiores concentrações no interior da lagoa-filtro foram registradas neste último período, com valores entre 47 µg/L (limite inferior) e 597 µg/L (limite superior). Na Figura 24 estão marcados alguns valores discrepantes e extremos de clorofila *a*, que

ocorreram nas últimas semanas de monitoramento, confirmando uma tendência de melhora do potencial de tratamento nestas condições.

A remoção de sólidos em suspensão não é esperada para lagoas de maturação (Mara, 2005), devido a proliferação de algas, mas neste trabalho as condições na L+F indicam que houve um processo de remoção de sólidos, por sedimentação, que superou o incremento de sólidos da biomassa algal. Von Sperling et al. (2006), estudando lagoas de polimento em série, obtiveram aumento da concentração de sólidos suspensos em até 38% em uma das lagoas.

Estrada e Hernandez (2002) trabalharam com dejetos suínos utilizando lagoas em série. A concentração afluente de SST na lagoa facultativa foi de 192mg/L, sendo que esta removeu 31% de SST, apresentando um efluente com 132mg/L. Entre duas lagoas de maturação, na sequência do tratamento proposta pelos autores, somente a primeira removeu SST, com 16% de eficiência, resultando em 111mg/L de SST na saída.

O filtro de pedras foi pouco eficiente no período, com 13% de eficiência para SST. A correlação entre a carga aplicada e removida foi positiva e forte, com $r=0,9937$, como apresentado na Figura 25. Ainda que a correlação seja significativa, como é observado pelo valor de $p=0,006<0,05$, deve-se considerar que para o cálculo desta correlação o tamanho da amostra foi pequeno ($n=4$).

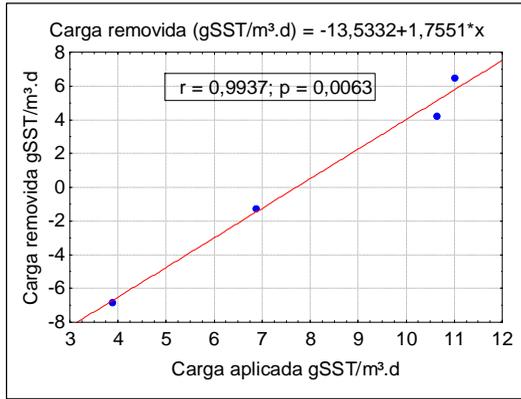


Figura 25 - Correlação entre cargas aplicadas e removidas de SST no filtro da L+F no período 4 (n=4)

No P4, o filtro de pedras removeu 24% de turbidez, com concentrações de saída de 143 UNT. A remoção de turbidez no trabalho de Oliveira (2008) também foi de 24% com 280 UNT no efluente final. O autor relacionou os valores de turbidez no efluente com a concentração de feofitina, produto da degradação da clorofila *a*. Em sua pesquisa, o filtro apresentou concentração maior de feofitina (298 µg/L) que de clorofila *a* (195 µg/L).

Neste trabalho, a concentração de feofitina na saída foi de 20,7 µg/L no P4, sendo que a clorofila *a* média resultou em 87 µg/L. Assim, a turbidez remanescente do processo tem participação pequena da feofitina. Nos demais períodos (P1, P2 e P3), a feofitina ao final do tratamento não apresentou valor maior que 36% dos correspondentes valores de clorofila *a*.

4.3.2 Matéria Orgânica

As concentrações de DBO e DQO foram bastante altas ao longo da maior parte do tratamento. A lagoa-filtro recebeu efluente com DBOt

variando de 528 a 1528mg/L nos períodos estudados, concentração esta maior que a utilizada por Araujo (2007) em lagoa de maturação, que trabalhou com 407 mg/L de DBOt, porém carga média de 36KgDBO/ha.d, comparável apenas com a carga orgânica do quarto período (P4), igual a 100 KgDBO/ha.d.

No segundo período (P2), ocorreu uma grande sobrecarga no sistema em escala real (aproximadamente 2000 KgDBOt/ha.d de carga aplicada na lagoa facultativa aerada, enquanto o valor adequado seria 280 KgDBOt/ha.d, conforme Araujo (2007)), que refletiu também no piloto L+F. As concentrações e cargas de matéria orgânica, além de outras variáveis, confirmam o fato.

Nos períodos seguintes, as vazões foram reduzidas a fim de compensar as alterações na qualidade do afluente. No P4, a lagoa-filtro recebeu valores de carga correspondentes aos recomendados para lagoas facultativas: até 350 KgDBOha/dia, segundo Von Sperling (2005) e até 450 KgDQO/ha.d, de acordo com Soares e Bernardes (2001).

De acordo com diversos autores, as lagoas de maturação têm o papel principal de remover patogênicos e nutrientes, com possibilidade de remoção adicional de DBO e nutrientes. A partir dos resultados da Tabela 12 pode-se constatar que nos períodos 3 e 4 a lagoa removeu pequena quantidade de coliformes. Por outro lado, removeu maior quantidade de matéria orgânica que o esperado para lagoas de maturação, que fica entre 10 e 25% segundo Mara (2005), ou 30%, conforme Estrada e Hernandez (2002). Deste modo, a lagoa-filtro comportou-se como lagoa facultativa, recebendo cargas correspondentes e com remoções compatíveis.

Período 1

Na Figura 26 a seguir estão apresentados os resultados das concentrações das variáveis relacionadas à matéria orgânica presente no efluente. O primeiro período foi caracterizado por elevadas cargas

orgânicas, com 680 KgDBOt/ha.d, em quantidade maior que a recomendada para lagoas facultativas (100-350 KgDBO/ha.d), mesmo para regiões tropicais com sol e temperatura uniformemente distribuídos ao longo do ano (JORDÃO e PESSOA, 2005).

A razão entre DBO filtrada e total foi igual a 0,34 na entrada da lagoa e 0,54 no final da mesma (L30), indicando que houve hidrólise da matéria orgânica. Do mesmo modo, a relação entre DQO filtrada e total foi de 0,54 no afluente e 0,86 no efluente da lagoa, demonstrando a capacidade de remoção de compostos em suspensão.

Neste período houve boa eficiência de remoção de matéria orgânica na lagoa, com 66% de remoção de DBOt e 50% de DQOt. Entretanto, as eficiências foram pequenas para matéria orgânica filtrada, não passando de 7%.

As concentrações de CONP foram pouco variáveis e houve remoção de 11% na lagoa. Já o filtro não removeu satisfatoriamente a matéria orgânica no P1, chegando a promover um incremento de compostos filtrados na saída, consequência de sua adaptação ao tratamento do efluente, conforme já foi discutido no item 4.1.1.

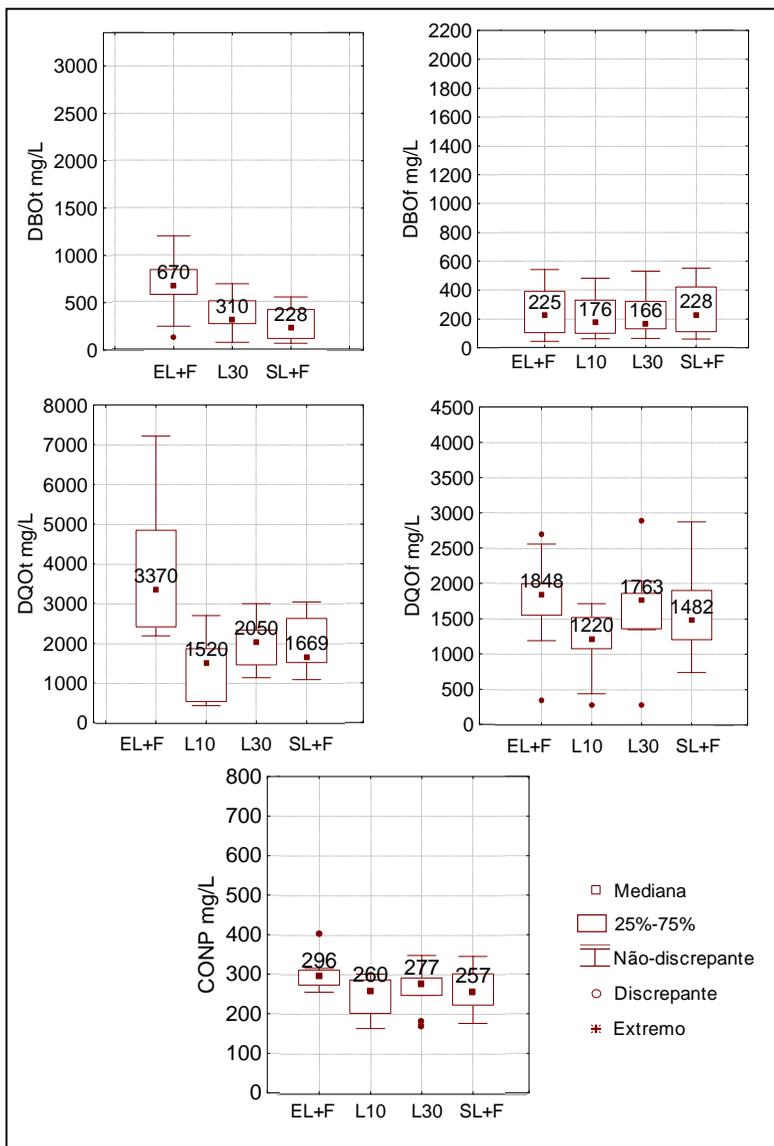


Figura 26 – Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P1

Na Figura 27 está apresentada a distribuição das cargas aplicadas e removidas na lagoa-filtro, com o respectivo coeficiente de correlação (r) e a equação da reta de correlação entre os eixos. O coeficiente $r=0,9560$ sugere que há uma correlação positiva e forte entre as cargas aplicadas e removidas na lagoa no período.

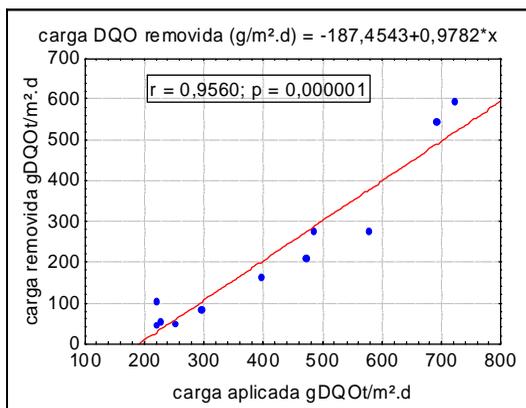


Figura 27 – Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQO no P1 (n=11)

Período 2

Na Figura 28 são mostrados os resultados referentes ao P2. Neste período houve um grande aumento na carga de 130% (680 KgDBOt/ha.d no P1 para 1530 KgDBOt/ha.d no P2) e nas concentrações aplicadas na lagoa e no filtro, complementada por condições climáticas desfavoráveis de temperatura, principalmente, que passou de 20,5°C no P1 para 14,5°C no P2.

A razão entre DBO filtrada e total foi de 0,81 na entrada e 1,1 no final da lagoa (L30), indicando diminuição de compostos em suspensão. Por outro lado, este mesmo comportamento de aumento da DBO filtrada (solúvel e finamente particulada) em relação à DBO total, que também foi observado no P1, é um indicativo de pouca eficiência da lagoa na remoção de matéria orgânica. Segundo Mara (2005), na Europa

considera-se mais adequada a avaliação das lagoas facultativas a partir da remoção de compostos filtrados, pois a matéria orgânica em suspensão, composta por 70% de algas, é rapidamente consumida pela biota aquática quando descartada no corpo receptor, além disto, as algas produzem oxigênio na água durante o dia, enquanto há luminosidade.

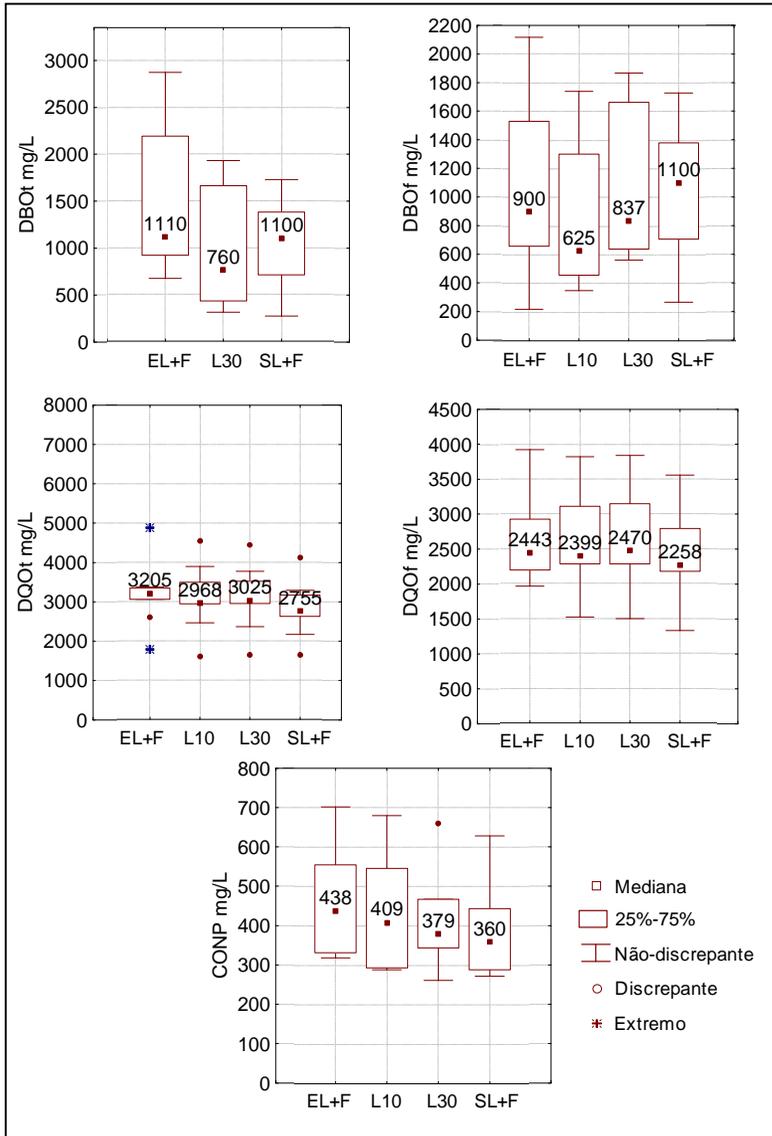


Figura 28 - Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P2

No Brasil, os critérios de lançamento de efluente consideram a DBO total como indicativo de eficiência (VON SPERLING, 2005). Porém, para a avaliação do tratamento e discussão com outros trabalhos, a DBO filtrada foi considerada como DBO de saída da lagoa neste trabalho. No gráfico da Figura 29 apresenta-se a distribuição das cargas de DQOt aplicadas e removidas na lagoa-filtro. O coeficiente de correlação $r=0,1885$ e o valor $p=0,37$ indicam que não houve relação entre as variáveis.

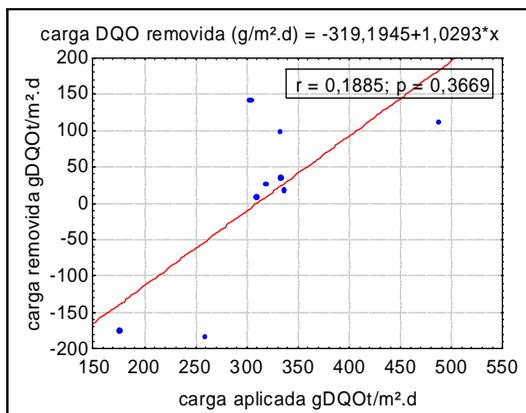


Figura 29 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P2 (n=9)

Período 3

Os resultados obtidos no P3 estão apresentados na Figura 30. As cargas aplicadas neste período (591 KgDQOt/ha.d), assemelham-se às utilizadas por Araujo (2007) em lagoas facultativas tratando dejetos suínos (581 KgDQOt/ha.d). Por outro lado, trabalhando com lagoa de maturação, a autora aplicou menores cargas (89 KgDQOt/ha.d), conseguindo assim melhor desempenho no tratamento terciário.

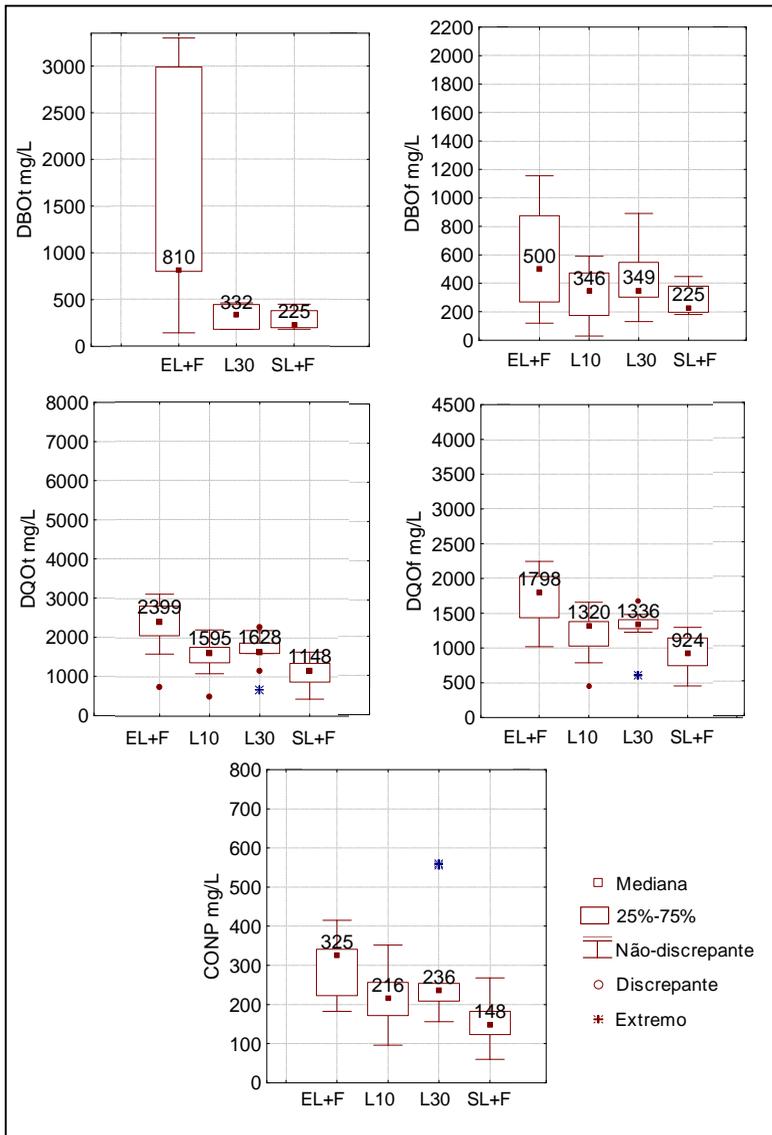


Figura 30 - Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P3

Neste período, a lagoa apresentou boas eficiências de remoção, com até 71% para DBOt e 26% para DQOt. A relação entre os valores medianos de DBO filtrada e total na entrada da lagoa foi de 0,62 e no final da lagoa (L30) foi igual a 1,05.

Houve remoção de CONP na lagoa, indicando degradação biológica, e no filtro, fato este não esperado devido ao mecanismo de remoção do filtro ser principalmente físico. Por outro lado, o filtro de pedras estudado por Von Sperling et al. (2008) também removeu compostos filtrados, com eficiência para DQO filtrada igual a 16%. Na Figura 31 encontra-se exposta a relação entre as cargas de DBOt aplicadas e removidas na lagoa-filtro.

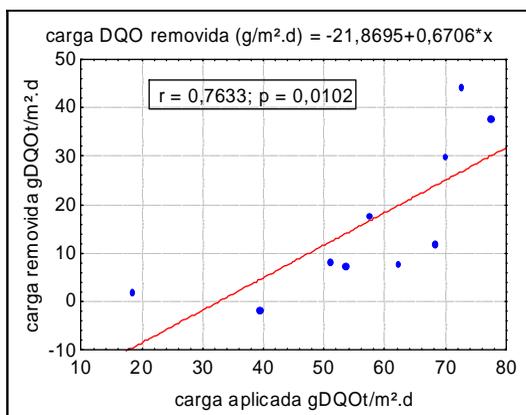


Figura 31 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P3 (n=10)

A partir do gráfico de correlação da Figura 31, é possível constatar uma correlação positiva e moderada entre as cargas de DQO aplicadas e removidas na lagoa. No trabalho de Araujo (2007), onde as cargas aplicadas na lagoa facultativa foram semelhantes às deste período, o coeficiente r foi igual a 0,97, indicando uma correlação forte e positiva. A autora usou para o cálculo do coeficiente $n=38$, fato que dá maior consistência ao resultado.

Período 4

No P4, a lagoa-filtro atingiu as melhores eficiências de remoção, assim como as menores concentrações de sólidos e matéria orgânica na saída, apesar de o filtro não ter apresentado boa eficiência. Na Figura 32 são mostrados os resultados do P4 referentes à matéria orgânica.

A carga média aplicada na lagoa foi de 102 KgDBOt/ha.d e 373 KgDQOt/ha.d. A remoção de cargas foi de 77% para DBOt e 67% para DQOt, com concentrações médias de saída de 137mg/L e 825mg/L, respectivamente.

As cargas aplicadas neste período são comparáveis apenas as do segundo período do trabalho de Araujo (2007), com TDH igual de 60 dias, caracterizado por sobrecarga orgânica, onde a lagoa de maturação recebeu 66 KgDBOt/ha.d e 112 KgDQO/ha.d. A autora obteve remoções de 60% de DBOt e 40% de DQOt. As concentrações médias na saída foram de 780mg/L e 199mg/L, respectivamente para DQO e DBO.

As lagoas de maturação apresentadas por Estrada e Hernandez (2002) removeram 28% de DQO cada e aproximadamente 30% de DBO, sendo que a DBO somente foi removida nas duas primeiras lagoas. A carga aplicada nestas lagoas ficou entre 50 e 100 KgDBOt/ha.d. Após a primeira lagoa (TDH igual a 10 dias), o efluente apresentou 34mg/L de DBO.

Também trabalhando com lagoas em série no tratamento de dejetos suínos, Barthel (2007) aplicou 66 KgDQO/ha.d em lagoa de maturação (TDH=70dias) e obteve 51% de remoção de DQOt e 56% de DQO solúvel, com concentrações de saída de 435mg/L e 288mg/L, respectivamente. Na segunda lagoa de maturação da série, a autora observou concentrações de saída próximas às concentrações de entrada, devido a proliferação da biomassa algal e bacteriana nesta lagoa.

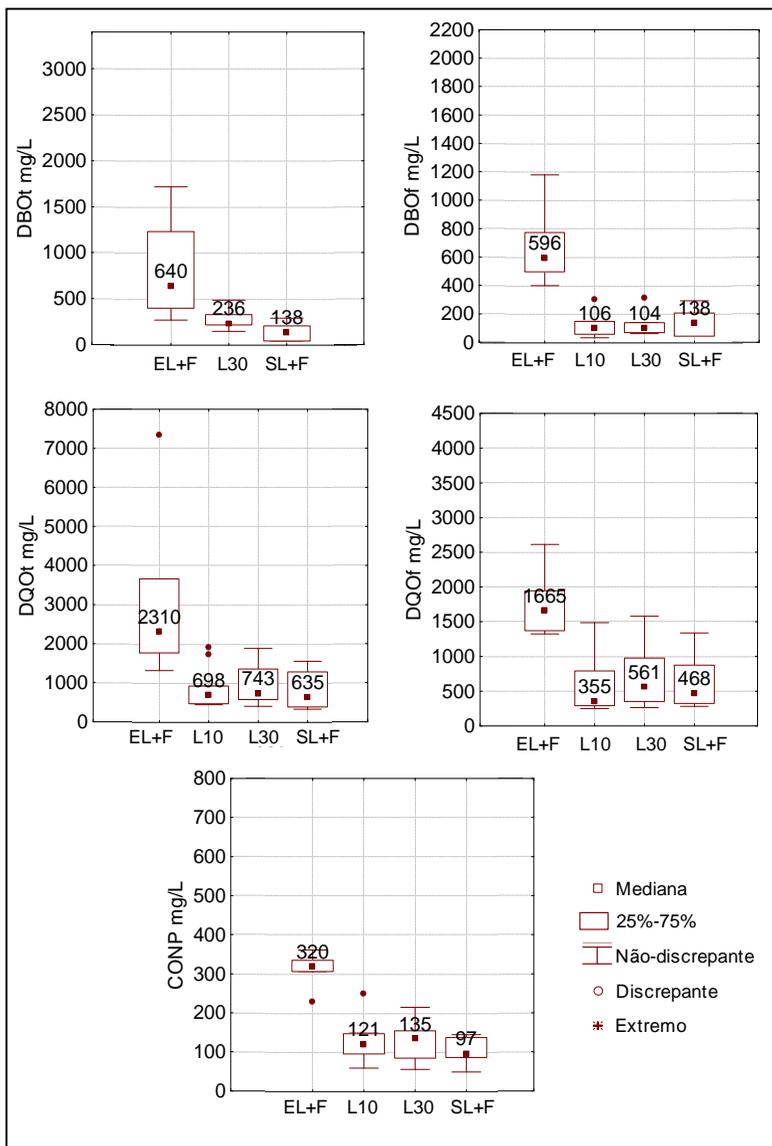


Figura 32 - Concentrações de DBO total (DBOt), DBO filtrada (DBOf), DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf) e Carbono Orgânico Não-purgável (CONP), no P4

A relação entre DBO filtrada e total na entrada foi igual a 0,93 e no final da lagoa foi de 0,43. Associando-se estes valores com as altas remoções de compostos filtrados (81% de DBO_f e 64% de DQO_f) é possível afirmar que a remoção de matéria orgânica via atividade biológica dos microrganismos da lagoa realmente ocorreu, pois resultou em remoção de compostos solúveis, conforme relatado em Mara (2005). Na Figura 33, estão apontados os valores de cargas aplicadas e removidas de DQO na lagoa-filtro.

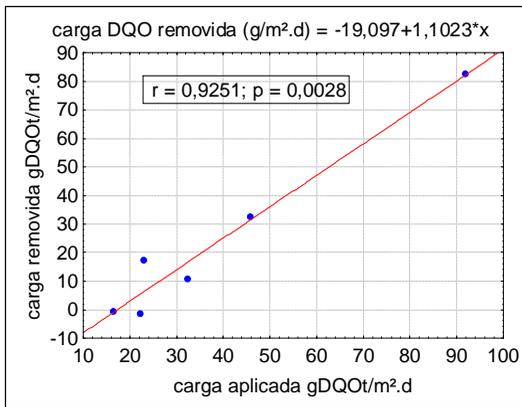


Figura 33 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de DQOt no P4 (n=6)

O coeficiente de correlação $r=0,9252$ indica uma associação positiva e forte entre os valores nos eixos, significa que a lagoa teve a capacidade de assimilar as variações de carga do período.

Araujo (2007) apresentou resultados de correlação entre cargas de DQOt de uma lagoa aeróbia tratando dejetos suínos. Durante o período de monitoramento, com $n=38$, houve uma correlação positiva ($r=0,79$) na lagoa de maturação.

4.3.3 Coliformes

A eficiência para coliformes foi pequena durante todos os períodos, apresentando no P1, P2 e P3 menos de 1 unidade log de remoção de coliformes totais e *E. coli*. No P4 a remoção de *E. coli* foi de 1,28 unidades, com concentração de saída da ordem de 10^3 NMP/100mL. Esse aumento de eficiência ocorreu devido à menor concentração de sólidos totais na lagoa (2300 mg/L no P3 para 1500 mg/L no P4), que favoreceu a passagem de luz e inativação dos coliformes. Os dados estão mostrados na Tabela 12.

Na pesquisa de Estrada e Hernandez (2002), as remoções de coliformes em lagoas de maturação tratando dejetos suínos foram de, respectivamente, 95, 93 e 58%, para as três lagoas em série, com concentração final de 28 NMP/100mL, atendendo a critérios de reuso de irrigação irrestrita.

Araujo (2007) obteve sempre menos de 1 unidade log de remoção, na lagoa facultativa aerada e de maturação. Este comportamento também foi atribuído à elevada concentração de sólidos suspensos nas lagoas, que desfavorece a incidência de raios solares na coluna d'água. Outro fator importante neste caso é o pH, que com valores entre 9,0 e 9,5 é letal para *E. coli*. Mantendo-se este valor, deve haver uma remoção efetiva. No presente trabalho o pH médio ficou em torno de 8,0 (Tabela 12), não favorecendo a remoção de coliformes.

4.3.4 Nutrientes

Os principais nutrientes de interesse neste trabalho foram o nitrogênio, na forma NTK (nitrogênio orgânico e amoniacal) e o N-NH₄ (nitrogênio amoniacal); e o fósforo total (Pt). A remoção de amônia na lagoa ficou entre 6 e 68%, com menor remoção durante os meses mais frios e de menor radiação, referentes aos períodos 2 e 3 (Tabela 12).

Período 1

No P1, 16% da carga de amônia foi removida e 26% do NTK (Tabela 12). A amônia representa mais que 70% do NTK, sendo que seus processos de remoção são apresentados adiante, no balanço de nitrogênio. Na Figura 34 apresenta-se a distribuição dos valores de concentrações dos nutrientes.

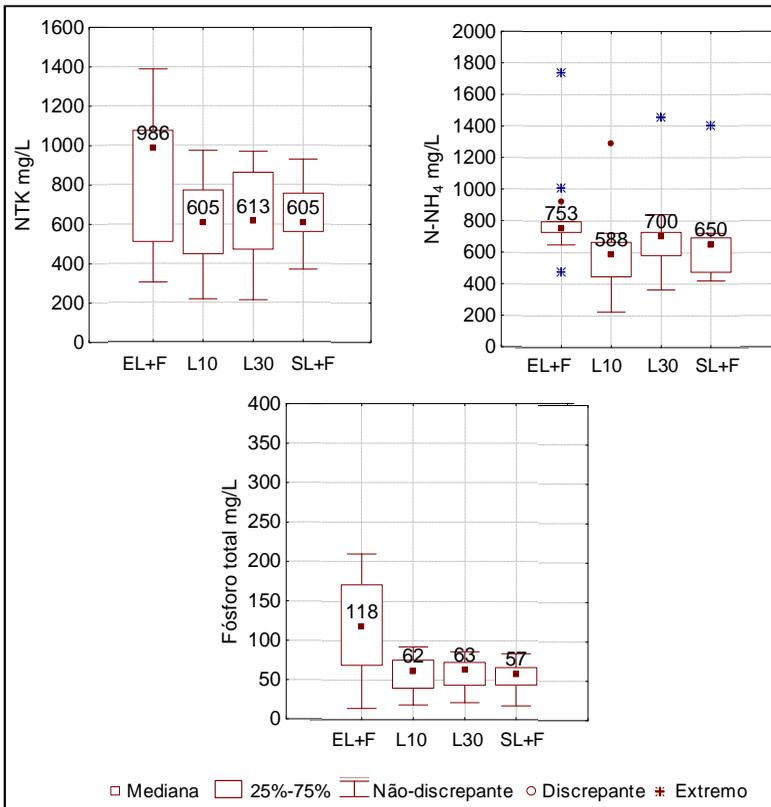


Figura 34 – Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacoal (NH₄-N) e Fósforo total (Pt), no P1

Em relação à amônia, alguns valores extremos e discrepantes aparecem no gráfico da Figura 34, resultado das variações na condição operacional da lagoa (presença de sólidos) e condições ambientais, como por exemplo a radiação solar (verão-inverno). Na Figura 35 está apresentada a correlação entre as cargas de nitrogênio amoniacal aplicada e removida na lagoa-filtro.

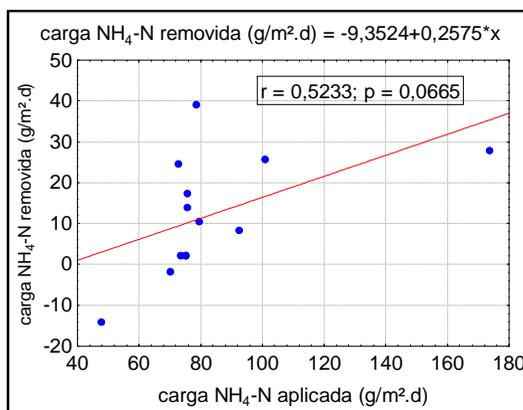


Figura 35 – Correlação entre carga aplicada e removida de $\text{NH}_4\text{-N}$ na L+F no P1 (n=12)

Não houve correlação entre as cargas de N-NH_4 aplicada e removida, a partir do valor $p=0,07$ e do coeficiente de correlação $r=0,5233$, apresentados no gráfico da Figura 34.

Neste período, a lagoa removeu 30% da carga superficial de fósforo e o filtro removeu 11% da carga volumétrica.

Período 2

No P2 as concentrações de nitrogênio foram maiores, seguindo a tendência das demais variáveis. As remoções da lagoa foram pequenas, não passando de 7% para amônia e 9% para NTK. Os resultados são apresentados na Figura 36.

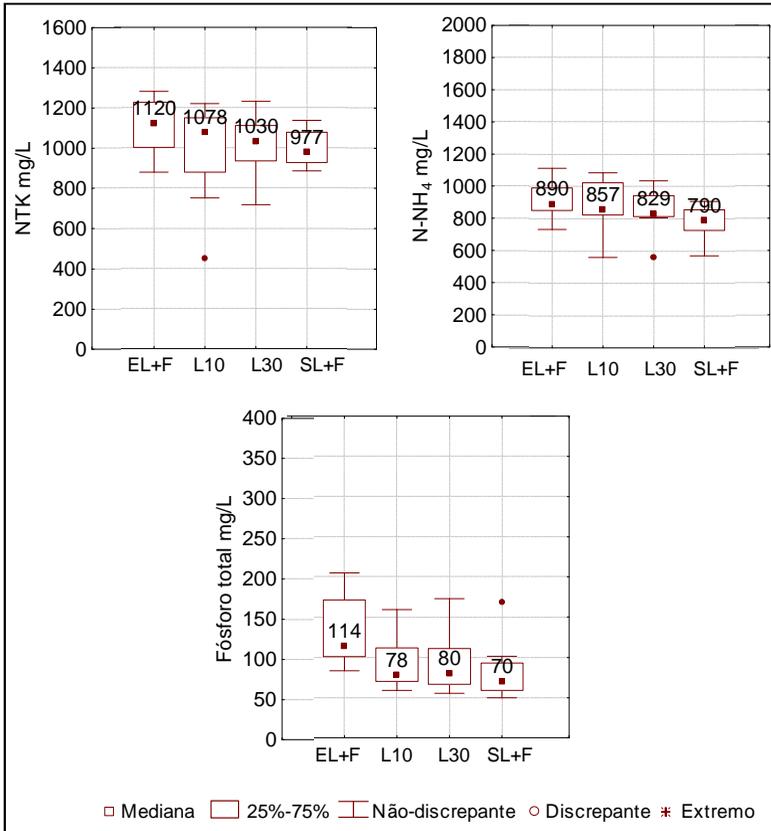


Figura 36 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amiacal (NH₄-N) e Fósforo total (Pt), no P2

Em relação às cargas aplicadas, houve 30% de remoção de fósforo na lagoa e 11% no filtro de pedras. O gráfico da Figura 37 contém a dispersão dos valores de cargas aplicadas e removidas de amônia na lagoa-filtro.

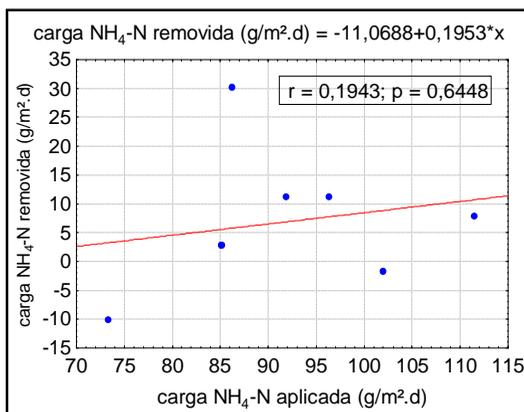


Figura 37 - Correlação entre carga aplicada e removida de $\text{NH}_4\text{-N}$ na L+F no P2 (n=7)

A correlação entre as variáveis, dada por $r=0,1943$ não foi significativa, resultado das condições desfavoráveis da lagoa diante da elevada carga aplicada.

Período 3

Os resultados encontrados durante o P3 das concentrações de nutrientes são mostrados na Figura 38. Neste período a carga de amônia foi reduzida consideravelmente, de 920 para 150 $\text{Kg/ha}\cdot\text{d}$ na lagoa (Tabela 12), porém a remoção foi melhor apenas em relação ao NTK, que também teve sua carga reduzida no período (de 1110 $\text{Kg/ha}\cdot\text{d}$ para 210 $\text{Kg/ha}\cdot\text{d}$).

O filtro de pedras apresentou boas eficiências neste período, com 24% de remoção de nitrogênio amoniacal e 12% de remoção de NTK. O piloto do filtro de pedras FP, estudado nesta pesquisa, conforme resultados apresentados na Tabela 10, atingiu 7% de remoção de N-NH_4 a partir de uma carga de amônia semelhante ($103\text{g/m}^3\cdot\text{d}$).

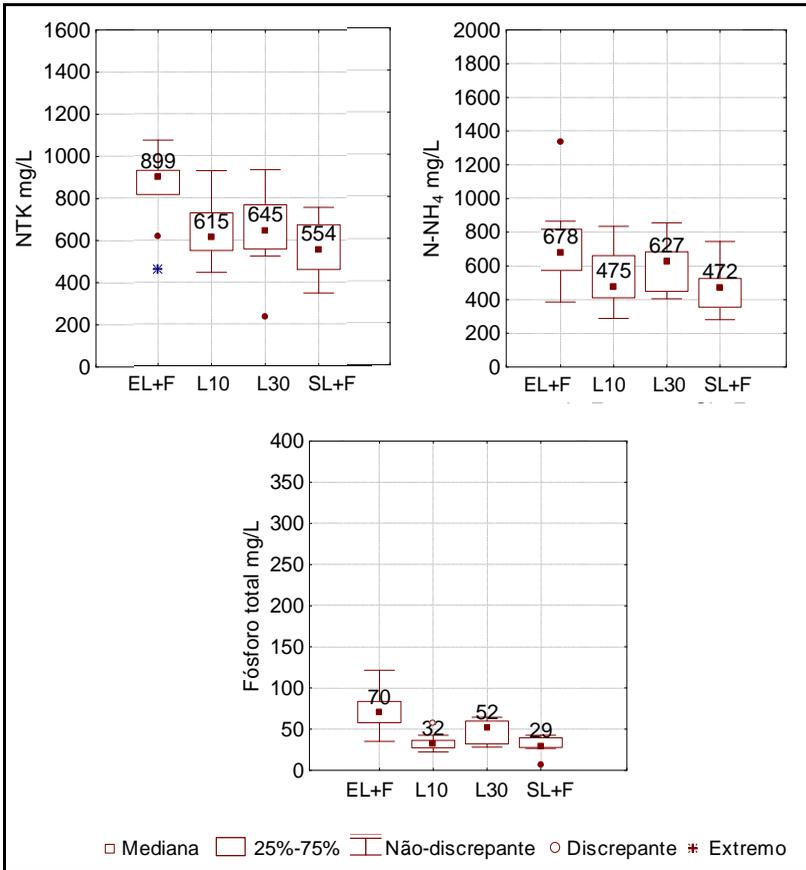


Figura 38 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N) e Fósforo total (Pt), no P3

A remoção de fósforo foi de 25%, com 32mg/L na saída. Oliveira (2008) obteve 22% de remoção de fósforo, 81mg/L no efluente filtrado em filtro de pedras, e atribuiu este valor à retenção física de compostos no meio filtrante, e à possível precipitação física de fosfatos (pH>9).

O coeficiente de correlação $r=0,1715$ e o valor $p=0,7827$, mostrado na Figura 39 indicam que não houve correlação entre as cargas aplicadas e removidas de amônia.

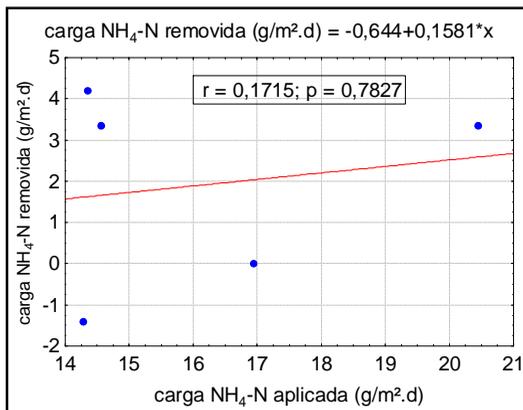


Figura 39 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de NH₄-N no P3 (n=5)

Período 4

No quarto período, com menores cargas aplicadas (80 KgN-NH₄/ha.d e 123 KgNTK/ha.d), a lagoa teve seu melhor desempenho. A diferença entre as concentrações da entrada e do final da lagoa pode ser visualizada na Figura 40. Foram obtidas remoções de 69% de N-NH₄, 69% de NTK e 55% de Pt.

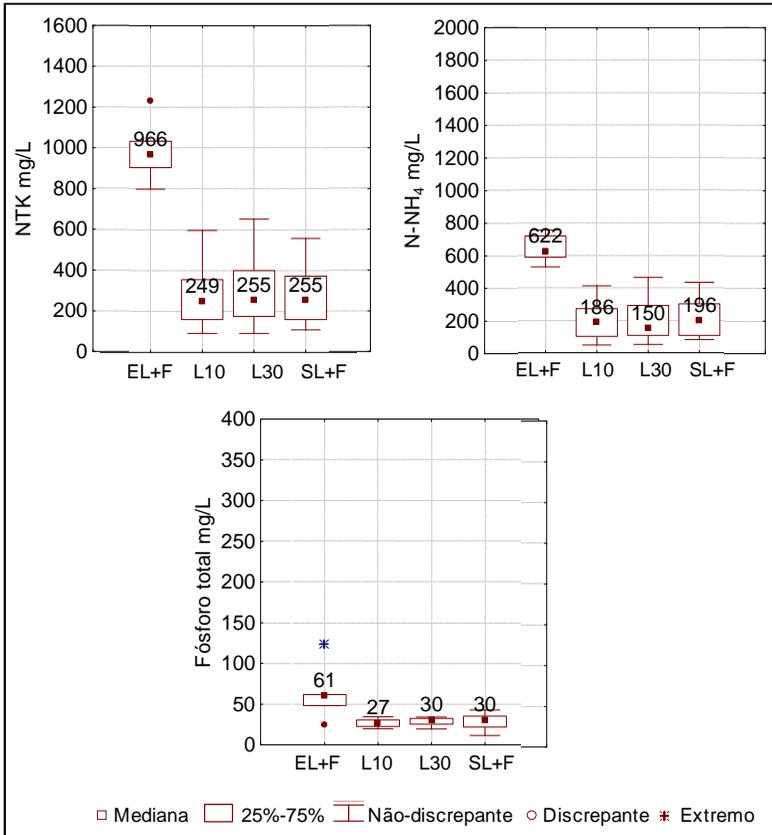


Figura 40 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N) e Fósforo total (Pt), no P4

De acordo com Strang e Wareham (2006), a remoção de fósforo se dá em lagoas de estabilização pelos processos de precipitação, adsorção em um substrato e assimilação pela biomassa. Segundo os autores, estes mecanismos dependem também da forma do fósforo (por exemplo: ortofosfato, polifosfato ou fósforo orgânico).

Segundo Arceivalla (1981)³ citado por Von Sperling (2005), o fósforo corresponde a 1% da massa das algas, aproximadamente. Mesmo com uma elevada concentração de algas, a remoção de fósforo por esta via ocorre em pequenas quantidades. Assim, a remoção de fósforo mais significativa ocorre por precipitação de minerais de fósforo.

Na presente pesquisa, o melhor resultado obtido para a lagoa foi no P4, com 55% de remoção de fósforo. A remoção na lagoa provavelmente ocorreu em maior quantidade devido a sedimentação e incorporação pela biomassa bacteriana, já que a concentração de algas nos períodos foi pequena, em comparação com outras lagoas de maturação.

Barthel (2007), estudando lagoas de maturação em batelada e de fluxo contínuo, obteve remoção de fósforo igual a 69% nas lagoas de fluxo contínuo e nenhuma remoção no sistema em batelada. Este comportamento foi atribuído aos valores elevados de pH e OD na primeira lagoa. Segundo a autora, da quantidade total removida, 8% do fósforo foi removido por assimilação algal e 81% por sedimentação.

O desempenho das lagoas estudadas por Araujo et al. (2006) foi de 37% de remoção de ortofosfato durante o período de sobrecarga e de 30% durante o período mais estável da lagoa de maturação.

Nesta pesquisa, durante o período 4, no filtro de pedras apenas 1% do fósforo total foi removido, sendo o pior desempenho dentre os períodos. Strang e Wareham (2006) realizaram um estudo sobre lagoas de estabilização com filtros de pedras de calcário, inseridas no final da lagoa, com fluxo subsuperficial e plantados com macrófitas. O objetivo do trabalho foi verificar o desempenho das lagoas e do filtro na remoção de fósforo. Os autores observaram que, apesar de terem utilizado um leito filtrante de material reativo (calcário), a remoção foi maior na lagoa. Segundo os autores, a remoção ocorreu principalmente através da precipitação química na forma de hidroxiapatita de cálcio, devido a

³ ARCEIVALA, S. J. Wastewater treatment and disposal. Marcel Dekker: New York, 1981. 821 p.

presença de cálcio em solução, com concentrações em torno de 60mg/L de Ca^{++} . Além disto, os autores encontraram no lodo a presença de cálcio e fósforo em proporção ideal para esta reação química de precipitação.

O filtro de pedras causou aumento do N-NH_4 na saída, que pode ter ocorrido em função da decomposição do material orgânico retido no filtro, como as algas, conforme relatado nos trabalhos de Middlebrooks et al. (2005).

Na Figura 41 são mostradas as cargas aplicadas e removidas de amônia na lagoa da L+F. No P4 a carga de nitrogênio foi reduzida pela metade em relação ao P3 (de 210 KgNTK/ha.d para para 123 KgNTK/ha.d) e o TDH da lagoa foi maior (53 dias), assim como a temperatura média ($23,1^\circ\text{C}$).

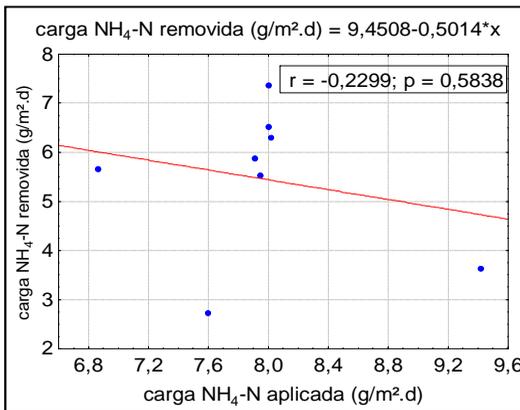


Figura 41 - Correlação entre carga aplicada e carga removida na L+F de $\text{NH}_4\text{-N}$ no P4 (n=8)

A correlação entre as cargas aplicadas e removidas no período resultou em $r=-0,2299$, com um valor de $p=0,5838$, sugerindo que não houve correlação entre as variáveis. Araujo (2007) registrou um coeficiente de correlação igual a 0,83 em lagoa facultativa e 0,95 em lagoa de

maturação. No trabalho da autora, houve maior dispersão dos valores em relação à reta de correlação quando as cargas aplicadas possuíram valores maiores que 300 Kg/ha.d na lagoa facultativa aerada e maiores que 550 Kg/ha.d na lagoa de maturação.

Houve 69% de remoção de NTK e amônia na lagoa. O efluente da L+F apresentou um valor mediano de 190mg/L de amônia. A remoção de NTK na pesquisa de Araujo et al. (2006) chegou a 69%, no período de menor carga aplicada na lagoa de maturação. Este fato foi atribuído à baixa carga, que favoreceu a amonificação do NTK. De acordo com os autores, o mesmo comportamento ocorreu para a amônia, que teve maior remoção, igual a 73%, quando a carga aplicada foi menor. As concentrações de saída de amônia foram 64mg/L na melhor condição e 282mg/L na pior, sendo considerados valores elevados, apesar das altas eficiências de remoção.

Barthel (2007), estudando sistemas-piloto de tratamento de dejetos suínos (lagoa de alta taxa seguida por lagoas de maturação), obteve 86% de eficiência em uma lagoa de maturação (TDH=70dias) com concentração de entrada de amônia igual a 195mg/L, num período com maior radiação. Num segundo período, com menor radiação, a eficiência passou a ser igual a 76%. O processo de nitrificação ocorreu na lagoa de alta taxa, cujas concentrações de 429mg/L de nitrito e 626mg/L de nitrato foram removidas na lagoa de maturação, com 76 e 71% de eficiência, respectivamente. A autora atribuiu estas remoções ao provável processo de assimilação algal dos compostos de nitrogênio. Porém, ao final do processo de tratamento, a concentração de compostos de nitrogênio ainda era elevada, constando até 30mg/L de amônia e 120mg/L de nitrato.

4.3.5 Balanço de Nitrogênio

Os resultados do balanço de nitrogênio são apresentados para os períodos 2, 3 e 4, pois no P1 não foi realizada medição da concentração de amônia livre (NH_3).

Assimilação algal

Na Tabela 13 estão apresentados os resultados da carga de nitrogênio removida por assimilação algal

Tabela 13 – Balanço de N da lagoa-filtro: assimilação algal

Período	Clorofila	Peso seco algal	Nitrogênio	Nitrogênio
	<i>a</i>	[clorofila a]/1%	incorporado	assimilado
	$\mu\text{g/L}$	mg/L	10%PSA	
			mg/L	KgN/ha.d
2	11,4	1,1	0,14	0,14
3	27	2,7	0,27	0,07
4	164	16,4	1,6	0,25

A assimilação de nitrogênio pela biomassa algal ocorreu em uma taxa diferente para cada período, devido aos fatores que influem no crescimento das algas. Porém todas as taxas foram pequenas em comparação com os valores de outros trabalhos (BARTHEL et al., 2008; ARAÚJO, 2007), cujos resultados foram da ordem de 1Kg/ha.d .

Volatilização

Na Tabela 14 estão apresentados os cálculos do coeficiente de transferência de massa (K_1) e taxa de volatilização de amônia. Durante a pesquisa, o pH permaneceu em torno de 8, valor que não favorece a volatilização da amônia, segundo Valero e Mara (2007).

Tabela 14 - Balanço de N da lagoa-filtro: volatilização da amônia livre

Período	NH ₃ medido	Temperatura	K ₁	N volatilizado
	mg/L	°C	d ⁻¹	(KgN/ha.d)
2	88	14,5	0,273	9,6
3	11	17,7	0,710	3,1
4	9	23,1	3,580	12,9

Os resultados obtidos para volatilização foram inferiores àquele encontrado por Valero e Mara (2007): 15 gN/ha.d. Estes autores questionaram que a volatilização seja a principal forma de remoção de N em lagoas, conforme registrado pela maior parte das pesquisas na literatura. No P1, os resultados estiveram próximos daqueles relatados em Costa et al. (2009), que obtiveram taxa de volatilização de 5,4 KgN/ha.d em lagoa de maturação, tratando lixiviado de aterro sanitário. No P4, apesar da lagoa ter recebido a menor carga de amônia dentre os períodos (80 KgN-NH₄/ha.d), houve a maior remoção por volatilização, com taxa de 12,9Kg/ha.d. A temperatura média de 23,1°C e a radiação acumulada no período (em média 140milW/m².mês) favoreceram a volatilização de amônia livre neste período.

Nitrificação e Desnitrificação

A Tabela 15 foi elaborada a partir das concentrações médias de nitrito, nitrato e das vazões de cada período, correspondente ao balanço de N quanto à nitrificação-desnitrificação.

Tabela 15 – Balanço de N da lagoa-filtro: nitrificação-desnitrificação

Período	N-NO _x	
	Carga (KgN/ha.d)	
	Entrada	Saída
P2	0	0
P3	0,38	0,34
P4	0,18	0,16

As concentrações de nitrito e nitrato foram pequenas nos períodos, indicando pequena remoção de amônia via processos de nitrificação-desnitrificação.

Balanço Final

Na Tabela 16 estão resumidos os resultados do balanço de nitrogênio, com os valores de cargas removidas por volatilização, assimilação algal e sedimentação. Além dos compostos removidos, a fração de nitrogênio restante no efluente (fração líquida) está contemplada na tabela sob as formas de N-NH₄, N-NO_x e N orgânico.

Tabela 16 – Balanço de N da lagoa-filtro: distribuição das frações de nitrogênio por período

Origem do nitrogênio	P2		P3		P4	
	Carga		Carga		Carga	
	(KgN/ha.d)		(KgN/ha.d)		(KgN/ha.d)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
N orgânico	199	167	57	17	43	14
N-NH ₄	914	846	150	142	80	25
N-NO _x	-	-	0,38	0,34	0,18	0,16
Assimil. Algal	-	0,14	-	0,07	-	0,25
Volatilização	-	9,6	-	3,1	-	13
Sedimentação	-	91	-	45	-	71

Com os dados da Tabela 16 foi elaborado o gráfico da Figura 42, que ilustra as proporções de cada composto de nitrogênio avaliado.

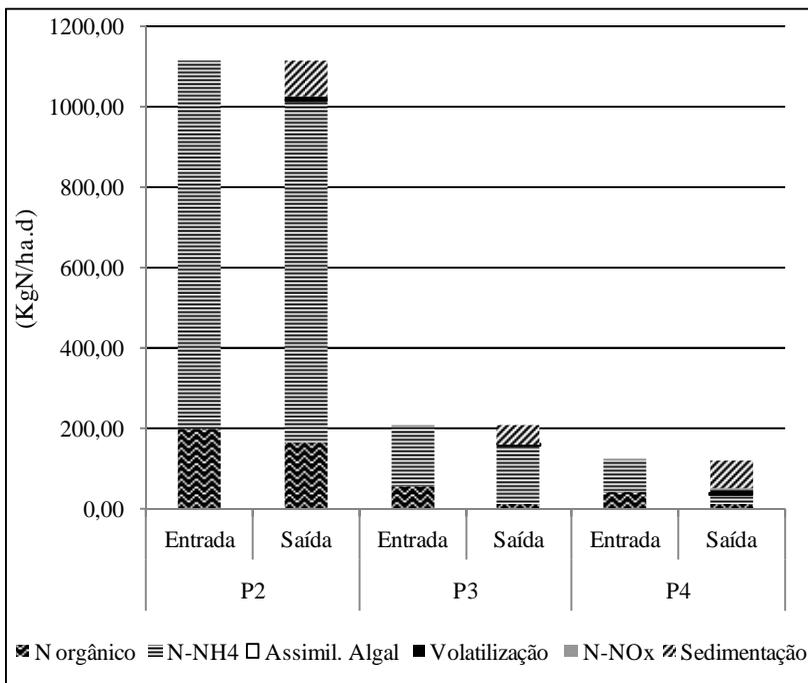


Figura 42 – Balanço de N da lagoa-filtro no P2, P3 e P4

Para melhor identificação dos processos predominantes de remoção de nitrogênio, na Tabela 17 estão apresentadas as proporções relativas a cada processo, com base na carga média removida em cada período.

Tabela 17 – Balanço de N da lagoa-filtro: porcentagens de nitrogênio removido em cada via de remoção

Período	Total de N removido (KgN/ha.d)	Meio de remoção		
		Assimil. algal	Volatilização	Sedimentação
P2	100,7	0,14%	9,5%	90,3%
P3	48,3	0,14%	6,5%	93,4%
P4	84,2	0,30%	15,3%	84,4%

A sedimentação da biomassa foi o meio predominante de remoção em todos os períodos. A sedimentação na lagoa-filtro foi maior que aquela relatada por Barthel et al. (2008), que estudaram uma lagoa de alta taxa seguida de lagoa de maturação tratando dejetos suínos, e obtiveram aproximadamente 50% da remoção de amônia via sedimentação. Por outro lado, no trabalho destes autores, o processo de nitrificação-desnitrificação, teve participação importante, sendo responsável por quase 50% da remoção de amônia. Os autores citam também que 80% da carga de amônia aplicada foi removida.

A assimilação algal foi maior no P4, devido às melhores condições para o crescimento algal, mas não foi um processo significativo de remoção, com apenas 0,3% de participação. Araujo (2007) obteve até 1,3% de N removido por assimilação algal em lagoa facultativa aerada e 4,9% em lagoa de maturação tratando dejetos suínos.

Valero e Mara (2007), em uma pesquisa com lagoa de maturação tratando esgoto sanitário, obtiveram remoção de nitrogênio à uma taxa média de 531 gN/ha.d, a partir de uma carga aplicada de aproximadamente 6100 KgN/ha.d. A lagoa estudada removeu 90% de amônia. A assimilação algal foi responsável por 71% do nitrogênio removido, a sedimentação por 20% e a volatilização representou apenas 3% do total de N removido.

Diferentemente de Valero e Mara (2007), Costa *et al.* (2009) obtiveram 50% e 18,4% de nitrogênio removido por sedimentação, em duas lagoas aeróbias em série tratando lixiviado de aterro sanitário, respectivamente. Este foi o principal mecanismo de remoção de nitrogênio, seguido pela volatilização, com 19,3% para a primeira lagoa e 8,2% para a segunda.

4.3.6 Avaliação da biomassa algal

Foram identificados 6 grupos diferentes de algas na lagoa-filtro. Os gêneros encontrados foram: *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Dunaliella*,

Carteria, *Scenedesmus*, *Euglena* e Bacillariophyta (ou Diatomáceas, classificadas apenas em nível de Classe). Os resultados da avaliação quantitativa estão mostrados na Tabela 18.

Tabela 18 – Concentrações das algas identificadas na L+F

Grupo	P2	P3	P4
	ind/mL		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	5,6E+03	2,2E+03	9,1E+02
Grupo x (<i>Carteria sp.</i>)	2,0E+03	1,3E+03	8,2E+02
Grupo y (<i>Dunaliella sp.</i>)	2,9E+02	5,3E+02	5,8E+02
<i>Scenedesmus sp.</i>	2,4E+02	1,2E+03	5,7E+02
<i>Euglena sp.</i>	0,0E+00	0,0E+00	1,2E+03
Diatomácea	0,0E+00	0,0E+00	1,9E+02
<i>Chlorella sp.</i>	4,4E+03	2,3E+04	2,0E+06
Total	1,2E+04	2,8E+04	2,0E+06

No gráfico da Figura 43 estão mostradas as densidades dos indivíduos, exceto para *Chlorella* que foi o gênero de alga com maior número de indivíduos em todos os períodos. As concentrações de *Chlorella sp.* em log são mostradas na Figura 44.

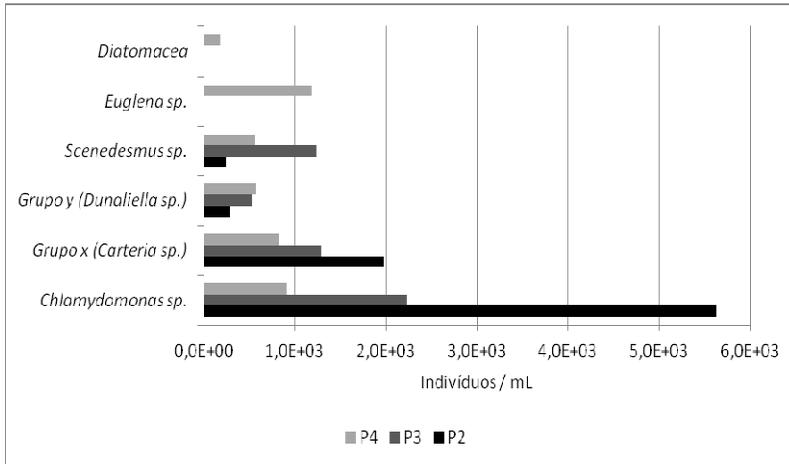


Figura 43 – Grupos de algas encontradas na L+F (exceto *Chlorella* sp.) e densidade de indivíduos

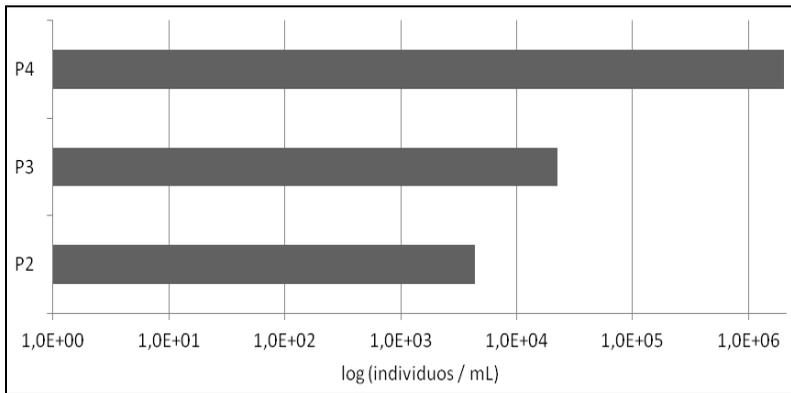


Figura 44 – Densidade de *Chlorella* sp. na L+F em cada período

No último período a diversidade de algas foi maior, porém houve uma diminuição no número de indivíduos das espécies *Carteria* e *Chlamydomonas* em relação aos períodos anteriores, dando lugar a um aumento significativo no número de indivíduos do grupo *Chlorella*. Durante o monitoramento o número de indivíduos aumentou de 10^4 no

P2 para 3.10^4 no P3 e 2.10^6 no P4. Fernandes (2009) observou concentrações de 10^4 ind/mL em lagoas tratando lixiviado de aterro sanitário. Falco (2005) obteve concentrações de 10^4 e 10^5 ind/mL em lagoas facultativas tratando esgoto sanitário.

No segundo período houve predominância de *Chlamydomonas sp.*, enquanto que nos seguintes as espécies *Chlorella sp.* apresentaram-se com maior número de indivíduos. Zanotelli (2002), Oliveira (2002) e Araujo (2007), trabalhando com lagoas tratando dejetos suínos observaram predominância de *Chlorella sp.* em relação ao número de indivíduos e frequência nas lagoas. Zanotelli (2002) registrou mais de 10^{11} ind/mL deste gênero em lagoas facultativas. König et al. (2002) obtiveram 5.10^5 ind/mL em lagoas aeradas em Campina Grande-PB.

Segundo Pearson (2005), a diversidade de espécies diminui com cargas orgânicas maiores, e os gêneros de algas flageladas tendem a ser predominantes. Em altas cargas orgânicas, a população tende a ser formada por flagelados do gênero *Chlamydomonas*, sendo encontradas até mesmo formando um filme sobre lagoas anaeróbias, sem contribuir para o tratamento. As cargas orgânicas médias aplicadas foram de 1528 KgDBO/ha.d, 369 KgDBO/ha.d e 102 KgDBO/ha.d no P2, P3 e P4, respectivamente.

Por outro lado, segundo o mesmo autor, o gênero *Chlorella* é o mais persistente, ocorrendo em uma faixa grande de cargas orgânicas em lagoas de estabilização. Segundo Athayde (2001), citado por Pearson (2005), esse é o gênero mais tolerante de algas, já *Scenedesmus* têm preferência por cargas orgânicas menores, sendo um bom indicador do impacto das cargas em sistemas de lagoas.

Para König (1990), a diminuição da frequência de flagelados em lagoas de estabilização, sujeitas à cargas aplicadas gradativamente menores, pode estar relacionada com a diminuição do material orgânico presente ou da amônia. Esta diminuição de gêneros flagelados é acompanhada de um aumento na frequência de gêneros não flagelados como *Scenedesmus sp.*, coincidindo também com a redução de sólidos

suspensos. Este comportamento foi observado na lagoa-filtro durante o monitoramento.

Somente no quarto período (P4) foram identificados indivíduos do filo Euglenophyta. De acordo com König et al. (2002), estes indivíduos são capazes de tolerar elevadas concentrações de amônia (60mg/L) nas lagoas. Para os autores, a amônia presente nos efluentes é uma fonte de nitrogênio facilmente assimilada pelos flagelados verdes. Na lagoa-filtro as concentrações de amônia no P4, onde foram identificadas *Euglena sp.*, foram de 50 a 450mg/L. De acordo com Bicudo e Menezes (2005), estas células flageladas têm forma bastante variada, sendo encontradas em todo o mundo, sobretudo em águas ricas em matéria orgânica.

Avaliação da clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* esteve baixa durante todos os períodos, como mostrado na Figura 45. A alta carga orgânica da lagoa (>300 KgDBO/ha.d) no P1, P2 e P3 provavelmente inibiu o crescimento das algas. Segundo Pearson (2005), para temperatura da água de 24°C a carga superficial máxima da lagoa deve ser de aproximadamente 400Kg de DBO/ha.dia.

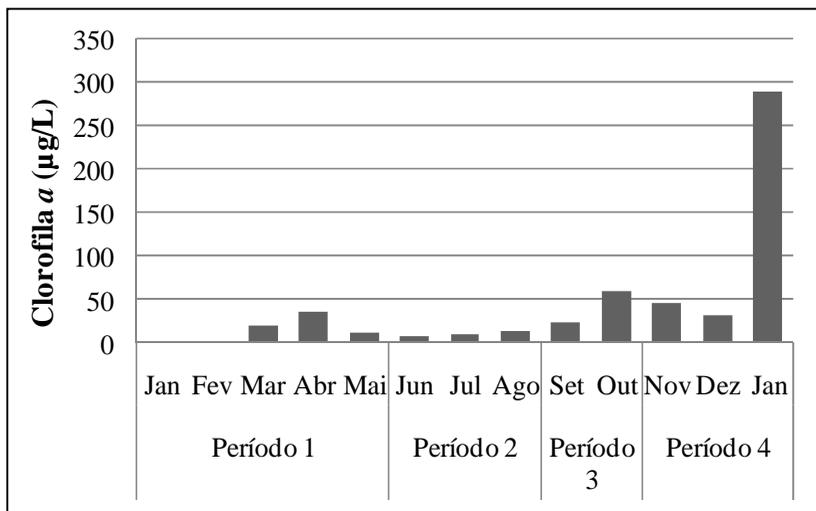


Figura 45 – Concentração média de clorofila *a* durante os meses de monitoramento na L+F

Além da carga orgânica, amônia e ácido sulfídrico são responsáveis também pela diversidade de espécies de algas. Estes compostos em concentrações suficientes podem inibir a atividade algal e consequentemente a produção de oxigênio em lagoas. Porém, esta inibição é reversível em curto espaço de tempo (PEARSON, 2005).

Outro fator que determina a saúde da comunidade algal é a razão entre clorofila *a* e feofitina. A feofitina é o produto da degradação da clorofila *a* e é fotossinteticamente inativa. Em comunidade de algas saudáveis, esta relação é de 1,6, mas a taxa chega a 1 em comunidades onde a clorofila foi totalmente degradada em feofitina. Portanto, a diminuição dessa relação indica um mau funcionamento da lagoa (PEARSON, 2005). No presente trabalho, a relação entre clorofila e feofitina na lagoa, à 30 cm de profundidade, foi elevada, sendo igual a 10 no P1; 4,6 no P2; 3,9 no P3 e 5,4 no P4. As concentrações de clorofila *a* em cada ponto amostral estão apresentadas na Figura 46.

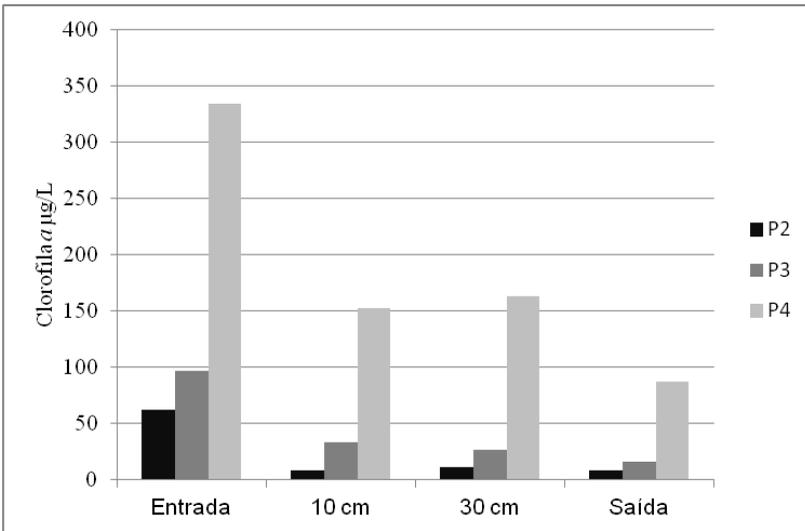


Figura 46 – Concentrações médias de clorofila *a* no perfil da L+F

As concentrações tiveram pequena variação entre as profundidades 10cm e 30cm, resultado em diferença estatística não-significativa (valor $p=0,98$ no teste t). Portanto não houve estratificação na lagoa, diferentemente do registrado por Araujo (2007), que obteve variação na concentração de clorofila *a* entre as profundidades de 0,1 e 0,3 m em lagoa de maturação e lagoa facultativa. A autora registra que as maiores concentrações foram obtidas nas maiores profundidades (0,3 e 0,4 m). Nas Figuras 47 e 48 estão apresentados os valores da radiação acumulada e os valores de precipitação e evaporação acumulados, para os quatro períodos de estudo da lagoa-filtro, respectivamente.

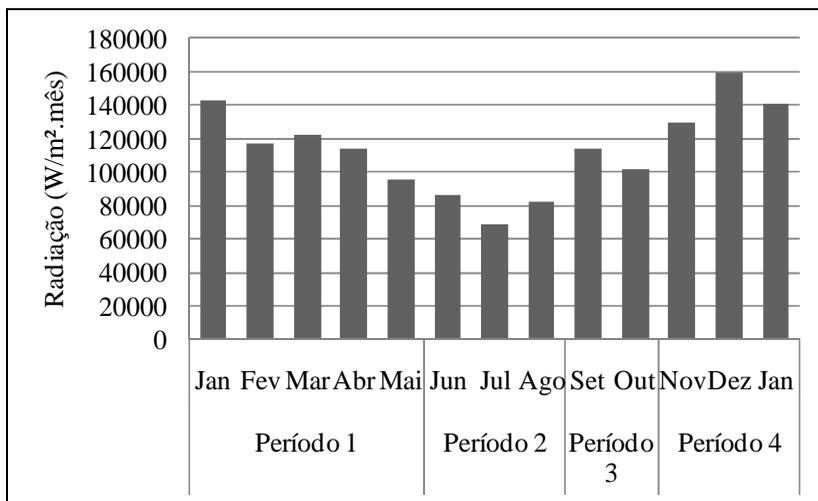


Figura 47 - Radiação acumulada mensal por período, com dados obtidos na Estação Meteorológica de Urussanga-SC

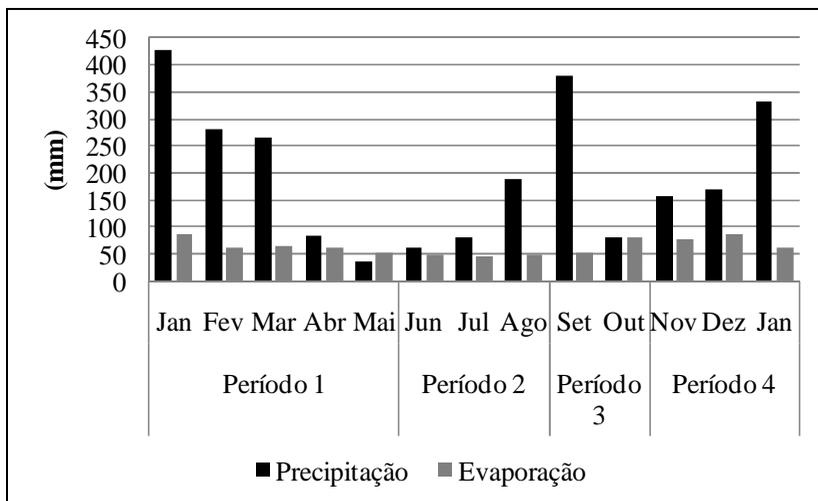


Figura 48 - Precipitação e evaporação mensais acumuladas por período, com dados obtidos na Estação Meteorológica de Urussanga-SC

Os valores de evaporação acompanham a tendência de aumento e queda que ocorreram na radiação, mostrada na Figura 47. Em janeiro (P4) a precipitação foi elevada (340mm) e observou-se um grande aumento na concentração de clorofila *a* (272 μ g/L), que não foi observado nos meses de janeiro, fevereiro e março, do período 1, quando a precipitação também foi elevada (>250mm).

Os dados obtidos para os parâmetros climáticos radiação, precipitação e evaporação mostram que estes não estiveram correlacionados diretamente com os valores obtidos para clorofila *a*. O valor do coeficiente de correlação entre as concentrações de clorofila *a* e as variáveis foi igual a: 0,1608 ($p=0,3713$) para radiação; 0,0955 ($p=0,5972$) para precipitação; e 0,1453 ($p=0,4275$) para evaporação. Sendo assim, a quantidade de algas verdes na lagoa foi dependente de outros fatores e não da condição climática.

A maior quantidade de algas foi obtida no P4, quando a lagoa-filtro recebeu a menor carga superficial (102 KgDBO/ha.d e 80 KgN-NH₄/ha.d), evidenciando ser este o parâmetro determinante para a ocorrência do fitoplâncton. Esta constatação foi confirmada por meio da análise de correlação. Para clorofila *a* e concentração de DQO na lagoa, a correlação resultou em $r = -0,4557$ ($p=0,0059$). Para clorofila *a* e concentração de nitrogênio amoniacal na lagoa o valor de r foi igual a $-0,6145$ ($p=0,0003$).

4.3.7 Hibridização Fluorescente *in situ* - FISH

Por meio da análise de FISH foi identificada uma grande concentração de bactérias (EUB 90% DAPI) na lagoa-filtro (amostra do P4). Do total de bactérias foram diferenciadas algumas nitrificantes do gênero *Nitrosomonas* (15% DAPI), porém nenhuma *Nitrobacter*. Esta pequena quantidade deve-se provavelmente à baixa concentração de OD na lagoa-filtro à 30cm de profundidade (0 a 0,2mg/L), conforme também apresentado por Fernandes (2009).

Não foi detectada a presença de bactérias redutoras de sulfato. A análise revelou a presença de bactérias da ordem Methanomicrobiales, metanogênicas estritas, que indicam condição de anaerobiose na lagoa, conforme indicado pela baixa concentração de OD na lagoa.

4.4 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA

As duas ferramentas do programa Statística 7.0, *Normal Probability Plot* e teste de Shapiro-Wilk, foram usadas ao mesmo tempo para avaliar a normalidade. Os grupos de dados que não se enquadraram nos critérios dos testes foram normalizados segundo as transformações: $1/\sqrt{x}$, \sqrt{x} , $\log x$, $1/x$, $1/\log x$, $1/\ln x$, $\ln x$, x^2 , x^3 .

O teste t (teste paramétrico) foi realizado com nível de confiança de 95% ($\alpha=0,05$). Foram escolhidos os períodos de melhor desempenho de cada piloto (P3 do filtro de pedras e P3 e P4 da lagoa-filtro). Os testes foram do tipo *antes e depois*, com dados pareados ou dependentes. As hipóteses formuladas foram:

H_0 = as médias populacionais dos grupos (Entrada e Saída) são iguais (portanto o tratamento não promove remoção estatisticamente significativa)

H_1 = a média populacional do grupo Entrada é maior que a média populacional do grupo Saída (portanto o tratamento promove remoção estatisticamente significativa)

O valor p foi calculado e o resultado da análise é apresentado na Tabela 19. O filtro FP removeu significativamente matéria orgânica, clorofila *a* e turbidez, mas não foi significativo para amônia.

No quarto período (P4), a lagoa-filtro, considerando lagoa e filtro, removeu significativamente a matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, sendo também eficiente para SST. Somente para clorofila *a* não houve eficiência, pois o fitoplankton teve maior desenvolvimento neste período. Já o filtro da lagoa-filtro não teve bom desempenho no P4,

como discutido anteriormente, mas no período anterior (P3) apresentou remoção significativa de todos os parâmetros.

No P3, a lagoa-filtro (lagoa e filtro) foi eficiente na remoção de quase todos os parâmetros, exceto para amônia. Entretanto, a lagoa esteve sobrecarregada, prejudicando seu mecanismo de funcionamento, baseado na simbiose entre bactérias e algas, pois estas estiveram presente em baixa concentração.

Tabela 19 – Análise estatística da eficiência do FP e da L+F

Piloto	DQOt		DQOf		N-NH ₄		Pt		SST		Clorofila <i>a</i>		Turbidez	
	p	Efic.	p	Efic.	p	Efic.	p	Efic.	p	Efic.	p	Efic.	p	Efic.
FP (P3)	0,004	SIM	0,000	SIM	0,149	NÃO	0,042	SIM	0,047	SIM	0,000	SIM	0,000	SIM
LAGOA L+F	P3													
	0,005	SIM	0,007	SIM	0,081	NÃO	0,013	SIM	0,012	SIM	-	-	-	-
	P4													
	0,033	SIM	0,008	SIM	0,005	SIM	nr	nr	0,000	SIM	-	-	-	-
FILTRO L+F	P3													
	0,000	SIM	0,000	SIM	0,000	SIM	0,002	SIM	0,018	SIM	0,014	SIM	0,000	SIM
	P4													
	0,022	SIM	0,144	NÃO	0,473	NÃO	0,466	NÃO	0,418	NÃO	0,035	SIM	0,024	SIM
L+F	P3													
	0,000	SIM	0,000	SIM	0,022	SIM	0,013	SIM	0,002	SIM	0,000	SIM	0,000	SIM
	P4													
	0,015	SIM	0,004	SIM	0,002	SIM	0,044	SIM	0,005	SIM	0,069	NÃO	0,047	SIM

nr) teste não realizado

SIM: o tratamento tem remoção estatisticamente significativa

NÃO: o tratamento não tem remoção estatisticamente significativa

4.5 POTENCIAL DE REUSO DO EFLUENTE TRATADO

4.5.1 Utilização na agricultura

Na Tabela 20 foram sintetizados os resultados dos parâmetros de interesse para avaliação do efluente visando seu reuso em irrigação agrícola. A condutividades elétrica (CE) e razão de adsorção de sódio (RAS) foram calculadas a partir das Equações 1 e 2 apresentadas anteriormente. Os riscos de salinização e sodificação foram determinados com base no diagrama esquemático para classificação das águas de irrigação, mostrado na Figura 1.

O efluente do sistema de tratamento de dejetos suínos, bem como o efluente das unidades-piloto de polimento, possuem elevada concentração de sólidos dissolvidos (sais), acarretando valores de condutividade elétrica (CE) entre 2000 a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Geralmente os esgotos urbanos tratados possuem valores de CE em torno de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BENEVIDES, 2007; KONIG et al., 1997).

A lagoa-filtro no período 4 (P4) promoveu a remoção de 32% de sólidos dissolvidos, resultando em menor condutividade elétrica do efluente tratado (de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e, conseqüentemente, menos restrições de seu uso para irrigação agrícola.

Tabela 20 – Concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica (CE), razão de adsorção de sódio (RAS) e riscos de salinização e sodificação do solo, do FP e da L+F, em cada período de monitoramento

Piloto	Período	SDT (mg/L) média±DP		CE (µS/cm)		RAS (n≥3)		Risco	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Saliniz.	Sodific.
FP	P2 (n=5)	2502±373	2363 ±605	3909	3691	6,3	6,5	muito alto	médio
	P3 (n=14)	1795±691	1679 ±613	2804	2624	6,3	5,0	muito alto	médio
	P2 (n=5)	1876 ± 1145	2843±556	2931	4442	3,2	7,0	muito alto	médio
L+F	P3 (n=10)	2304±1470	1713 ±381	3600	2677	3,2	4,0	muito alto	baixo
	P4 (n=9)	1956±697	1321 ±406	3053	2064	3,2	4,1	alto	baixo

Segundo Bernardo (1995), a água de alta salinidade (CE entre 250 e 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ou muito alta salinidade (CE entre 2250 e 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) pode ser usada na irrigação agrícola apenas em solos com boa drenagem e com plantas com tolerância a sais. As águas de alta salinidade devem ser usadas apenas ocasionalmente, em solos muito permeáveis, devendo ser aplicado excesso de água na irrigação para ocorrer lixiviação.

A água com risco baixo de sodificação do solo pode ser usada na irrigação em quase todos os solos. Já o manejo da água com risco médio de sodificação exige cuidados na aplicação. O solo deve ser de textura grossa, ou solo orgânico com boa permeabilidade, devendo ser evitado seu uso em solos de textura fina (BERNARDO, 1995).

O efluente do piloto filtro de pedras FP apresentou risco muito alto de sanilização e médio de sodificação nos períodos 2 e 3. Oliveira (2008), estudando filtro de pedras para polimento de dejetos suínos, obteve resultados semelhantes, com valores de RAS e CE iguais a 7,0 e 3600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente, com o efluente enquadrado na mesma categoria de risco para o solo.

Benevides (2007), estudando efluentes de lagoas de estabilização para irrigação agrícola de forrageiras registrou uma valor de condutividade elétrica igual a 781 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e RAS igual a 5,3, em média, indicando pequeno risco de salinização do solo.

Leal et al. (2009) obtiveram valores de RAS em torno de 10 em esgotos tratados na cidade de Lins-SP, caracterizando risco muito alto de sodificação do solo. Os autores obtiveram bons resultados de crescimento das plantas (cana-de-açúcar) irrigadas com o efluente e pequeno impacto no solo, exceto por um acúmulo de sódio trocável ao longo do tempo nos tratamentos irrigados. Na pesquisa, concluíram que a irrigação com esgoto tratado não deve ser usada para suprir 100% da demanda de água da planta e devem ser respeitadas técnicas adequadas.

O piloto FP não promove melhoria da qualidade do efluente em termos de condutividade elétrica e RAS, já a lagoa-filtro (L+F) teve eficiência na redução da condutividade elétrica. Assim, em relação ao solo, os

efluentes destas unidades de polimento têm potencial para serem utilizados em irrigação agrícola, respeitando os critérios mencionados de drenagem e escolha da espécie vegetal.

Em relação à qualidade microbiológica do efluente, as concentrações de coliformes totais e *E. coli* na saída dos tratamentos foram apresentadas nas Tabelas 10 e 12. As concentrações de *E. coli* estão acima daquelas recomendadas pela OMS para irrigação irrestrita (até 10^5 NMP *E. coli*/100mL), exceto no período 4 da lagoa-filtro. Neste período, a concentração média na saída da L+F foi igual a $2,78.10^4$ NMP *E. coli*/100mL.

Já para irrigação restrita, onde os critérios são menos restritivos, o efluente da lagoa-filtro no P4 pode ser utilizado em agriculturas que empreguem técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição, como a irrigação subsuperficial (até 10^6 NMP *E. coli*/100mL). Por outro lado, segundo estes critérios, o efluente do filtro de pedras FP, que apresentou 10^6 NMP *E. coli*/100mL, precisaria de uma desinfecção adicional para ser aproveitado na agricultura, ou que o tratamento precedente fosse mais eficiente na remoção de patogênicos.

4.5.2 Uso interno não-potável

Para o aproveitamento do efluente tratado na limpeza das instalações, o mesmo não deve oferecer risco à saúde animal. A recomendação *Occupational Safety and Health Administration* dos Estados Unidos – OSHA, citada por Donham et al. (2006), que se aplicada a este caso, refere-se à concentração de gás amônia (N-NH₃) no ambiente de criação dos suínos. A utilização do dejetos tratados, neste caso, poderia representar risco caso ocorra sua transferência do líquido (dejetos) para o ar.

O efluente da lagoa-filtro no P4 apresentou 214mg/L de N-NH₄, e o efluente do FP apresentou 343mg/L no período de melhor desempenho. Estas são concentrações elevadas, porém sob as condições de pH

encontradas (8,0 em média), não deve ocorrer volatilização de amônia. Na Tabela 14 são mostradas taxas de volatilização de amônia de até 13KgN/ha.d na lagoa-filtro, que ocorreu por ser uma superfície livre, exposta à radiação e mudança de temperatura.

Na avaliação da qualidade microbiológica, foram realizadas análises pontuais da qualidade da água do rio Cachoeirinhas em dois locais, na propriedade suinícola em estudo, para efeito de comparação com os valores do efluente. Os resultados são apresentados na Tabela 21.

Tabela 21- Concentrações de coliformes da água do rio Cachoeirinhas (análise pontual) e do efluente do pós-tratamento de dejetos suínos

Local	CT (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100ml)
Rio Cachoeirinhas 1	$7,7.10^4$	$3,7.10^4$
Ria Cachoeirinhas 2	$9,2.10^4$	$3,3.10^4$
Saída do FP (P3)	$2,8.10^5$	$1,4.10^5$
Saída da L+F (P4)	$4,6.10^5$	$2,8.10^4$

A água do rio apresentou concentrações de *E. coli* próximas às obtidas no pós-tratamento, da ordem de 10^4 , indicando contaminação do rio por dejetos. Deste modo, dada a constatação de poluição do rio, a utilização da água do rio na limpeza das instalações da granja representaria, no período em que foi realizada a análise (abril de 2009), o mesmo risco da utilização do efluente tratado nas unidades de polimento.

Na granja estudada, o piso das unidades de terminação é de concreto. Já os setores de maternidade e crescimento possuem piso de concreto com grades vazadas para escoamento dos dejetos, diminuindo o contato do animal com o efluente. Uma lavação grosseira semanal é realizada e a lavação completa das baias, neste caso sem a presença de animais, ocorre a cada 5 meses, que correspondem a um ciclo de crescimento. A limpeza é realizada com água bruta retirada de nascente.

Esta avaliação, segundo estes principais critérios (amônia e coliformes) é bastante simplificada, mas fornece uma idéia da viabilidade do reuso do efluente. Considerando-se as condições de trabalho e manejo dos

resíduos realizados atualmente, o uso do dejetos tratado na lavagem grosseira é viável, pois não representaria um risco à saúde animal e dos trabalhadores maior que aquele inerente à própria atividade de limpeza das unidades de confinamento.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados do desempenho das unidades de polimento nas condições de estudo, e da avaliação do potencial de reuso do efluente tratado, pode-se concluir que:

- o processo de remoção dos filtros de pedras é principalmente físico, não tendo eficiência para amônia e coliformes, mas promoveram remoção adicional de matéria orgânica de até 50% nos períodos em que encontravam-se mais estáveis devido a formação de biofilme no leito filtrante.

- o filtro de pedras de fluxo ascendente FP teve melhor desempenho em relação ao filtro de pedras da lagoa-filtro (13% de remoção de SST na L+F e 48% no FP), provavelmente por ter operado em condições mais estáveis e com menor carga orgânica.

- a lagoa-filtro demonstrou ser um sistema interessante de polimento de dejetos suínos, tendo alcançado eficiências 83% de DBOt, 66% de amônia, 55% de fósforo e 1,28 unidades log de *E. coli* no quarto período, onde trabalhou com cargas orgânicas mais adequadas (100KgDBO/ha.d).

- os filtros não apresentaram sinais de colmatação e maus odores, porém o filtro da L+F diminuiu sua eficiência após 10 meses de operação, provavelmente devido a desprendimentos de biofilme.

- o efluente do filtro FP apresentou elevado risco de salinização do solo e médio risco de sodificação, já o efluente da L+F apresentou risco alto de salinização e baixo de sodificação do solo. Deste modo, podem ser utilizados em irrigação não-contínua, isto é, em momentos de estiagem, desde que utilizando solos com boa drenagem e plantas tolerantes a sais.

A fim de obter respostas aos questionamentos surgidos nesta pesquisa, recomenda-se para próximos estudos:

- realizar estudos de polimento com filtros de pedras adequando as cargas de DQO e DBO até valores compatíveis com sistemas de polimento;
- realizar estudos com filtros de pedras aerados, para remoção de amônia, e filtro com pedras de materiais reativos, como calcário, visando a remoção do fósforo;
- realizar um estudo do custo/benefício da utilização dos dejetos tratados na limpeza das baías, considerando alternativas como: captação de água em outros locais; mudança do sistema produtivo para utilização de menor volume de água; e estudar qual o volume de água gasto efetivamente no sistema produtivo, bem como nas operações de limpeza, e determinar qual seria a participação do reuso na redução do consumo de água da propriedade.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M., COHIM, E. e KIPERSTOK, A. Reuso urbano e industrial. In: FLORENCIO, L., BASTOS, L. K. X. e AISSE, M. M. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico Edital 4– PROSAB. Rio de Janeiro, ABES, 2006. 427 p.

ALVES, R.G.C. M. **Tratamento e valorização de dejetos da suinocultura através de processo anaeróbico: operação e avaliação de diversos reatores em escala real**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 206 p.

AMANN R. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: AKKERMAN, A. D. L., VAN ELSAS, J. D. e DE BRUIJN F.J. (ed.). **Molecular Microbial Ecology Manual**, p. 1-15, 1995.

ANDRADE D. F. e OGLIARI, P. J. **Estatística para as ciências agrárias e biológicas com noções de experimentação**. Florianópolis: UFSC, 2007. 432p.

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21ª ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARAUJO, I. S. **Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 237 p.

ARAUJO, I. S., ALVES, R. G. C. M., OLIVEIRA, J. L. R., BELLI FILHO, P. e COSTA, R. H. R. **Avaliação de lagoa facultativa aerada e de maturação tratando dejetos suínos com aplicação de diferentes cargas de DQO e NH₃**. In: Anais do XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Santiago, Chile, 2006.

ASAE - AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS. **Manure productions and characteristics**. 2003. Disponível em: <http://www.manuremanagement.cornell.edu>. Acessado em: 23 fev 2009.

BARTHEL, L. **Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica.** 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 175p.

BARTHEL, L., OLIVEIRA, P. A. V., COSTA, R. H. R. **Desempenho de lagoas de alta taxa e de maturação em sistema contínuo e em batelada para tratamento de dejetos suínos.** Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 2006

BARTHEL, L., OLIVEIRA, P.A.V. and COSTA, R.H.R. **Nutrients removal (nitrogen and phosphorus) in high rate algal, maturation and water hyacinth ponds for piggery waste treatment.** In: IWA World Water Congress and Exhibition. Vienna, Austria, 2008.

BASTOS, R. K. X. e BEVILACQUA, P. D. Normas e Critérios de Qualidade para Reuso da Água. In: FLORENCIO, L., BASTOS, L. K. X. e AISSE, M. M. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Programa de Pesquisas em Saneamento Básico Edital 4 – PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p.

BAVARESCO, A. S. L. **Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos.** 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 78f.

BELLI FILHO, P., CASTILHOS Jr., COSTA, R. H. R., SOARES, S. R. e PERDOMO, C. C. Tecnologias para tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 166-170, 2001.

BENEVIDES, R. M. **Aspectos sanitários e agrônômicos do uso de esgotos tratados na irrigação do capim Tanzânia (*Panicum maximun jacq. cv. Tanzânia*) – Aquiraz, CE.** 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 117 p.

BERNARDO, S. **Manual de Irrigação.** 6ª edição. Viçosa: UFV, 1995. 657p.

BICUDO, C.E.M. e MENEZES, M. **Gêneros de Algas continentais do Brasil (Chave para identificação e descrições).** São Carlos: Ed. Rima, 2005. 489p

BLUM, J. R. C. Critérios e padrões de qualidade da água. In **Reúso de água**. Org. por MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. Editora Manole: São Paulo, 2003, pp. 125-174.

BLUMENTHAL, U. J., PEASEY, A., RUIZ-PALACIUS, G. e MARA, D. D. **Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence**. London: WELL, 2000.

BOTTI, P., VIRDIS, A., SOLINAS, G., BUSCARINU, P., FERRALIS, M., MARRAS, G., SPANU, P e VACCA, S. Reclamation and agricultural reuse of wastewater: the experience of the Cagliari sewage treatment plant (Sardinia, Italy). **Water Science & Technology**, v. 59, n. 1, pp. 65-72. 2009.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. CETESB. 2 ed.. São Paulo, 1986.

BRASIL. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: ANA, 2009. 204 p. Disponível em www.ana.gov.br.

BRASIL. Lei n. 4.771 (e alterações), de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Brasília.

CAZARRE, M. M. **Otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos de suínos**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 112p.

CHERNICHARO, C. A., FLORENCIO, L., BASTOS, R. K. X., PIVELI, R. P., VON SPERLING, M. e MONTEGGIA, L. O. Tratamento de Esgotos e Produção de Efluentes Adequados a Diversas Modalidades de Reuso de Água. In: FLORENCIO, L., BASTOS, R. K. X. e AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico Edital 4–PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CHOI, E. **Piggery Waste Management: Towards a Sustainable Future**. IWA Publishing: Londres, 2007. 174p.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução n. 01, de 14 de dezembro de 2006. Aprova a Listagem das Atividades Consideradas Potencialmente Causadoras de Degradação Ambiental

passíveis de licenciamento ambiental pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA e a indicação do competente estudo ambiental para fins de licenciamento. Florianópolis.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução n. 01, de 24 de agosto de 2004. Define as atividades potencialmente poluidoras, por meio de listagem, e os critérios para o exercício da competência do Licenciamento Ambiental Municipal. Florianópolis.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução n. 02, de 14 de dezembro de 2006. Define as atividades de impacto local para fins do exercício da competência do licenciamento ambiental municipal, bem como os critérios necessários para o licenciamento municipal por meio de convênio, das atividades potencialmente poluidoras previstas em listagem aprovada por Resolução do CONSEMA que não constituem impacto local. Florianópolis.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução n. 03, de 29 de abril de 2008. Aprova a Listagem das Atividades Consideradas Potencialmente Causadoras de Degradação Ambiental passíveis de licenciamento ambiental pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA e a indicação do competente estudo ambiental para fins de licenciamento. Florianópolis

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução n. 04, de 29 de abril de 2008. Aprova a Listagem das Atividades Consideradas Potencialmente Causadoras de Degradação Ambiental de impacto local para fins do exercício da competência do licenciamento ambiental municipal. Florianópolis.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 302, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como

estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 369, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 397, de 3 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4 e a Tabela X do § 5, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA n° 357, de 2005, que 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. Brasília.

COSTA, R. H. R., MARTINS, C. L., Pereira, T. D. S., Fernandes, H. e CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Performance evaluation and nitrogen balance of landfill leachate ponds treatment system.** In: 20th International Waste Management and Landfill Symposium. Itália, Sardinia Symposium, 2009. v. 1

CRAGGS, R. Advanced integrated wastewater ponds. In: Shilton, Andy (ed.). **Ponds treatment technology.** IWA. London, UK, 2005.

DAL MAGO, A. **Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos suínos, em Braço do Norte e em Concórdia.** 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 152p.

DALAVÉQUIA, M. A. **Avaliação de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos.** 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 180p.

DAVIES-COLLEY, R. Pond Disinfection. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology.** IWA Publishing: Londres, 2005. 479 p.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R. e PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.** Boletim Informativo de Pesquisa e Extensão EPAGRI-RS/EMPRAPA, agosto 2002. 30 p.

DONHAM, K., AHERIM, R., BAKER, D., HETZEL, G., **Safety in Swine Production Systems**. Factsheets. Pork Information Gateway. 2006. Disponível em: www.porkgateway.org

DYNIA, J. F., SOUZA, M. D., e BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Vol. 51, n° 5. P. 855-862, 2006.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento sistemático da produção e abate de suínos**. 2008. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br>. Acessado em: janeiro de 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTRADA, V. E. E. e HERNANDEZ. D. E. A. Treatment of piggery wastes in stabilization ponds. **Water Science & Technology**. V. 55. n. 1, 2002, P.55-60.

FALCO, P. B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias em um sistema de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal)**. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2005.

FERNANDES, H. **A dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 195 p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa n°11 de 2009. Disponível em: www.fatma.sc.gov.br.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa n°34 de 2008. Disponível em: www.fatma.sc.gov.br.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa n°37 de 2008. Disponível em: www.fatma.sc.gov.br.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa n°41 de 2008. Disponível em: www.fatma.sc.gov.br.

GOMES, S. D., NAGAE, R. Y., ZENATTI, D. C., FAZOLO, A. e GOMES, B. M. **Efeito do manejo da lâmina d'água nas características de efluentes gerados na produção de suínos**. In: Anais do I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, 2009, Florianópolis.

GONÇALVES, J. L., NOBUYOSHO, I. C. e FRANCIS, R. K. **Remoção de algas de lagoas de estabilização pelo microcrustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca)**. In: Anais do 2º Simpósio de Recursos Hídricos do Centro Oeste, 2002, Campo Grande.

HADLICH, G. M. **Poluição hídrica na bacia do rio Coruja-Bonito (Braço do Norte, SC) e suinocultura, uma perspectiva sistêmica**. 2004. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 273p

HATFIELD, J. **Metrics for nitrate contamination of ground Water at CAFO Land Application Sites: Iowa Swine Study**. EPA 600/R 09/045. Oklahoma: EPA, 2009. Disponível em: www.epa.gov/ada.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades. Disponível em: www.ibge.gov.br/cidadesat. 2009.

JOHNSON, M., CAMARGO VALERO, M.A. and MARA, D.D. Maturation ponds, rock filters and reedbeds in the UK: statistical analysis of winter performance. **Water Science & Technology**, v. 55, n. 11, pp. 135-142. 2007.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4º Ed. Rio de Janeiro, 2005.

KÖNIG, A. Biologia de lagoas de estabilização. In: MENDONÇA, S. R. (Coord.). **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa, PB. 1990. 388p

KÖNIG, A., CEBALLOS, B. S. O., ALMEIRA, M. V. A. **Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no Estado da Paraíba-Brasil**. In: Anais do XVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental. Cancún, México, 2002.

KÖNIG, A., CEBALLOS, B. S. O., SANTOS, A. V., CAVALCANTE, R. B., ANDRADE, J. L. S. e TAVARES, J. L. **Uso de esgoto tratado**

como fonte de água não-convencional para irrigação de forrageiras.

In: Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, ABES, 1997.

LEAL, R. M. P., FIRME, L. P., MONTES, C. R., MELFI, A. J., PIEDADE, S. M. S. Soil exchangeable cations, sugarcane productions and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Sci. Agric.** Vol. 66, n.2, p. 242-249. 2009.

LIMA, J. E. F. W., FERREIRA, R. S. A. e CHRISTOFIDIS, D. **O uso da irrigação no Brasil.** 2008. Disponível em: www.cnptia.embrapa.br. Acessado em: janeiro de 2010.

MARA, D. D. Pond process design – a practical guide. In: SHILTON, A. (editor). **Pond Treatment Technology.** IWA Publishing: Londres, 2005.

MEDRI, W. **Modelagem e Otimização de Sistemas de Lagoas de Estabilização para Tratamento de Dejetos Suínos.** 1997. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 206 p.

MIDDLEBROOKS, E. J. Upgrading pond effluents: an overview. **Water Science & Technology**, v. 31, n. 12, pp. 353-368. 1995.

MIDDLEBROOKS, E. J., ADAMS, V. D., BILBY, S. e SHILTON, A. Solids removal and other upgrading techniques. In: SHILTON, A. (editor). **Pond Treatment Technology.** IWA Publishing: Londres, 2005.

MIRANDA, C. R. **Ordenamento sustentável da suinocultura em Santa Catarina.** 2005. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br. Acessado em dezembro de 2009.

NATAL, D. Fundamentos de Saúde Pública. In: PHILIPPI Jr., A. P., ROMERO, M. A. e BRUNA, G. C. **Curso de Gestão Ambiental.** Barueri: Manole, 2004. 843 p.

NEDER, K. D., QUEIROZ, T. R. e SOUZA, M. A. A. **Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais.** In: XVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Stuttgart**, v. 14, p. 14-36. 1980.

OLIVEIRA, J. L. R. **Utilização de filtros no polimento de efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. 2008.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

OLIVEIRA, J. L. R., ARAÚJO, I. S., BELLI FILHO, P., COSTA, R. H. R. **Polimento de efluentes de lagoa de estabilização para tratamento de dejetos suínos utilizando filtros**. In: Anais do XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Santiago, Chile, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.). **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. J. P. **Tratamento secundário e terciário de dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa algal, aerada e maturação**.

2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 139p.

PAGANINI, W. S. Reúso de água na agricultura. In: **Reúso de água**. Org. por MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. Editora Manole: São Paulo, 2003, pp. 339-401.

PALHARES, J. C. P. e CALIJURI, M. C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínocolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, v. 37, n. 2, p. 502-509, mar/abril 2007.

PATERSON, C. e CURTIS, T. Physical and chemical environments. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 2005. 479 p.

PEARSON, H. Microbiology of waste stabilization ponds. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 2005. 479 p.

PEREIRA-RAMIREZ, O., ANTUNES R. M.; QUADRO, M. S. e KOETZ, P. R. Remoção de DQO e nitrificação em reator biológico

aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 9, n. 3, p. 279-286, jul/set 2003.

SAIDAM, M. Y.; RAMADAN, S. A. e. BUTLER, D. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. **Water Science & Technology**. Vol 31, n. 12, 1995, pp 369-378.

SAMBUCO, J. P., COSTA, R. H. R. ; PAING, J. e PICOT, B. . Influence of loading distribution and recycling in step-fed facultative ponds with recirculation. **Water Science & Technology**, London, UK, v. 45, n. 1, 2002. p. 33-39.

SANTA CATARINA. Decreto n. 14.250, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental. Florianópolis.

SANTA CATARINA. Decreto n. 24.980, de 14 de março de 1985. Regulamenta os artigos 25, parágrafos 1º e 2º, e 26 da Lei n. 6.320 de 20 de dezembro de 1983, que dispõe sobre habitação urbana e rural. Florianópolis

SANTA CATARINA. Lei Estadual n. 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Florianópolis.

SANTA CATARINA. Panorama dos Recursos Hídricos de Santa Catarina. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável: Florianópolis, 2010. Disponível em www.aguas.sc.gov.br. Acessado em: fevereiro de 2010

SEZERINO, P. H., GOTARDO, J. T., MURAOKA, R., PHILIPPI, L. S. e LAPOLLI, F. R. **Filtro de pedra como pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

SHORT, M. D., CROMAR, N. J., NIXON, J. B. e FALLOWFIELD H. J. Relative performance of duckweed ponds and rock filtration as advanced in-pond wastewater treatment processes for upgrading waste stabilization pond effluent: a pilot study. **Water Science & Technology**, v. 55, n. 11, 2007, pp. 111-119.

SILVA, F. C. M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada**. 1996. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 115p.

SOARES, S. R. A. e BERNARDES, R. S. **Revisão do critério da taxa de aplicação superficial no dimensionamento de lagoas facultativas.** In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, ABES, 2001.

STRANG, T. J. e WAREHAM, D. G. Phosphorus Removal in a Waste Stabilization pond containing limestone rock filters. **Journal of Environmental Engineering and Science** 5(6), p. 447-457. Novembro, 2006.

SUKIAS, J. P.S. e TANNER, C.C. **Ponds for livestock wastes.** In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. IWA Publishing: Londres, 2005. 479 p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Rock media polishing filter for lagoons.** Wastewater technology fact sheet. U. S. Environmental Protection Agency. Setembro de 2002.

USEPA, U. S. Environmental Protection Agency. **Upgrading Lagoons.** EPA/625/4-73/001b. Agosto, 1973. 76 p.

USEPA. Environmental Protection Agency. **Guidelines for Water Reuse.** EPA/625/R-04/108. Setembro, 2004. Washington, DC. 478 p.

VALERO, M.A.C. e MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science & Technology**, v. 55, n. 11, 2007. pp. 81 - 85.

VELHO, V., PEREIRA, T. D. S., HOLTZ, A. M. e COSTA, R. H. R. Polimento e valorização de dejetos suínos em reservatórios de estabilização. V Workshop sobre Gestão e Reuso de Água na Indústria. Florianópolis, SC. Dezembro de 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M., ANDRADA, J.G.B. e MELO JÚNIOR, W.R. Coarse filters pond effluent polishing: comparison of loading rates and grain sizes. **Water Science & Technology**. V. 55. n. 11, 2007.

VON SPERLING, M., OLIVEIRA, C. M., ANDRADA, J. G. B., GODINHO, V. M., ASSUNÇÃO, F. A. L. e MELO JUNIOR, W. R. Performance evaluation of a simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. **Water Science & Technology**. V. 58. n. 6, 2008.

WALMSLEY, N. e SHILTON, A. Solids and organics. In: SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: Londres, 2005. 479p.

YANG, P. Y., KHAN, E., GAN, G., PAQUIN, D. e LIANG, T. A prototype small swine waste treatment system for land limited and tropical application. **Water Science & Technology**. V. 35. n. 6, 1997. P.145-152.

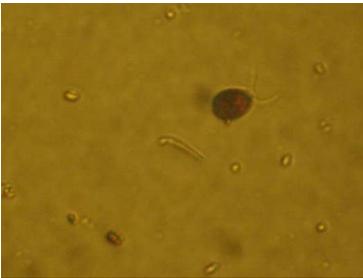
ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos**. 2002. Tese. (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 162p.

ZIMMO, O.R., STEEN, N.P., GIJZEN, H.J. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. **Water Research**, 37, 2003. p. 4587-4590

APÊNDICE 1

Fotos de algumas algas encontradas na lagoa-filtro.

No final do segundo período (P2) foi encontrada grande quantidade de cistos de protozoários.



Chlamydomonas sp.



Euglena sp.



Diatomácea



Cisto de protozoário

APÊNDICE 2

Sondas específicas utilizadas na análise de FISH

Sonda	Especificidade	Sequência (5'-3')	Referência
EUB mix		GCTGCCTCCCGTAGGAGT	Polprasert e
(I+II+III)	Todas as bactérias	CAGCCACCCGTAGGTGT CTGCCACCCGTAGGTGT	Sawaittayothin (2006)
NEU	Nitrosomonas sp.	CCCCTCTGCTGCACTCTA	
AMX820	Anammox	AAAACCCCTCTACTTAGTGCCC	-
Eury 499	Grupos Methanomicrobiales	CGGTCTTGCCCGGCCCT	-
DSV 407	Desulfobionaceae	CCGAAGGCCTTCTTCCT	-
ARC 915	Todas Archae	GTGCTCCCCGCAATTCCT	Stahl et al. (1991)
NIT 3	Nitrobacter sp.	CCTGTGCTCCATGCTCCG	Wagner et al. (1996)
NSO 190	Todas AOB beta	CGATCCCCTGCTTTTCTCC	Mobarry et al. (1996)