



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

**TRATAMENTO SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO DE DEJETOS DE
SUÍNOS UTILIZANDO LAGOAS DE ALTA TAXA ALGAL, AERADA
E MATURAÇÃO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

PAULO JERÔNIMO PUCCI DE OLIVEIRA

**ORIENTADORA: Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
CO-ORIENTADOR: Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira**

Florianópolis – SC, novembro de 2002

**TRATAMENTO SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO DE DEJETOS DE
SUÍNOS UTILIZANDO LAGOAS DE ALTA TAXA ALGAL, AERADA
E MATURAÇÃO**

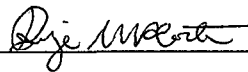
PAULO JERÔNIMO PUCCI DE OLIVEIRA

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

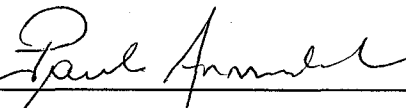
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Na área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

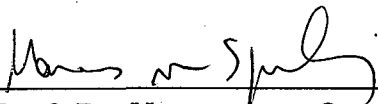
Aprovado por:



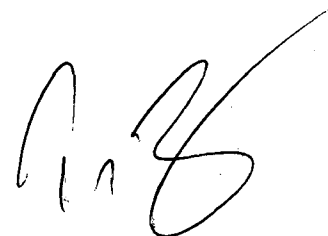
Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
Orientadora



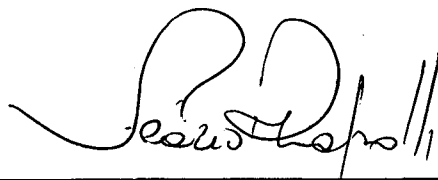
Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira
EMBRAPA/Suínos e Aves
Co-Orientador



Prof. Dr. Marcos von Sperling
UFMG, Belo Horizonte, MG



Prof. Dr. Paulo Belli Filho
ENS/UFSC



Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli
Coordenador do PPGEA

FLORIANÓPOLIS, SC- BRASIL
NOVEMBRO/2002

"Sábio é aquele que tudo compreende e nada ignora. Deus não impôs aos ignorantes a obrigação de aprender, sem antes ter tomado dos que sabem o juramento de ensinar."

(Autor Desconhecido)

DEDICATÓRIA

Á minha esposa, **Glades**, por me fazer acreditar que os sonhos são possíveis de serem realizados.

Aos meus amigos de curso, Raquel, Luis Fernando, Marcio e Pablo, entre outros, pela amizade e desprendimento de compartilhar conhecimentos.

AGRADECIMENTOS

Á minha orientadora Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa, pelo exemplo profissional e humano. Profissional ao acompanhar e contribuir com seu conhecimento e sabedoria no processo de construção deste trabalho. Humano pelo incentivo e pelo convívio amistoso.

Ao pesquisador Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira, co-orientador, pela convivência.

Á Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pelo convívio e oportunidade de novas experiências.

Á amiga Dra. Sandra Marques, pela sua voluntariosa contribuição para a construção desse trabalho.

Á Embrapa Suínos e Aves – Concórdia, em especial a equipe de campo e do laboratório de análises físico-químico.

Á estagiária Karine Andrea Rangel pela amizade e dedicação no acompanhamento de campo e laboratório.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	x
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
ABSTRACT	xiii
CAPÍTULO 1	14
1.0. Introdução	14
1.1. A suinocultura no Brasil.....	14
1.2. A suinocultura no estado de Santa Catarina	15
1.3. Os dejetos de suínos e seu efeito poluidor	16
1.4. Tratamento dos dejetos.....	17
1.5. Objetivos do Trabalho	20
1.5.1. Objetivo Geral	20
1.5.2. Objetivo específico	20
CAPÍTULO II	22
2.0. Revisão de Literatura	22
2.1. Características dos dejetos de suínos.....	22
2.2. Poluição do meio ambiente devido a dejetos de suínos.....	26
2.3. Nutrientes – Nitrogênio e Fósforo.....	29
2.3.1. Nitrogênio	29
2.3.1.1 Acúmulo de Nitrogênio nos solos.....	32
2.3.1.2. Poluição das águas por Nitrogênio.....	34
2.3.2. Fósforo	35
2.3.2.1. Ciclo do Fósforo	36
2.3.2.2. Poluição do solo por Fósforo.....	37
2.3.2.3. Eutrofização	38
2.4. Lagoas de estabilização.....	40

2.4.1. Lagoas anaeróbias.....	41
2.4.2. Lagoas facultativas.....	42
2.4.3. Lagoas aeradas.....	43
2.4.4. Lagoas de alta taxa.....	47
2.4.4.1. Dimensionamento de lagoas de alta taxa.....	50
2.4.5. Lagoas de maturação.....	54
2.5. Remoção de nutrientes em lagoas.....	55
2.6. Papel das algas nas lagoas	58
CAPÍTULO III	61
3.0. Materiais e Métodos.....	61
3.1. Sistema de tratamento	61
3.2. Separação de fase dos dejetos.....	62
3.3. Tratamento primário - Lagoas anaeróbias (LA1 e LA2)	63
3.4. Tratamento secundário - Lagoa de alta taxa algal	63
3.5. Tratamento terciário – Lagoas de maturação (LM1 e LM2)	64
3.6. Sistema de tratamento 2 – Lagoa aerada	65
3.7. Alimentação dos sistemas.....	66
3.8. Características das unidades de tratamento	66
3.9. Período experimental	67
3.10. Coletas e freqüência das análises.....	67
3.11. Parâmetros analisados.....	70
3.12. Procedimentos analíticos	70
3.12.1. Análises físico-químicas.....	70
3.12.2. Oxigênio dissolvido, temperatura da massa líquida e pH.....	70
3.12.3. Determinação de nitrito	71
3.12.4. Determinação de nitrato	71
3.12.5. Análises do fitoplâncton	72
CAPITULO IV	73
4.0. Resultados e Discussões	73
4.1. Introdução	73
4.2. Tratamento Preliminar - Decantador.....	76
4.3. Tratamento Primário – Lagoas Anaeróbias	77
4.3.1. Lagoa Anaeróbia 1 (LA1)	77

4.3.2. Lagoa Anaeróbia 2 (LA2)	79
4.4. Tratamento Secundário – Lagoa de Alta Taxa e Lagoa Aerada (LAT e LAR)	81
4.4.1. Lagoa de Alta Taxa (LAT)	82
4.4.1.1. Condições climáticas e parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da LAT	83
4.4.1.2. Parâmetros gerais de avaliação da LAT	87
4.4.1.3. Balanço de Nitrogênio na LAT.....	92
4.4.1.4. Influência da sazonalidade no funcionamento da lagoa de alta taxa ...	94
4.4.1.5. Análise do funcionamento/sazonalidade em baterias de 21 dias	96
4.4.2. Lagoa aerada (LAR).....	98
4.4.2.1. Parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da lagoa aerada	98
4.4.2.2. Parâmetros gerais de avaliação da LAR	99
4.4.2.3. Balanço de Nitrogênio.....	103
4.4.2.4. Influência do tempo de aeração no desempenho da lagoa.....	104
4.4.2.5. Influência da sazonalidade no funcionamento da lagoa aerada.....	105
4.5. Tratamento Terciário - Lagoas de Maturação (LM1 e LM2)	106
4.5.1. Lagoa de maturação 1 (LM1)	107
4.5.1.1. Parâmetros físico-químicos de controle de funcionamento da LM1	107
4.5.1.2. Parâmetros gerais de avaliação da LM1	108
4.5.1.3. Balanço de Nitrogênio.....	113
4.5.1.4. Influência da sazonalidade no funcionamento da lagoa de maturação LM1	114
4.5.2. Lagoa de maturação 2 (LM2) com peixes	115
4.5.2.1. Parâmetros físico-químicos de controle de funcionamento da LM2	115
4.5.2.2. Parâmetros gerais de avaliação da LM2	116
4.6. Avaliação de desempenho do sistema: lagoa de alta taxa (LAT) e lagoas de maturação (LM1 e LM2) em série	120
4.7. Avaliação da eficiência global dos sistemas de tratamento.....	123
CAPÍTULO V.....	125
5.0. Conclusões e Recomendações.....	125
BIBLIOGRAFIA	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Volume dos dejetos/animal/dia.....	24
Tabela 2.2. Constituição média de dejetos de suínos.....	25
Tabela 2.3. Produção média anual de dejetos de suínos.....	25
Tabela 2.4. Produção diária de dejetos nas diferentes fases produtivas.....	25
Tabela 2.5. Principais origens do fósforo no meio aquático na União Européia ...	39
Tabela 3.1. Características físicas e operacionais das unidades de tratamento...67	
Tabela 4.1. Resultados médios, desvio padrão, mínimo, máximo no período de monitoramento.	74
Tabela 4.2. Eficiência de Remoção dos parâmetros avaliados nas unidades de tratamentos.	75
Tabela 4.3. Cargas volumétrica de DQO total e sólidos voláteis totais nas lagoas anaeróbias	80
Tabela 4.4. Cargas volumétricas (CV) e superficiais (CS) médias, mínimas e máximas, aplicadas de DQO total nas lagoas LAT e LAR.	82
Tabela 4.5. Resultados médios mensais da temperatura ambiente, precipitação e radiação solar no período de maio de 2001 a março de 2002	83
Tabela 4.6. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da lagoa de alta taxa.....	84
Tabela 4.7. Análise qualitativa e quantitativa de algas na LAT (n= 8).....	85
Tabela 4.8. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da lagoa aerada.....	99
Tabela 4.9. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da LM 1.....	108
Tabela 4.10. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da LM2.....	116

Tabela 4.11. Resultados do peso médio inicial, mensal e final dos peixes colocados na LM2	119
---	-----

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Esquema do ciclo do nitrogênio no meio aquático.....	30
Figura 2.2. Esquema do ciclo do fósforo.....	37
Figura 3.1. Esquema dos sistemas de tratamento.....	62
Figura 3.2. Vista lateral (foto A) e frontal (foto B) do decantador.....	62
Figura 3.3. Fotos das lagoas LA1(A) e LA2 (B).....	63
Figura 3.4. Fotos da lagoa de alta taxa (A) e o misturado mecânico (B).	64
Figura 3.5. Fotos das lagoas LM1 (A) e LM2 (B).	65
Figura 3.6. Fotos da lagoa aerada (A) e detalhe do aerador de superfície (B).	65
Figura 3.7. Pontos de coleta das amostras (1 à 8).....	69
Figura 3.8. Fotos do pHmetro (A) e do medidor de temperatura e Oxigênio dissolvido (B).....	71
Figura 4.1. Variação de DQO total, ST, NTK e PT no decantador.....	77
Figura 4.2. Variação de DQO total, ST, NTK e PT na lagoa anaeróbia 1 (LA1)....	78
Figura 4.3. Variação de DQO total, ST, NTK e PT na lagoa anaeróbia 2 (LA2)....	80
Figura 4.4. Desempenho do decantador e das lagoas LA1 e LA2.....	81
Figura 4.5. Fotos de algas presentes na LAT efetuadas no microscópio ótico	86
Figura 4.6. Foto de amostras retiradas das lagoas, da esquerda para a direita LA2, LAT, LAR, LM1 e LM2.....	87
Figura 4.7. Desempenho da LAT para os principais parâmetros analisados.....	87
Figura 4.8. Variação dos parâmetros médios mensais de avaliação da LAT.....	89
Figura 4.9. Frações e formas nitrogenadas no afluente e efluente da LAT.....	93
Figura 4.10. Eficiência de remoção nos períodos frio e quente na LAT.....	95
Figura 4.11. Variação dos principais parâmetros nas baterias analíticas de 21 dias, para os períodos frio e quente.....	97
Figura 4.12. Eficiência de remoção dos principais parâmetros analisados na LAR	100

Figura 4.13. Variação dos parâmetros médios mensais de avaliação da LAR. ...	101
Figura 4.14. Frações das formas nitrogenadas no afluente e efluente da lagoa aerada.....	103
Figura 4.15. Concentrações efluentes médias dos parâmetros analisados para os períodos de repouso de 2 e 4 horas na lagoa aerada.....	105
Figura 4.16. Eficiência de remoção da lagoa aerada nos períodos frio e quente.....	106
Figura 4.17. Mortandade de peixes observada na LM1	107
Figura 4.18. Eficiência de remoção obtida na LM1	109
Figura 4.19. Variação dos parâmetros médios mensais de avaliação da LM1 ...	110
Figura 4.20. Frações da série nitrogenada no afluente e efluente da LM1	113
Figura 4.21. Eficiência de remoção da lagoa de maturação LM1 para os períodos quente e frio	114
Figura 4.22. Variação de DQO, NTK e PT na lagoa LM2 para o período de estudo	117
Figura 4.23. Eficiência de remoção observada na LM2	118
Figura 4.24. Eficiência de remoção do sistema de lagoas: LAT, LM1 e LM2.....	120
Figura 4.25. Variação dos parâmetros na série: LAT, LM1 e LM2	122
Figura 4.26. Eficiência de remoção global do sistema.	124

RESUMO

Nesse trabalho estudou-se o tratamento secundário e terciário de dejetos de suínos, utilizando lagoas de alta taxa, aerada e de maturação. Foram avaliados 2 sistemas de tratamento. O sistema 1 foi composto por um decantador (DP) para tratamento preliminar, duas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2) em série para tratamento primário, uma lagoa de alta taxa de degradação (LAT) para tratamento secundário e duas lagoas de maturação (LM1 e LM2) para tratamento terciário, em série. O sistema 2 utilizou as mesmas unidades de tratamento preliminar e primário do sistema 1, e uma lagoa aerada (LAR) para tratamento secundário, não tendo o tratamento terciário. Os parâmetros analisados foram: pH; Temperatura; Oxigênio Dissolvido (OD); Sólidos Totais (ST); Sólidos Voláteis (SV); Sólidos Suspensos (SS); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅); Turbidez (TURB); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); Nitrogênio amoniacal (N-NH₃); Nitrito (N-NO₂); Nitrato (N-NO₃) e Fósforo Total (PT). Os resultados obtidos, para as condições operacionais e físicas estudadas, mostraram que os tratamentos preliminar (decantador) e primário (lagoas anaeróbias) efetuaram um importante papel, na redução da concentração de matéria orgânica (95% de DQO total e 55% de sólidos totais) e nutrientes (51% de NTK e 90% de Fósforo total) dos dejetos de suínos, preparando-os para o tratamento secundário. As lagoas de alta taxa e aerada foram muito eficientes no tratamento secundário dos despejos, com remoção da DBO₅ solúvel da ordem de 90%. Houve excelente nitrificação, com remoção de NTK e N-NH₃ na faixa de 55-60% na LAT e 90% na LAR. O Fósforo total foi pouco removido (15% na LAT e 3% na LAR). O tratamento terciário foi eficiente na remoção da matéria orgânica residual e de nutrientes da LAT. As algas produzidas nas lagoas LAT e LM1 serviram de alimento aos peixes presentes na LM2, apresentando eficiência de remoção de DQO total de 81% na série de 3 lagoas; houve melhora da qualidade do efluente para o Nitrogênio, com 99% de remoção de NTK, para o N-NH₃ (~100%); e para o Fósforo total, a remoção foi de 85%. O efluente do sistema 1 apresentou-se com qualidades satisfatórias para lançamento em corpos d'água; excetuando-se seu lançamento em lagos, lagoas e estuários, visto que as concentrações de Fósforo total (~5 mg/L) ainda estiveram acima do máximo permitido pela legislação (VMP= 1 mg/L).

ABSTRACT

This study aimed at assessing the secondary and tertiary treatment of swine waste by using high-rate degradation, aerated, and maturation lagoons. Two systems of treatment were evaluated. System 1 consisted of a decanter (DP) for preliminary treatment, two anaerobic lagoons (ANL1 and ANL2) for primary treatment, a high-rate degradation lagoon (HRDL) for secondary treatment and two maturation lagoons (ML1 and ML2) for tertiary treatment, used in a series. System 2 employed the same preliminary and primary treatment units of system 1, and an aerated lagoon (AL) for secondary treatment, with no tertiary treatment. The following parameters were analyzed: pH; temperature; dissolved oxygen (DO); total solids (TS); volatile solids (VS); suspended solids (SS); chemical oxygen demand (COD); biochemical oxygen demand (BOD₅); turbidity (TURB); total Kjeldahl nitrogen (TKN); ammonia-nitrogen (NH₃-N); nitrite (N-NO₂); nitrate (N-NO₃), and total phosphorus (TP). The results obtained for the operational and physical conditions analyzed showed that the preliminary (decanter) and primary (anaerobic lagoons) treatments played a crucial role in the reduction of organic matter concentration (95% of total COD and 55% of total solids) and nutrients (51% of TKN and 90% of total phosphorus) of swine waste, preparing them for the secondary treatment. The high-rate degradation and aerated lagoons were extremely efficient in the secondary treatment of wastewater, with a 90% removal of soluble BOD₅. Nitrification was excellent, with removal of TKN and NH₃-N at 55-60% in HRDL and 90% in AL. Total phosphorus was slightly removed (15% in HRDL and 3% in AL). Tertiary treatment was efficient in removing residual organic matter and nutrients from HRDL. The algae produced in HRDL and ML1 lagoons were used to feed the fish in ML2, showing an efficiency of total COD removal of 81% in the series of three lagoons; the quality of the effluent for nitrogen was improved, with 99% removal of TKN and for NH₃-N (~100%); the removal of total phosphorus was 85%. The effluent of system 1 was considered satisfactory for discharge into bodies of water, except for the discharge into lakes, lagoons and estuaries, since the concentrations of total phosphorus (~5 mg/L) were still above those recommended by law (Max. value= 1 mg/L).

CAPÍTULO 1

1.0. Introdução

1.1. A suinocultura no Brasil

A suinocultura no Brasil, nas últimas décadas, vem sofrendo alterações na sua estrutura organizacional através da especialização e na busca de economias de escala. O sistema emprega tecnologias de ponta através de modernas técnicas de produção no que se refere ao melhoramento genético, à alimentação e à sanidade dos rebanhos. Adota o sistema de criação intensiva e de forma concentrada. Toda essa estratégia visa atender ao mercado, principalmente o mercado externo.

A produção mundial de carne suína, em 2000 foi de 91,3 milhões de toneladas, em 2001 ela aumentou para 92,5 milhões de toneladas e a estimativa para 2002 é de 94,7 milhões de toneladas (Porkworld maio/junho 2002). O consumo per capita mundial em 2001 foi de 14,63 Kg ao ano. No Brasil, em 2001, a produção de carne suína foi de 2,23 milhões de toneladas com um consumo per capita de 11,01 Kg ao ano, a estimativa da produção de carne e o consumo per capita para o ano 2002 é de 2,37 milhões de toneladas e 11,23 Kg ao ano, respectivamente (A.C.C.S. 2001).

1.2. A suinocultura no estado de Santa Catarina

Em Santa Catarina, na década de 90, a evolução da suinocultura foi superior ao que aconteceu nas décadas de 70 e 80, tomando como referência às trocas de conceitos na base de explorações familiares para explorações familiares de cunho empresarial. Uma das conseqüências foi o aumento da produção e redução no número de propriedades. A suinocultura é a atividade predominante em pequenas propriedades rurais. Aumentos na produção de suínos sem os correspondentes aumentos na área de terra, destinada à produção, aumentam a densidade de animais por área, representando aumentos na produção de dejetos. Por essa razão, as regiões produtoras de suínos são muito responsabilizadas pela degradação ambiental, por causarem prejuízos ao solo, ao ar e principalmente à qualidade da água, podendo assim comprometer a atividade em muitas microbacias. Santa Catarina abriga as 5 maiores empresas do Brasil que concentram a produção de suínos. Elas detêm mais de 60% dos abates e 70% dos negócios do setor no país. A principal região produtora é a Região Oeste com 70% do rebanho e 90% da produção. Os índices de produtividade são os melhores. O volume de vendas representa 62,5% do total de vendas externas do Brasil. O rebanho catarinense é de aproximadamente 16% do rebanho brasileiro (Jornal da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura, 2002).

No Brasil, a densidade de suínos por Km² é de 4,4 cabeças, que pode ser considerada pequena comparando-a com outros países sendo que, na China é de 47,3, nos EUA 6,10 e na Comunidade Européia 37,6 suínos por Km² (Roppa 2002).

A suinocultura é responsável por mais ou menos 65 mil empregos diretos e mais de 140 mil indiretos. Anualmente, o rebanho suíno catarinense produz 18 milhões de m³ de dejetos líquidos que não são usados integralmente na lavoura.

1.3. Os dejetos de suínos e seu efeito poluidor

O novo paradigma na produção suinícola leva em conta o meio ambiente. Uma suinocultura mais sustentável, com todas as suas incertezas e complexidades, não pode ser assumida sem uma visão total do processo, e nesse sentido tecnologias para o adequado tratamento dos dejetos suínos devem ser propostas aos suinocultores, não tendo necessariamente de haver um padrão. As alternativas tecnológicas devem ser específicas por regiões, para atender as necessidades, sem inviabilizar a produção.

A grande concentração de animais por área, principalmente nas proximidades das indústrias, sem o correto tratamento dos dejetos, torna a suinocultura a maior fonte potencialmente poluidora da Região Oeste de Santa Catarina. A Legislação Ambiental (FATMA, 1989) diz que os dejetos só podem ser despejados nos rios depois de passarem por tratamento. A realidade é bem diferente, tornando a atividade suinícola como um fator gerador e/ou intensificador de problemas ambientais já existentes. Seu alto poder poluente, principalmente para os recursos hídricos, decorre da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Sua capacidade poluidora, em termos comparativos, é muito superior ao de outras espécies, pois enquanto a DBO per capita de um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g/animal/dia, a doméstica é de apenas 45 a 75 g/habitante/dia. De forma geral, estima-se que um suíno vivo, na faixa de 16 a 100 kg de peso, produz de 8,5 a 4,9% de seu peso corporal em urina e fezes diariamente. Para Simioni (2001), a contaminação dos recursos hídricos pode ocorrer pelo escoamento de componentes dos dejetos aplicados nas lavouras ou pela sua deposição direta nos cursos d'água. A presença de matéria orgânica e nutriente é relevante sendo mais evidenciados o N-nitrato (N-NO₃) e Fósforo (P). Ressalta que nas águas da Bacia Hidrográfica do Rio Fragosos - Concórdia SC, monitorada por Silva (2000), os valores para Fósforo em todos os pontos de coleta foram superiores aos padrões legais para as águas superficiais. O nitrato uma substância tóxica precursora de graves doenças, é encontrada nos dejetos decorrente da oxidação da amônia pelo processo de nitrificação, pode contaminar os poços e reservatórios de abastecimento público. Conforme Perdomo (2000), verifica-se, nas principais microregiões produtoras de suínos no País, degradação

dos recursos hídricos e do solo, poluição do ar, desconforto da população e problemas de saúde como alergias, hepatite, câncer e outras doenças.

Em Santa Catarina, as propriedades rurais são pequenas e muitas delas localizadas em áreas com topografia acidentada. A área disponível para a reciclagem dos dejetos no solo em muitos casos é pequena. Nessas situações, as repetidas aplicações de dejetos, na mesma área, geralmente excedem a capacidade do solo de reciclar a carga orgânica e nutrientes. A topografia acidentada dificulta o transporte dos dejetos a distâncias maiores e, neste caso, muitas vezes, os produtores depositam os dejetos nas áreas próximas às instalações, quando não se livram deles lançando diretamente nos cursos d'água. Hoje, as tecnologias para aproveitamento dos dejetos são ainda muito onerosas para viabilizar a rentabilidade da produção.

1.4. Tratamento dos dejetos

A poluição do solo, do ar e de mananciais hídricos relaciona-se com práticas inadequadas de tratamento dos resíduos ou mesmo de sua inexistência. Esses resíduos são carregados para corpos d'água superficiais e subterrâneos, provocando contaminação, diminuindo a disponibilidade de água para os agroecossistemas e para o consumo humano. O desafio está em produzir proteína animal de alta qualidade e em quantidade suficiente, sem causar prejuízos ao meio ambiente.

Há urgência no desenvolvimento e na adaptação de tecnologias de tratamento dos resíduos que não comprometam os recursos naturais. Nesse sentido, uma das preocupações é a valorização da eficiência da produção, acompanhada de tecnologias adequadas para a recuperação e o uso de recursos naturais.

Entre 1985 e 1998 técnicos de Santa Catarina realizaram 18 mil exames bacteriológicos da água de consumo de famílias rurais, abrangendo todo o Estado. Os resultados demonstraram: "de cada 10 amostras examinadas, 8 em média apresentaram contaminação bacteriológica. A contaminação se dava

principalmente por coliformes fecais" (Governo de Santa Catarina, 1998:9). O mesmo documento adverte que "o impacto dos nitratos na saúde humana é grande, principalmente para as crianças que ainda não possuem o sistema enzimático do trato intestinal totalmente desenvolvido. Além disso, a ação bacteriana sobre os nitratos possibilita a formação in situ de nitrosaminas. Segundo a Organização Mundial da Saúde, estas substâncias são potencialmente cancerígenas e, portanto, de grande risco para a saúde da população" (<http://www.atech.br/agenda21.as/workshop/work009.htm>).

Segundo um estudo citado por Guivant (1998), mais de 80% dos recursos hídricos do Oeste de Santa Catarina apresentam elevados índices de contaminação. Na região de Concórdia, trabalho feito no início dos anos 1990, com 129 amostras de água, mostra que 36,8% apresentavam concentração de nitratos superiores a 10 mg/l, que é o limite máximo estabelecido pela legislação.

No município de Concórdia, em Santa Catarina, análises feitas na água do rio Fragosos mostraram índices de nitrato acima do limite estabelecido pela legislação brasileira (http://www.suino.com.br/meioambiente/noticia.asp?pf_id). A poluição por dejetos suínos é tão grave que o Estado elegeu como prioridade investir no manejo e utilização dos dejetos suínos dentro do Programa Nacional de Meio Ambiente (PNMA 2).

Na Bacia Hidrográfica do rio Fragosos, a suinocultura contribui com 65% da emissão de poluentes. A contaminação por coliformes fecais, verificada em 95% das fontes municipais de abastecimento de água, e os elevados níveis de nitratos sinalizam que boa parte dos efluentes da produção é jogada diretamente nos cursos de água, sem serem tratados adequadamente (Perdomo, 2002). Esses dados resultam do fato de que os criadores alocam recursos com elevado grau de eficiência na produção, mas não o fazem no sentido de preservar o meio ambiente.

Os dejetos para serem utilizados de forma correta requerem no mínimo 90 a 120 dias para que ocorra a estabilização, razão pela qual se faz necessária a disponibilidade de grandes áreas para o armazenamento.

Os dejetos são tratados usualmente através de esterqueiras, bioesterqueiras e lagoas de estabilização. As esterqueiras e bioesterqueiras adequam-se melhor às propriedades que produzem volumes menores de dejetos.

Gosmann (1997) identificou e comparou os sistemas de bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização de dejetos de suínos, constatando que a bioesterqueira está presente nas menores propriedades rurais (29 ha em média), as quais possuem maior capacidade relativa de estocagem ($0,73 \text{ m}^3/\text{suíno}$) e aplicam aos cultivos 39 m^3 de dejetos/ha.ano. Já as propriedades que adotam o sistema de esterqueiras são maiores (32 ha em média), a capacidade é de $0,52 \text{ m}^3/\text{suíno}$, aplicando 51 m^3 de dejetos/ha.ano. O autor verificou nos dois sistemas que ocorreu a preservação do poder fertilizante, e a eficiência de redução para os sólidos totais foi de 56%, 69% de SV, 70% de DQO total, 86% de DQO solúvel e 97% de DBO_5 solúvel. Além desta pesquisa, outras vêm sendo desenvolvidas em parceria entre a UFSC e a Embrapa, Suínos e Aves, no período de 1996 a 2002, com diversos processos de tratamento: Silva (1996) estudou lagoas de alta taxa de degradação em batelada, concluiu que este tipo de tratamento tem boa capacidade depurativa de material carbonáceo e nutrientes; Goulart (1997) estudou o processo de compostagem como alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos; Medri (1997) pesquisou a modelagem e otimização econômica de sistemas de lagoas de estabilização; Bavaresco (1998) avaliou as lagoas de aguapés no tratamento terciário dos dejetos; Tumelero (1998) avaliou diferentes materiais para o sistema de criação de suínos sobre cama; Carmo Júnior (1998) verificou a aplicabilidade do reator UASB para tratamento dos resíduos líquidos da suinocultura; Paula-Pires (1999) avaliou o tratamento dos dejetos em meio anaeróbio e meio aeróbio com aeração intermitente; Cazarré (2000) avaliou a otimização de lagoas anaeróbias em escala piloto; Dalavéquia (2000) avaliou três sistemas de lagoas de estabilização, em escala piloto; Zanotelli (2002) efetuou modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés.

Diante das previsões de aumentos na produção e concentração do rebanho, os sistemas de tratamento através de lagoas de estabilização tornam-se mais recomendados. As lagoas se adaptam às condições climáticas da região, e podem ser utilizadas para volumes maiores de dejetos, apresentando vantagens econômicas e de manejo, pois são de fácil monitoramento. As desvantagens estão relacionadas às necessidades de áreas maiores, com topografia suave e que facilitem o movimento de terra.

Para reduzir a área requerida pelas lagoas de estabilização convencionais, como as lagoas facultativas, têm sido utilizadas como alternativa o emprego de lagoas de alta taxa (Downing et al., 2002; El Hamouri et al., 2002) e lagoas aeradas (Nameche & Vassel, 1998), sendo que a primeira chega a reduzir a área requerida em até 5 vezes, conforme Picot et al. (1992).

As lagoas de alta taxa e aerada têm apresentado um bom desempenho na remoção de matéria carbonácea e nutrientes, Nitrogênio e Fósforo (Nurdogan e Oswald, 1995). A diminuição da área requerida e o bom desempenho na remoção de nutrientes pelas lagoas de alta taxa e aerada justificam o estudo desses tipos de lagoas, como tratamento secundário de dejetos de suínos, em complemento aos estudos já realizados para a lagoa de alta taxa em batelada (Silva, 1996) e lagoa facultativa com aeração (Zanotelli, 2002).

1.5. Objetivos do Trabalho

1.5.1. Objetivo Geral

Este trabalho tem como *objetivo geral* avaliar o tratamento de dejetos de suínos através de lagoa de alta taxa algal (LAT) e lagoa aerada (LAR), como tratamento secundário, e lagoas de maturação (LM1 e LM2) como tratamento terciário.

1.5.2. Objetivo específico

- Avaliar o desempenho dos tratamentos preliminar e primário que precedem as lagoas secundárias e terciárias;
- Verificar o desempenho das lagoas quanto aos parâmetros gerais de avaliação: DQO, DBO₅, Nitrogênio, Fósforo, Sólidos e turbidez;

-
- Avaliar a influência da sazonalidade no funcionamento das lagoas LAT, LAR e LM1, para dois períodos climáticos distintos: frio e quente;
 - Efetuar um balanço de Nitrogênio para as lagoas LAT, LAR e LM1;
 - Estudar dois tempos de repouso (4 e 2 horas) entre os períodos de aeração da LAR;
 - Avaliar a criação de peixes na segunda lagoa de maturação (LM2);
 - Avaliar a eficiência do sistema combinado composto pelas lagoas LAT, LM1 e LM2.

CAPÍTULO II

2.0. Revisão de Literatura

2.1. Características dos dejetos de suínos

Os dejetos de suínos podem estar sob diferentes formas: sólida, líquida ou pastosa, variando em concentração de acordo com o tipo de produção suína e manejo dos dejetos. Torna-se, portanto, inviável a apresentação de um padrão válido em qualquer situação.

Segundo Sevrin-Reyssac et al. (1995), a composição dos dejetos resulta da mistura das dejeções e águas de limpeza, com matérias secas em suspensão; rico em elementos fertilizantes, principalmente o Nitrogênio amoniacal que constitui 80% do Nitrogênio total. Os rejeitos diários de um suíno representam 25 a 30 gramas de N e 23 gramas de ácido fosfórico (P_2O_5). Na fração líquida dos dejetos, o Nitrogênio e o Fósforo estão presentes na proporção de 85% e 15% do seu conteúdo total. O Nitrogênio aparece principalmente na forma solúvel e o Fósforo na forma particulada.

Jelinek (1977), citado por Oliveira (1994), e Junior Penz (2000) relataram que a quantidade de dejetos produzida diariamente pelos suínos varia entre 4,9 e 8,5% de seu peso corporal, sendo a urina responsável pelo maior volume. Estrada e Hernández (2002) afirmaram que a quantidade de dejetos de um suíno depende de vários fatores, dentre os quais, a idade e a raça do animal, a maturidade fisiológica, a quantidade e a qualidade do alimento consumido, a quantidade de água consumida e o clima. Os dejetos de suínos têm um alto conteúdo de matéria orgânica biodegradável (aproximadamente 55%), entretanto

contêm um grande número de contaminantes, patógenos, nutrientes e minerais como Cobre, Zinco e Arsênio.

Conforme Merkel (1981), a soma do Nitrogênio orgânico e do amoniacal permanece o mesmo nos dejetos líquidos, a menos que a amônia seja perdida na atmosfera. A produção diária de Nitrogênio que é liberada pelas fezes e urina contribui para a poluição do meio. Isto ocorre pela liberação de Nitrogênio dos alimentos não digeridos, de Nitrogênio microbiano não digerido e de Nitrogênio endógeno. Conforme o autor, as perdas urinárias resultam de várias fontes, do rúmen, de perdas metabólicas no intestino, da incorporação de proteínas azotadas nos ácidos nucléicos microbianos a partir da dieta, das perdas de manutenção e da baixa conversão dos aminoácidos em leite e proteína corporal. As perdas pelas fezes e urina desses e de outros compostos podem ser minimizadas pela ingestão de menor quantidade de Nitrogênio e Fósforo em relação à energia.

Scherer et al. (1995), em trabalhos desenvolvidos no oeste catarinense, para avaliar a qualidade fertilizante de dejetos em esterqueiras, obtiveram média final de 3% de matéria seca para 98 amostras analisadas. Dejetos com baixos valores de matéria seca também têm baixa concentração de nutrientes. O valor médio de NPK foi de 6,83 Kg por m³ (2,92 kg de N; 2,37 Kg de P₂O₅; e 1,54 Kg de K₂O). A participação relativa das duas formas de nutrientes, mineral e orgânica, na composição dos dejetos, foi de aproximadamente dois terços do Nitrogênio na forma mineral, enquanto o Fósforo na proporção de um terço, ambos prontamente assimiláveis pelas plantas.

Para Pinto et al. (2000), mesmo levando em consideração as variações na constituição das rações, pode-se falar em valores médios dos diferentes componentes dos dejetos. Os valores médios da composição dos dejetos de suínos considerando fezes, urina, desperdícios de água de bebedouros ou limpeza e resíduos de rações são geralmente quantificados como:

- Nitrogênio (N) 0,37%
- Fósforo (P) 0,09%
- Potássio (K) 0,15%
- Cálcio (Ca) 0,10
- Magnésio (Mg) 0,04%

A tabela 2.1. apresenta o volume de dejetos líquidos, em litros, produzidos diariamente pelos suínos conforme o seu peso vivo, e o que os dejetos líquidos representam em termos de percentual de peso vivo do animal.

Tabela 2.1. Volume dos dejetos/animal/dia

Peso do suíno Kg	Litros/dia	% do Peso Vivo
57	5,7	10,0
70	7,1	10,1
83	6,6	8,0
93	7,6	7,8

Fonte: Sevrin-Reyssac *et al.*(1995)

O elemento Nitrogênio (N) está presente na forma de proteína na dieta animal. O Fósforo (P) é essencial no desenvolvimento do esqueleto e manutenção das funções metabólicas. Desses componentes, o que assume maior importância é o Nitrogênio, pois são os compostos nitrogenados que têm maior impacto toxicológico. A amônia, gás resultante da decomposição de substâncias nitrogenadas, provoca irritação nos olhos, nariz e garganta. Os nitratos, resultantes da oxidação da amônia em nitritos e posteriormente em nitratos, assumem grande importância na qualidade da água pela sua solubilidade e mobilidade no solo (Pinto *et al.*, 2000).

Junior Penz (2000) considera que, em geral, os animais são ineficientes em transformar os nutrientes da dieta em produto (carne, leite, ovos). No caso dos suínos e aves, estima-se que somente 35 a 45% do Nitrogênio protéico consumido é transformado em produto animal.

A tabela 2.2. apresenta a constituição média de dejetos de suínos, estudada por diferentes autores. A tabela 2.3. mostra a produção média anual de dejetos de suínos e a tabela 2.4. mostra a produção diária de dejetos de suínos nas diferentes fases de produção.

Tabela 2.2. Constituição média de dejetos de suínos

Parâmetro	Konzen	Duarte et al.	Sevrin-Reyssac	Medri	Cazarré	Zanotelii
	1980 (Brasil)	1992 (Portugal)	et al. 1995 (França)	1997 (SC/Brasil)	2000 (SC/Brasil)	2002 (SC/Brasil)
pH	6,94	7,46	—	6,90	7,06	6,87
DQO total	98.640	21.670	80.000	21.647	20.005	26.387
DBO ₅ total	52.270	7.280	40.000	11.979	—	—
NTK	6.000	2.150	8.100	2.205	2.487	2.539
N-NH ₄ +	—	1.420	3.400	—	—	—
P total	2.500	—	7.100	633	541	1.215
Sólidos totais	90.000	—	82.00	17.240	14.322	22.867
Sól. Voláteis	75.050	—	66.000	10.266	9.304	16.855

Obs. valores em mg/L, exceto o pH

Tabela 2.3. Produção média anual de dejetos de suínos

Dejetos	Ton/Fêmea/Ano
Somente esterco	9,0
Esterco mais urina	21,0
Dejetos líquidos	32,3

Fonte: Konzen e Barros (1997)

Tabela 2.4. Produção diária de dejetos nas diferentes fases produtivas

Fases de produção	Esterco (Kg/dia)	Esterco+Urina (Kg/dia)	Dejetos líquidos (L/dia)	Produção de dejetos líquidos (m ³ /animal/mês)
Inicial (25 a 100 Kg)	2,3	4,9	7,0	0,25
Porca	3,6	11,0	16,0	0,48
Porca em lactação	6,4	18,0	27,0	0,48
Macho	3,0	6,0	9,0	0,28
Leitão em creche	0,35	0,95	1,4	0,05
Média	2,35	5,8	8,6	0,27

Fonte : Oliveira et al. (1993).

A variação dos valores observada na constituição dos dejetos de suínos na tabela 2.2. por diferentes autores pode ser explicada por fatores como: sistemas de produção, manejo, alimentação, instalações, equipamentos e idade dos animais. Os volumes de dejetos apresentados nas tabelas 2.3. e 2.4. mostram que a produção de urina é maior do que a produção de esterco na excreta dos suínos. Em épocas de temperaturas mais elevadas o consumo de água é maior pelos suínos, aumentando a produção de urina. O volume de dejetos líquidos produzidos por animal nas instalações varia em função do peso e idade do animal, quantidade de água ingerida, tipo de bebedouros, época do ano e manejo quanto a lavagem.

2.2. Poluição do meio ambiente devido a dejetos de suínos

A preservação da qualidade do ambiente é considerada como uma das maiores preocupações da humanidade face às ameaças de risco à sua própria sobrevivência. O problema da poluição ambiental está estreitamente ligado ao setor agro-industrial e às características físicas dos locais de produção. A suinocultura é uma das principais fontes de poluição do setor agropecuário. A poluição das águas e dos solos (por descarga direta de esgotos, infiltração ou transbordo de fossas ou ainda pela aplicação de dejetos como fertilizante), os odores, a estética das instalações, a proliferação de insetos e roedores, e os ruídos são desvantagens levantadas para este tipo de atividade, particularmente sobre os recursos hídricos. Os principais responsáveis pela poluição da água superficial são a matéria orgânica, os nutrientes, os microrganismos de origem fecal e os sedimentos.

Na Região Oeste de SC encontra-se o maior plantel de suínos. A poluição generalizada dos seus recursos hídricos se deve ao lançamento direto dos dejetos e também pela sobrecarga de nutrientes no solo, quando utilizados como fertilizantes.

Scherer et al.(1995) constataram que no Oeste de SC, grande parte dos mananciais de água encontra-se seriamente comprometida em termos de qualidade. O alto potencial de poluição dos dejetos de suínos, com uma DQO da

ordem de 20.000 mg/L, quando lançados diretamente nos rios, reduzem a quantidade de Oxigênio dissolvido, causando a morte de peixes e outros seres vivos. Os níveis de Cobre de 0,025 a 0,2 mg/L são tolerados pelos peixes enquanto que o Zinco pode comprometer o desenvolvimento de peixes e algas (Oliveira, 1994). Além disso, a presença de substâncias orgânicas putrescíveis pode gerar odores desagradáveis, tornando as águas impróprias para fins de abastecimento ou lazer.

Costa (1997) comenta que na Região Oeste de SC, onde há tratamento de dejetos, a carga orgânica (DBO) e os microrganismos patogênicos têm sido reduzidos satisfatoriamente, porém as instalações não se apresentam eficientes na remoção de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo).

Testa et al. (1996) ressaltaram que a poluição por dejetos de suínos decorre de seu manejo, predominantemente na forma líquida, aumentando os riscos de contaminação dos corpos d'água através do lançamento direto na água, da distribuição incorreta no solo, da aplicação em solos muito rasos e/ou lençol freático muito próximo à superfície. Advém daí sério desequilíbrio ambiental em função, principalmente, da redução do teor de Oxigênio dissolvido na água e o desperdício de nutrientes. Concluíram que para diminuir o volume e o poder poluente dos dejetos, é necessário diminuir a quantidade de água adicionada a esses e construir sistemas de armazenamento. É fundamental o planejamento da distribuição espacial da suinocultura e, por conseqüência, dos dejetos, de forma a produzi-los em regiões com condições ambientais favoráveis, especialmente de solo, visando ao seu aproveitamento.

Seiffert e Perdomo (1998) estudaram a aptidão dos solos da Bacia do Rio do Peixe e concluíram ser a atividade pecuária a grande responsável pelo impacto sobre o ambiente. As alternativas para minimizar a problemática, proposta pelos autores se referem, especialmente, à utilização de dietas melhor balanceadas, ao melhor manejo do rebanho, à aplicação de medidas gerais de higiene e utilização de linhagens de suínos com melhor aproveitamento dos nutrientes fornecidos.

Seganfredo (1999) alertou para a possibilidade de haver excesso de nutrientes no solo trazendo prejuízos para o ambiente, quando se usa o solo para reciclar dejetos de suínos. O autor cita Fageria (1989) que considera a redução da

carga poluente dos dejetos de suínos, como o ponto de partida para tornar sustentáveis os sistemas agrícolas adubados com esses dejetos.

Conforme Boiran et al (1996) citados por Ra et al. (2000), a ampla utilização dos dejetos de suínos como fertilizantes, em muitas regiões, se deve aos altos níveis de nutrientes, entretanto, as aplicações demasiadas são preocupantes pois incluem o potencial de dispersão de patógenos, eutrofização das águas superficiais, contaminação por nitratos da água do solo, potencial de impactos por antibióticos e desinfetantes sobre a comunidade microbiana do solo. Para Pinto et al. (2000) o solo enquanto suporte para as plantações tem importante papel no ciclo dos nutrientes. Os dejetos de suínos utilizados como fertilizante apresentam bom aproveitamento pelas plantas, e ajudam os suinocultores a reciclarem os dejetos com um ganho econômico. No entanto, após a aplicação a disponibilidade de nutrientes varia com o tempo. Para o Nitrogênio a fração foi de 50 a 70% durante o primeiro ano, para o Fósforo 10 a 70% e para o Potássio 20 a 25%, evidenciando a necessidade de conhecimento da composição e das características do solo e não apenas as exigências das culturas e do conteúdo dos dejetos.

Chadwick et al (1998) estudaram na região da Bretanha, França, um solo como sistema de filtro natural para remoção de nutrientes de dejetos de suínos, por um período de 5 anos. Os resultados mostraram que as perdas de Nitrogênio nesse período foram de 6% para a amônia, 23% para o NO_2^- e 12% para o N_2 . As perdas de amônia após a aplicação de junho foram de 31%, mas as perdas como óxido nitroso foram menores do que 1%. A maior emissão de amônia ocorreu no verão (julho), representando 51% do total do Nitrogênio amoniacal e 31% do Nitrogênio total aplicado. As emissões referentes à aplicação no outono (outubro) representaram 8% do Nitrogênio amoniacal e 6% do Nitrogênio total aplicado. As perdas através da volatilização após as aplicações de junho e outubro foram de 6 a 31% do Nitrogênio aplicado contido nos dejetos líquido de suínos.

Quando o Nitrogênio estiver na forma de cátion amônio, a possibilidade de sua perda por lixiviação é baixa. Entretanto, em condições normais de solo cultivado, o amônio é oxidado a nitrato, íon de carga negativa, que se move mais livremente com a água do solo ocorrendo a lixiviação do Nitrogênio na forma de nitrato (Scherer e Baldissera, 1994); quando da utilização dos dejetos líquidos

como fertilizantes, o Nitrogênio torna-se o elemento que exige maiores cuidados por estar mais sujeito à lixiviação no solo (Matos e Sedyama, 1995).

Hawkins et al.(1995) estudaram o fluxo do efluente de suínos tratado em lagoas sobre o solo, com uma declividade de 5 e 11%. Eles verificaram, através das coletas de água percolada do efluente do tratamento anaeróbico, pelo balanço de massa, que o fluxo sobre a terra é um excelente sistema de tratamento para efluentes líquidos de lagoas. A redução de massa foi superior a 60% em todos os parâmetros para ambas as inclinações (5 e 11%), exceto para nitrato, que teve um incremento de 1,7 vezes sobre a inclinação de 11%. As amostras coletadas, em três profundidades do percolado do solo, sugeriram que o $\text{NO}_3\text{-N}$ lixiviado da porção da terra, poderá ser uma preocupação quando usado por um período prolongado.

Pinto et al. (2000) estudaram riscos de intoxicação provenientes da produção de suínos, através dos gases resultantes da atividade produtora, dos dejetos e do seu uso como fertilizante. A amônia originada dos dejetos, um dos gases mais importantes, se apresenta em equilíbrio com o amônio (NH_4^+). Esse equilíbrio sofre influência de fatores como: pH e temperatura. Quanto mais baixos forem esses fatores menor será a liberação de amônia.

2.3. Nutrientes – Nitrogênio e Fósforo

2.3.1. Nitrogênio

O ciclo do Nitrogênio é primariamente o resultado do metabolismo microbiológico de seus compostos. Ele consiste de cinco fases de transformação, e estas ocorrem através de reações de oxi-redução envolvendo mudanças na valência do Nitrogênio, que são (Mancinelli, 1992):

1 – Fixação do Nitrogênio – é a conversão do N_2 para Nitrogênio fixado, geralmente para amônia (NH_3). A fixação biológica utiliza a enzima nitrogenase.

2 – Assimilação – é a conversão da amônia (NH_3) para Nitrogênio orgânico e biomassa.

3 – Amonificação – é o processo pelo qual os compostos de Nitrogênio orgânico são transformados em reações catalizadas enzimaticamente para amônia (NH_3) ou amônio (NH_4^+).

4 – Nitrificação – é a oxidação do amônio (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-)

5 – Desnitrificação – é a redução de NO_3^- para NO_2^- (óxido nitroso) ou N_2 , com NO_2^- e NO (óxido nítrico) como intermediários.

A quantidade de Nitrogênio num dado momento em um meio (água/solo/ar) representa um balanço entre o Nitrogênio ganho e perdido. A fixação biológica do Nitrogênio ocorre universalmente em solos e sedimentos, e em sistemas de águas doces e salgadas, que são meios aeróbios e anaeróbios. A nitrificação ocorre primariamente em habitat aeróbio, a desnitrificação ocorre em habitat anóxico. A figura 2.1. apresenta um esquema do ciclo do Nitrogênio.

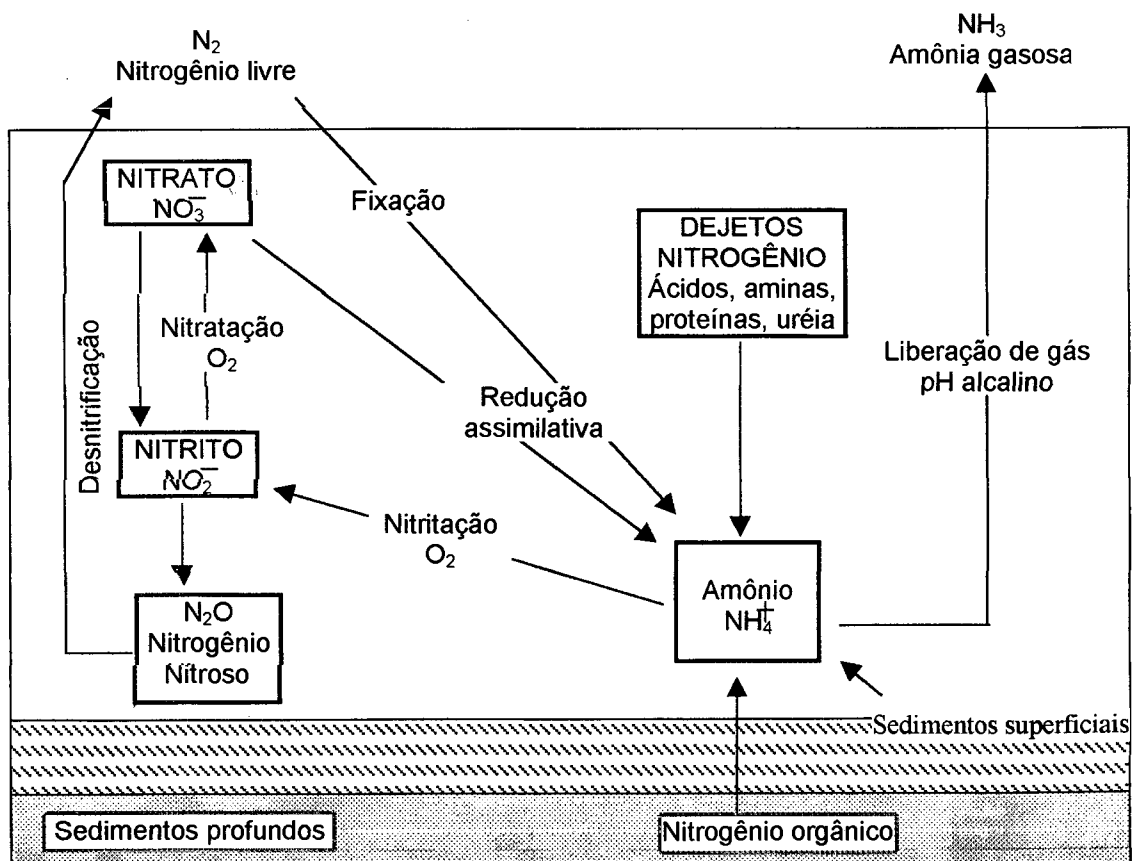


Figura 2.1. Esquema do ciclo do nitrogênio no meio aquático.

Fonte: adaptado de Bassères (1990)

As bactérias nitrificantes *Nitrosomonas* transformam a amônia em nitrito (NO_2^-) que, por ação das *Nitrobacter*, com alto consumo de Oxigênio, é transformado em nitrato. Estas reações são chamadas de nitrificação e nitratação, respectivamente. Sevrin-Reyssac et al. (1995) ressaltam que é principalmente sob a forma amoniacal que o Nitrogênio é útil ao crescimento do fitoplâncton. O nitrito resultante da oxidação incompleta do Nitrogênio amoniacal, ou redução do nitrato, apresenta toxidez aos organismos aquáticos e por isso é preferível que sua concentração seja baixa ou nula nas águas.

A presença de Nitrogênio na forma de nitrito indica que o resíduo sofreu uma decomposição parcial e é instável. O nitrato é um indicador de estabilidade e um perfeito indicativo do processo de decomposição biológica (Merkel, 1981).

A taxa de nitrificação nos sistemas de tratamento é influenciada por fatores como concentração de Oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Valores de Oxigênio dissolvido, de acordo com Shammas (1986), varia em torno de $0,125 \text{ mmolL}^{-1}$, não sendo limitantes para o crescimento das bactérias nitrificantes. O pH ótimo para as bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* está entre 7,5 e 8,0 (Painter e Loveless, 1983; Bock et al., 1986; Antoniou et al., 1990), embora algumas vezes valores entre 8,0 e 9,0 tenham sido relatados por Shammas (1986) conforme Willers, H. C. et al (1998).

Segundo Sevrin-Reyssac et al. (1995), a temperatura acelera o processo de nitrificação, mas mesmo quando a temperatura é de $30 \text{ }^\circ\text{C}$, com um pH e Oxigênio favoráveis, as bactérias gastam 13 horas para transformar a amônia em nitrito, e 14 horas suplementares para que as bactérias *Nitrobacter* o transformem em nitrato. A possibilidade de o Oxigênio ser consumido rapidamente durante o processo de nitrificação ou de nitratação pode colocar em risco o processo. A reação pode acontecer no sentido inverso, o nitrato reverter para o estado de nitrito. Neste caso, desoxigenação forçada é freqüente, o Nitrogênio mineral é transformado em Nitrogênio orgânico ou em Nitrogênio livre. Esta última transformação é efetuada por bactérias heterotróficas e é chamada de desnitrificação. Quando o pH se aproxima de 9, o amônio (NH_4^+) se transforma em gás amoniacal (NH_3) que volatiliza na atmosfera.

Com relação ao pH, ele influencia a velocidade da nitrificação; existindo disponibilidade de Oxigênio, um aumento no pH, mesmo que pequeno, acelera fortemente a transformação do Nitrogênio amoniacal em nitrito. Por exemplo, a nitrificação é 3 vezes mais rápida a um pH 7,78 que a um pH 7,13, ocorrendo o inverso para a oxidação do nitrito em nitrato, que é mais rápida quando o pH é mais baixo (Sevrin-Reyssac et al. 1995).

Os dejetos de suínos frescos não contêm Nitrogênio na forma de NO_3^- , somente haverá a formação de NO_3^- se os dejetos estiverem aerados ou após a aplicação no solo. Em solo bem aerado, a nitrificação pode ser completada em poucos dias. Em solo menos aerado pode levar semanas. Em baixas temperaturas, o processo é muito lento. Os nitratos também podem ser formados depois da decomposição do Nitrogênio orgânico (Brandjes et al., 1996).

Segundo Pinto et al. (2000), a amônia se origina da não transformação do Nitrogênio presente na dieta animal. Surgem assim proteínas não digeridas nas fezes e o Nitrogênio é excretado pela urina, ocorre a formação de amônio (NH_4^+) que será posteriormente transformado em amônia (NH_3). Esses autores ressaltam a importância do fornecimento de rações com concentrações de Nitrogênio adequadas ao período de vida do animal (crescimento, gestação ou lactação). Aconselham o uso de aminoácidos sintéticos em vez das fontes naturais, especialmente para a treonina e o triptofano os quais, além da vantagem de auxiliar na digestão do Nitrogênio, reduzem a produção da amônia e a sua liberação para o ar, solo e água.

2.3.1.1 Acúmulo de Nitrogênio nos solos

Os dejetos contêm elementos químicos, como o Nitrogênio, que promovem o desenvolvimento das plantas mas podem, por outro lado, causar danos ambientais (Brandjes et al., 1996). A pergunta que se faz é a seguinte: qual a quantidade de dejetos que se pode adicionar ao solo, e por quanto tempo, sem que haja consequências negativas ao solo, às plantas, à atmosfera e às águas de superfície e subsuperficiais?

A lixiviação do Nitrogênio pode ocorrer se o nitrato estiver presente em grandes quantidades no solo antes do plantio, quando a cultura não estiver utilizando esse nutriente com rapidez, ou ainda quando a irrigação ou a chuva excederem a capacidade de retenção do solo e as necessidades de umidade da cultura (Loehr, 1977, citado por Oliveira 1993, Matos e Sedyama, 1995).

Para Brandjes et al. (1996), o Nitrogênio mineral dos dejetos se encontra principalmente na forma amoniacal. Se não houver a volatilização após a aplicação no solo, ele será nitrificado biologicamente de forma rápida, e transformado em nitrato. Também o Nitrogênio mineralizado, da fração orgânica dos dejetos, será rapidamente nitrificado. Como o nitrato é um ânion que não é adsorvido pelos minerais de argila ou pela matéria orgânica, ele é facilmente lixiviado em caso de precipitações excessivas.

Seganfredo (1999) pesquisou o comportamento do Nitrogênio contido em dejetos de suínos aplicados na superfície e subsuperfície do solo. Concluiu que o uso de dejetos sem a suplementação com N-uréia aumentou os teores de NTK, N-NH₄ e N-NO₃ na camada de 0 a 20 cm e de N-NO₃ na camada de 40 a 60 cm. Evidenciou a necessidade de monitoramento dos solos receptores dos dejetos de suínos usados como fertilizantes, para evitar o risco de contaminação das águas subterrâneas por Nitratos.

No decurso da aplicação de dejetos no solo ocorrem diversas reações, transformando eventualmente formas orgânicas em formas minerais podendo haver perdas por volatilização, como é o caso da amônia (NH₃), escorrimento, erosão, lixiviação e desnitrificação. O Nitrogênio presente nos dejetos não tratados encontra-se principalmente sob a forma orgânica e de amônio (NH₄⁺), não sendo móvel quando incorporado no solo. As formas orgânicas e o NH₄⁺ podem escorrer para a água superficial se ocorrer precipitação e sem a correta incorporação no solo. Neste, a mineralização transforma formas orgânicas de Nitrogênio em NH₄⁺, e subseqüentemente ocorre nitrificação (Pinto et al., 2000).

2.3.1.2. Poluição das águas por Nitrogênio

O lançamento de grandes quantidades de nutrientes, especialmente Nitrogênio e Fósforo, tende a causar sérios desequilíbrios ecológicos nos corpos d'água receptores. Esse processo tem por consequência o aumento exagerado da produção primária dos corpos hídricos que compromete, por seus efeitos, os usos múltiplos da água.

Segundo Oliveira (1993), os teores de nitrato encontrados nas águas subterrâneas de solos tratados com altas doses de dejetos de suínos (160 m³/ha), durante muitos anos, foram dez vezes maiores do que os encontrados em solos não tratados.

Para Sevrin-Reyssac et al. (1995), o nitrato se encontra também dentro dos meios naturais não poluídos e seu teor é variável em função da estação do ano. No geral, ele varia de 1 a 5 mg NO₃/L, sendo que a concentração média ótima é de 2 a 3 mg NO₃/L. Quando essa ultrapassa 14 mg NO₃/L é um indicativo de poluição. O nitrato constitui um composto perigoso para os organismos aquáticos, mesmo em concentrações muito fracas. Sua toxidez aumenta com a temperatura, provocando a degradação da hemoglobina do sangue dos peixes, que não pode mais transportar Oxigênio, causando sua morte por asfixia.

Brandjes et al. (1996) consideraram a chuva e os componentes dos dejetos como os principais perigos da contaminação das águas superficiais, bem como a lixiviação de nitrato para as águas subterrâneas. Alta concentração de nitrato nessas águas tornam-nas impróprias para beber. Sob certas condições, as águas subterrâneas podem fluir para as águas superficiais. Águas com elevadas concentrações de nitrato fluindo para as águas superficiais levam à eutrofização, favorecendo a produção de algas; entretanto, quando as algas entram em decomposição causam odores desagradáveis, diminuição de Oxigênio e conseqüentemente morte de peixes.

Pinto et al. (2000) afirmaram que elevadas concentrações de nitratos apresentam grande mobilidade no solo tornando um risco para as águas superficiais e subterrâneas. Concentrações de N-NO₃⁻ superiores a 10 mg/L para humanos e pequenos animais, e superiores a 100 mg/L para grandes animais,

representam uma ameaça para a saúde, pela interferência no transporte de Oxigênio no sangue, afetando tanto animais jovens quanto velhos.

2.3.2. Fósforo

Estudos envolvendo o Fósforo enfocam o seu ciclo, especialmente no que tange as transferências entre o solo e os ambientes aquáticos, a degradação química dos solos e os efeitos na eutrofização das águas.

Machado et al. (1993) citados por Rheinheimer et al. (1999) observaram que em solos da Região Sul e do planalto do Rio Grande do Sul, por apresentarem diferentes graus de intemperização, o teor médio de Fósforo orgânico total (Po) foi de 57 e 53%, e as formas inorgânicas (Pi) representaram de 13 a 30% do Fósforo total, respectivamente.

As formas de Fósforo dos solos podem ser divididas em duas categorias, lábil e não lábil, de difícil caracterização e separação. A forma lábil constitui-se na fração de Fósforo disponível à biomassa, e a forma não-lábil seria indisponível. As plantas absorvem o Fósforo na forma de íons ortofosfato dissolvido na solução do solo. A atuação do homem na natureza, especialmente na atividade agrícola, tem proporcionado uma diminuição drástica do Fósforo contido na biomassa vegetal (Rheinheimer et al. 1999).

As perdas de Fósforo do solo dissolvido na água duplicaram, e as perdas nos sedimentos quadruplicaram, considerando as atividades humanas nos sedimentos naturais, cujas quantidades de Fósforo descartadas nos oceanos podem atingir 33×10^9 Kg de P ano⁻¹ (Howarth et al., 1995 citados por Rheinheimer et al., 1999).

A exportação de Fósforo pelos produtos agrícolas vegetais e animais é grande, pois a concentração desse nutriente varia de 0,1 a 0,5% da massa seca (Beaton et al., 1995 citados por Rheinheimer et al., 1999), o que representa mais de 60% do Fósforo absorvido pelas plantas. Grande parte do Fósforo contido nos produtos agropecuários migra para as áreas urbanas e, em especial, para as metrópoles. O que não é aproveitado na dieta alimentar é descartado,

principalmente para os mananciais de água, e isso conduz à eutrofização e, ao mesmo tempo, empobrece o sistema terrestre.

2.3.2.1. Ciclo do Fósforo

O Fósforo é um elemento indispensável a todas as formas de vida e é muito importante para os vegetais. Considerado o principal responsável pela eutrofização das águas, está presente nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e Fósforo orgânico. Certas formas são solúveis (ortofosfato) e outras insolúveis (polifosfato de cadeia longa) (Sevrin-Reyssac et al., 1995). O Fósforo orgânico proveniente dos organismos mortos e dos excrementos é transformado pela atividade bacteriana em P mineral, que é rapidamente utilizado pelo fitoplâncton. Os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4), que são formas mais simples, estão disponíveis diretamente para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões (Converti et al., 1993, citados por Pires, 1999).

O fosfato é pouco abundante nas águas naturais não poluídas (menos de 1mg/L PO_4). Ele provém das atividades agrícolas e dos efluentes urbanos. O fosfato é mais eficaz pela produção algal. Como regra geral encontra-se muito pouco nas águas naturais, ele é imediatamente armazenado pelos vegetais, algas ou grandes plantas aquáticas, ou se fixa no fundo do lodo (Sevrin-Reyssac et al., 1995). A figura 2.2. apresenta o ciclo do Fósforo.

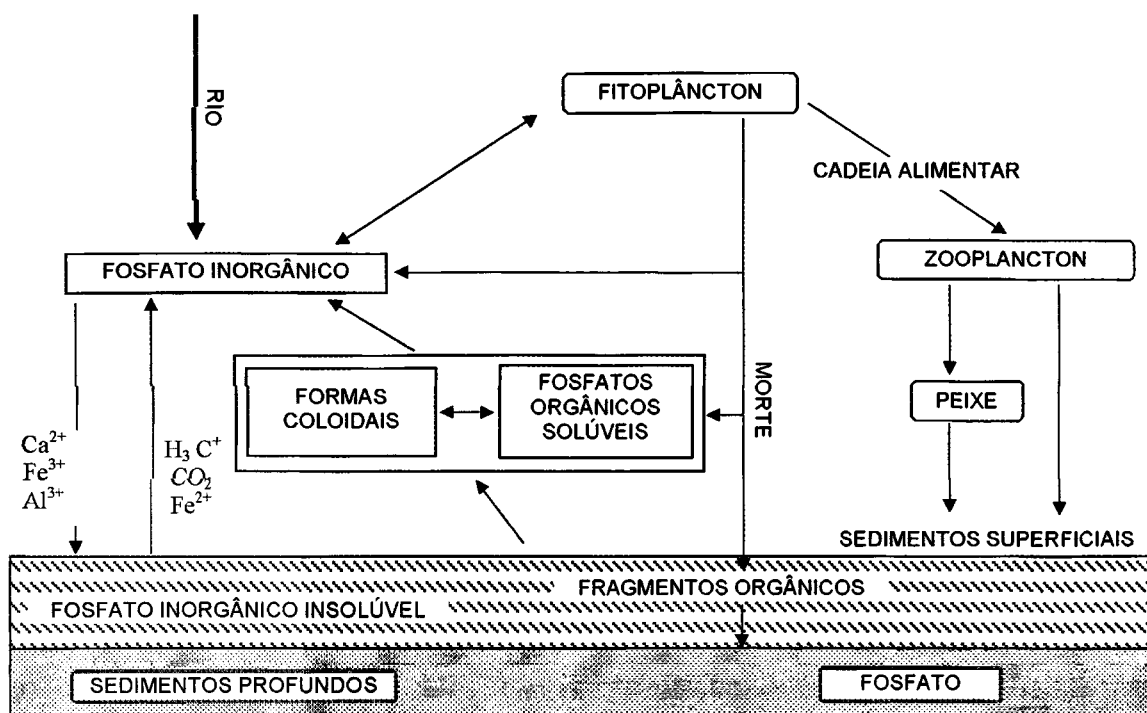


Figura 2.2. Esquema do ciclo do fósforo

Fonte: adaptado de Sevrin-Reyssac *et al.* (1995)

2.3.2.2. Poluição do solo por Fósforo

O Fósforo é pouco móvel no solo, mas sob determinadas condições, solos arenosos se tornam saturados pelo fosfato (P_2O_5). Após muitos anos de aplicações de dejetos, o solo perde parte da capacidade de retenção, ocorrendo a lixiviação. A presença de esgotos, em zonas costeiras, pode ser responsável por lixiviação profunda pois a água carrega as camadas do solo. Os poluentes podem contaminar a superfície do solo, como também podem entrar em contato com aquíferos profundos através de antigos poços. No caso de solos rasos, a infiltração da água de superfície se dá de forma direta carregando os nutrientes/poluentes lixiviados, que podem fluir rapidamente do solo para a água de superfície, causando eutrofização e problemas de toxidez (Brandjes *et al.*, 1996).

Molen *et al.* (1998) estudaram, na Holanda, as perdas de nutrientes da agricultura para as águas superficiais e as estratégias para amenizar e diminuir a

eutrofização das águas. Desde 1991, na Holanda, a taxa de aplicação de dejetos vem sendo reduzida, e o padrão de aplicação de nutrientes deverá ser substituído por práticas de redução até o ano 2010. Algumas estratégias foram estabelecidas tais como: a redução das taxas de aplicação de nutrientes, o monitoramento através de medidas hidrológicas, a seleção de culturas que extraem Fósforo do solo e as medidas que aumentam sua capacidade de fixação no solo. A proposta prevê uma redução do Nitrogênio de 300 Kg /ha para 180 kg /ha e para o Fósforo de 40 kg /ha para 20 kg /ha, de 1998 até 2010.

Pinto et al. (2000) consideram que a retenção do Fósforo no solo tem um limite de concentração. A partir desse limite a adição de mais Fósforo leva a lixiviação. Concentrações de Fósforo superiores a 30 ppm sinalizam para mudanças na aplicação de dejetos. Conforme os autores, o Fósforo está presente, principalmente, na forma orgânica e sua mineralização no solo é gradativa. Alertam, entretanto, que o Fósforo, quando em alta concentração no solo, representa uma ameaça para o meio. Pela sua imobilidade na forma inorgânica, este elemento e seus compostos representam perigo quando ocorre movimento por lixiviação, pela erosão e escoamento, principalmente se a sua concentração no solo for alta.

2.3.2.3. Eutrofização

A eutrofização é o aumento no padrão da fertilidade natural das águas que acelera o crescimento das algas e plantas aquáticas. Na maioria das águas doces superficiais (lagoas, água corrente), o crescimento excessivo de algas e de plantas aquáticas é limitado pelos níveis inadequados de Fósforo (IOWA NRCS, 2001).

Penz Junior (2000) lembra que o excesso de Fósforo, assim como o de Nitrogênio e outros nutrientes, favorece o desenvolvimento desordenado de algas. O Fósforo é um importante nutriente. Ele é necessário à produção de grãos e de alguns fertilizantes de origem orgânica. Entretanto, é preocupante quando há excesso no solo, pois ele alcança as águas superficiais através de várias formas. O Fósforo dos dejetos, dos fertilizantes, dos solos e das águas lixiviadas e os

fluxos de subsuperfície que alcançam a água superficial podem causar eutrofização (IOWA NRCS, 2001).

O principal fator de controle da produção primária no meio aquático é pela amostragem de nutrientes. Em sistemas de água doce, de clima temperado, o Fósforo é geralmente o nutriente limitante, entretanto em águas salinas é o Nitrogênio. A tabela 2.5. mostra uma estimativa das principais origens do Fósforo no meio aquático (Morse et al., 1993, citado por Leaf and Chartterjee, 1999).

Tabela 2.5. Principais origens do fósforo no meio aquático na União Européia

Origem	(%)
Humana	24
Detergentes	10
Indústria	7
Fertilizantes	16
Criações	34
Origem natural	9

Fonte: Morse *et al.* (1993)

As principais origens do Fósforo são as águas residuárias urbanas com 41% e agricultura com 50%. No Reino Unido, a contribuição dos detergentes é elevada: 19%, por isso as águas residuárias urbanas contribuem com 51% de Fósforo e para a agricultura a contribuição é de 43% (Morse et al., 1993 citado por Leaf and Chartterjee, 1999). Essa é uma estimativa nacional; na Europa, conforme European Environment Agency (1998), o índice de acréscimo é de origem difusa, principalmente da agricultura, porém, a origem pontual (águas residuárias urbanas) também contribui significativamente em muitas regiões.

O aumento da fertilidade no meio aquático pode levar à proliferação de macrófitas e/ou algas. O florescimento algal pode reduzir o oxigênio contido na água, através de sua respiração e morte, afetando outros elementos da biota. Algumas espécies de algas podem produzir toxinas, que poderão causar sérios efeitos à saúde dos mamíferos (inclusive o homem), peixes e moluscos. Assim, a eutrofização reduz a biodiversidade através do domínio de certos nutrientes, de espécies de plantas e de algas sobre outras espécies, alterando a estrutura das

comunidades ecológicas. Isto também pode ter efeitos adversos a uma variedade de usos da água, como para consumo humano, para criação de peixes, para uso esportivo e de conservação. Impactos estéticos indesejáveis também podem surgir, na forma de aumento da turbidez, odores desagradáveis e formação de limo e espumas (Leaf e Chatterjee, 1999).

2.4. Lagoas de estabilização

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. As lagoas de estabilização são usadas no tratamento de uma grande variedade de águas residuárias, domésticas ou industriais. Estas funcionam em uma ampla variedade de condições climáticas, do clima tropical ao ártico (von Sperling, 1996).

As lagoas de estabilização são basicamente reatores de pequena profundidade, definidos por diques de terra. As águas residuárias são submetidas à degradação através de processos naturais físicos, químicos, bioquímicos e biológicos, denominados de autodepuração ou estabilização (Silva & Mara, 1979; Middlebrooks, 1987; Uluatam & Kurum, 1992; Andara & Esteban, 1999) citados por Dalavéquia (2000).

Esses processos naturais, sob condições parcialmente controladas, são responsáveis pela transformação de compostos orgânicos em compostos minerais, ou orgânicos estáveis, e pela destruição de microorganismos patogênicos (Branco, 1978, Jordão & Pessoa, 1995; Hosetti & Frost 1998).

De acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica, as lagoas de estabilização podem ser classificadas em: anaeróbias, facultativas, aeróbias, maturação, aeradas, com macrófitas, de alta taxa algal, etc.

2.4.1. Lagoas anaeróbias

Nas lagoas anaeróbias, a conversão da matéria orgânica se dá predominante através dos processos de fermentação anaeróbia. Essa acontece logo abaixo da superfície, na ausência de Oxigênio dissolvido, devido a uma forte carga de DBO_5 e sólidos em suspensão. As lagoas anaeróbias apresentam uma eficiência de remoção em esgotos domésticos para a DBO_5 na ordem de 50 a 60% (von Sperling, 1996), porém, sob condições psicrófilicas ($T \cong 10\text{ }^\circ\text{C}$), para lagoas anaeróbias operando nas condições do clima da Região do Mediterrâneo, Paing et al. (2001) obtiveram eficiências variando entre 21 e 37% na remoção de DBO_5 .

O propósito principal das lagoas anaeróbias é a transformação e redução da matéria orgânica e não a purificação da água para posterior descarga em corpos receptores (Loehr, 1974, citado em Bavaresco, 1998).

As lagoas anaeróbias são reatores biológicos modelados para receber altas cargas orgânicas por unidades de volume do reator, fazendo com que a taxa de consumo de Oxigênio seja muito superior à sua taxa de produção, sendo portanto isentas de Oxigênio dissolvido e de atividade fotossintética, mas associando os mecanismos de fermentação e respiração anaeróbios. Nesses reatores, segundo Oleszkiewicz e Koziarski (1986), a estabilização ocorre através de fenômenos de digestão ácida e fermentação metânica que fazem parte do processo. Na verdade, tudo se passa como num digestor anaeróbio ou numa fossa séptica (Jordão & Pessoa, 1995).

As lagoas anaeróbias requerem menor área e maior profundidade para promover a anaerobiose. Elas são normalmente empregadas para estabilização de cargas orgânicas superiores a $100\text{ g } DBO_5/m^3/dia$, com tempos de retenção hidráulica de 3 a 6 dias e com altura da lâmina de água de 2,5 m a 4,5 m (Pescod, 1996). Para dejetos de suínos, as referências mostram que têm sido testadas cargas da ordem de: $80\text{ g } DBO_5/m^3/dia$ (Chin & Ong, 1993) em Cingapura; $300\text{ g } DBO_5/m^3/dia$ (Estrada & Hernández, 2002) no México; $468\text{ g } DBO_5/m^3/dia$ (Zanotelli, 2002) no Brasil (SC), entre outros.

Os tempos de retenção hidráulica (TRH) aplicados em lagoas anaeróbias para dejetos de suínos são superiores a 10 dias (Estrada & Hernández, 2002), tendo sido verificado TRH da ordem de 66 dias (Costa et al., 1995).

Segundo Pescod (1996), as lagoas anaeróbias podem ser consideradas *anóxicas* quando o Oxigênio livre está ausente, porém existe oxigênio disponível para as bactérias desnitrificantes. Nesse caso, a carga orgânica volumétrica está compreendida entre 15 e 100 g DBO₅/m³/dia; o potencial redox desse tipo de lagoa está entre -100 mV e 300 mV, verificado por Charpentier et al (1987), citados em Pescod (1996).

2.4.2. Lagoas facultativas

É o mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Consiste na retenção dos despejos por um período de tempo suficiente para que o processo de estabilização da matéria orgânica ocorra (von Sperling, 1996). Essa lagoa é menos profunda (1 a 2 metros) e opera com carga orgânica menor (< 15 g DBO₅/m³/dia) que a utilizada na lagoa anaeróbia (Pescod, 1996; Mara & Pearson, 1986). Nela ocorrem simultaneamente os processos de fermentação anaeróbia (no fundo), a oxidação aeróbia (na zona de transição) e a redução fotossintética (na superfície). Na parte iluminada se desenvolvem algas, que através da atividade fotossintética oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes provenientes da mineralização da matéria orgânica pelas bactérias. Estas, na presença do Oxigênio, convertem a matéria orgânica em compostos simples e inertes, como o dióxido de carbono, água e sais minerais. As algas utilizam esses compostos através da fotossíntese, ocorrendo a liberação do Oxigênio molecular, o qual será utilizado pelas bactérias aeróbias e facultativas na síntese da matéria orgânica (Souza, 1994).

von Sperling (1996) resume o que ocorre nas lagoas facultativas: a DBO₅ solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO₅ suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa, convertida lentamente em gás carbônico, água, metano e outros.

As principais características de uma lagoa facultativa são: cor verde, devido à presença de algas, elevado teor de Oxigênio dissolvido (produzido pela fotossíntese) e grande quantidade de sólidos suspensos (algas) de difícil sedimentação (Uehara e Vidal, 1989).

A principal vantagem de se trabalhar com lagoas facultativas, no tratamento de dejetos de suínos, é relativa ao tratamento dos compostos de Nitrogênio e Fósforo. Ou seja, o sistema permite reduzir as concentrações desses compostos que, ao serem introduzidos nos corpos receptores, evitam graves problemas como: eutrofização das águas superficiais e elevados teores de nitratos no abastecimento doméstico (Sevrin-Reyssac et al., 1995).

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o tempo de retenção hidráulica, a profundidade e a carga orgânica superficial aplicada, esta variando entre 350 e 100 kg DBO₅/ha/dia, em função da temperatura, latitude, exposição solar, altitude, evaporação, pluviometria e outros fatores locais. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção da DBO segundo uma reação de primeira ordem (von Sperling, 1996).

Para dejetos de suínos, as lagoas facultativas estudadas por Medri (1997) e Zanotelli (2002) trataram cargas superficiais de 531 kg DQO/ha/dia e 470 kg DQO/ha/dia, respectivamente, obtiveram eficiência de remoção similar tanto para DQO (50%) como para NTK (50 a 60%). Resultados próximos para remoção de DQO também foram obtidos por Estrada & Hernández (2002), com carga superficial aplicada de 300 kg DQO/ha/dia. A remoção do Fósforo total foi diferente, devido à introdução de chicanas no trabalho de Zanotelli, cuja remoção foi de 45%, contra 30% obtidos por Medri.

2.4.3. Lagoas aeradas

As lagoas aeradas são semelhantes às lagoas naturais, possuindo porém um sistema de aeração mecânica, cuja principal finalidade é introduzir Oxigênio ao meio líquido. A área ocupada por esse tipo de lagoa é menor do que a das lagoas de estabilização convencionais (facultativas) devido a uma maior

profundidade (3 a 5 m) e menor tempo de retenção. As lagoas aeradas têm sido utilizadas com sucesso para tratamento de despejos domésticos de pequenas e médias cidades, e para tratamento de despejos orgânicos de atividades industriais (Maekawa et al., 1995); constituindo-se em uma alternativa de tratamento frente a problemas de maus odores, baixa eficiência e necessidade de grandes áreas; não superando 10% das áreas ocupadas pelos sistemas convencionais de lagoas (Flores et al., 2000)

O Oxigênio na massa líquida tem a função de suprir as necessidades bacterianas para que haja a autodepuração dos esgotos, através da oxidação biológica da matéria orgânica. O Oxigênio pode ser transferido diretamente da atmosfera para as gotas de água, e da atmosfera para a água através de uma interface, que pode variar de calma a turbulenta (Mendonça, 1990). A transferência de Oxigênio pode ser incrementada nas lagoas, introduzindo-se Oxigênio artificialmente através de equipamentos de aeração.

Para Willers et al. (1998), a nitrificação da amônia é um dos objetivos da aeração. Nos reatores de tratamento de dejetos com biomassa aerada, os microorganismos quebram substâncias orgânicas transformando-as em CO_2 e H_2O , e a amônia é oxidada para nitrato. Segundo Middlebrooks et al. (1999), até valores de pH 8,0, aproximadamente 95% do Nitrogênio amoniacal se encontra na forma de amônia ionizada, no entanto em lagoas aeradas geralmente os valores de pH são menores do que 8,0. O Nitrogênio orgânico é a provável fonte do Nitrogênio amoniacal. A remoção de Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e de amônia, em lagoas aeradas, ocorre através da volatilização da amônia, assimilação pela biomassa, nitrificação biológica e sedimentação de Nitrogênio orgânico insolúvel.

Mendonça (2000) considera as lagoas aeradas mecanicamente reatores com profundidade variando entre 2,5 a 5,0m. De acordo com a quantidade de energia transferida pelos aeradores por volume, os sólidos presentes podem ou não sedimentar no fundo da lagoa. É possível então, classificar as lagoas aeradas em três tipos: lagoas aeradas facultativas, lagoas aeradas aeróbias com sólidos suspensos e lagoas aeradas com recirculação de sólidos. Nas lagoas aeradas facultativas, a aeração é suficiente apenas para a difusão do Oxigênio na massa líquida. Nas lagoas aeradas aeróbias os sólidos estão suspensos porque a

energia dos aeradores é elevada e permite mistura da massa líquida. Neste tipo de lagoa, os sólidos não sedimentam e são descarregados junto com o efluente. Nas lagoas aeradas com recirculação de sólidos, o funcionamento é semelhante ao sistema de lodos ativados. A energia dos aeradores é suficiente para oxigenar a massa líquida e manter os sólidos em suspensão. A concentração dos sólidos não está intimamente ligada às condições de clima, carga orgânica e tempo de retenção das lagoas.

Day e Funk (1998) consideraram importante prover as lagoas com um dispositivo que permita colocar na massa líquida uma parte do Oxigênio dissolvido requerido. Assim, elas não se tornam dependentes do vento ou das algas para o suprimento de Oxigênio. A profundidade pode ser maior, reduzindo as flutuações de temperatura, e também a área superficial requerida é reduzida. Desse modo, as lagoas parcialmente aeradas (aeradas facultativas) são caracterizadas pelo menor uso e gasto de energia, que as lagoas completamente aeradas, sendo o sistema ideal aquele no qual o suprimento de Oxigênio é igual à sua demanda.

Melo et al. (2000) mostraram, para lagoa aerada facultativa, que as algas existentes na lagoa garantiram a oxigenação do meio nas áreas não aeradas, atingindo concentrações de OD acima de 2,0 mg/L em profundidades superiores a 1,0m.

Para von Sperling (1996c) a quantidade de Oxigênio a ser fornecida pelos aeradores para a estabilização aeróbia da matéria orgânica é geralmente igual à DBO total última afluente. A quantidade de Oxigênio a ser fornecida pode ser obtida com a equação (1):

$$RO = a * Q * (S_o - S) / 1000 \quad (1)$$

Onde:

RO = requisito de Oxigênio (kg O₂/dia)

a = coeficiente variando de 0,80 a 1,20 (kg O₂/kg DBO₅) para despejos domésticos

Q = vazão afluente (m³/dia)

S_o = concentração de DBO₅ total (solúvel + particulada) afluente (g/m³)

S = concentração de DBO_5 solúvel efluente (g/m^3)

1000 = conversão de kg para g (g/kg).

Para Berthet (1979), citado em Zanotelli (2002), a utilização de aeradores nas lagoas de estabilização possui os seguintes *inconvenientes*: consumo de energia; criação de uma biomassa floculada em suspensão; aparecimento de espumas; e difusão de uma bruma de aerossóis formados de germes bacterianos, plâncton e sais minerais, entre outros. Tem porém as seguintes *vantagens*: mistura da massa líquida, impedindo a estratificação das camadas líquidas; aeração do meio; e volatilização ("stripping") de compostos tóxicos como NH_3 . Este autor recomenda a introdução de medidores de OD em contínuo, dentro das lagoas, de forma que, quando a oxigenação fornecida pela fotossíntese não é suficiente para cobrir as demandas em oxigênio, os aeradores são colocados em funcionamento e regulados conforme as necessidades do meio líquido.

Flores et al. (2000) estudaram um sistema de lagoas aeradas para tratamento de águas residuárias urbanas utilizando duas séries (A e B), constituída de três lagoas com um tempo de retenção de 1 e 2 dias, respectivamente. Os resultados mostraram que com relação a DBO_5 solúvel nas primeiras lagoas de cada série, a eficiência de remoção foi de 91 e 92% respectivamente, e que a remoção de todo o sistema (A ou B) foi de 96%. A eficiência de remoção de DBO_5 solúvel foi similar nos dois sistemas (A e B) aumentando-se o tempo de retenção para 3 e 6 dias, respectivamente. Para o Nitrogênio observou-se nitrificação nas lagoas. Com relação ao nitrito, ocorreu um rápido aumento a partir da alimentação até a primeira lagoa, caindo lentamente até a terceira lagoa, como consequência da oxidação do Nitrogênio amoniacal na primeira lagoa para nitrito, e da oxidação do nitrito para nitrato na segunda e terceira lagoas.

Bicudo e Svoboda (1995) estudaram a aeração intermitente para tratamento de dejetos de suínos. Concluíram que a redução no tempo de aeração de 19,5 horas para 12 horas não afetou o desempenho do sistema. A DQO solúvel foi reduzida em 90%, e a nitrificação obtida foi de 97%. Não observaram efeitos negativos sobre a nitrificação com a diminuição do tempo de aeração de 19,5 horas para 12 horas.

Os estudos de Costa et al. (1999), com dejetos de suínos, utilizando aplicação de aeração seqüencial, em reator em batelada, com períodos de aeração/não aeração de 2/4, 4/4 e 2/2 horas, mostraram que o COT e a DQO foram eficientemente removidos, independentemente dos programas de aeração adotados, enquanto que a remoção dos nutrientes (N e P) esteve ligada às taxas N/DBO e P/DBO e aos valores de pH e de sólidos em suspensão.

2.4.4. Lagoas de alta taxa

As lagoas de alta taxa de degradação ou de alta taxa algal são usadas para produzir algas de maneira intensiva, devendo-se incorporar um sistema de recuperação da biomassa algal, para que estas não sejam lançadas junto com o efluente final. É um processo interessante para águas residuárias, em razão da eficácia de assimilação do Nitrogênio e do Fósforo pelas algas, volatilização da amônia, coagulação/precipitação do fosfato, pouca acumulação de lodo na lagoa, ausência de odor e ausência de mosquitos (Azov et al., 1987, Santos et al., 1987, citados em Pinto & Onoyama, 1991). O sistema é atraente porque associa a depuração à valorização da biomassa algal, principalmente em clima tropical.

O sistema de lagoas de alta taxa de degradação foi desenvolvido por Oswald nos anos 60, na Califórnia (Shelef et al., 1982., Nurdogan, 1988, Picot et al., 1991). As lagoas de alta taxa diferem das lagoas de estabilização por seu curto tempo de residência (4 a 10 dias), baixa profundidade (0,30 a 0,60m) e mistura mecânica permanente. O processo favorece o crescimento algal, reduzindo a área requerida. Estudos mostraram que esta redução pode chegar até 5 vezes. A remoção de nutrientes é alcançada através da sua incorporação na biomassa algal, reduzindo assim o potencial de eutrofização dos corpos receptores (Picot et al., 1992).

Os estudos realizados por Pinto & Onoyama (1991), no Brasil, com efluentes domésticos, mostraram que sistemas de tratamento com lagoas de alta taxa algal são de baixo custo, se comparados ao sistema de lagoas convencional, possibilitando o tratamento terciário dos esgotos.

Para Oswald (1988), o tratamento de águas residuárias em lagoas de alta taxa de degradação é realizado pela combinação de bactérias, algas e zooplâncton; a energia solar deve ser ao menos de 100 cal/cm²/dia em 90% do tempo, sendo que esta condição deve abranger 60% da área superficial da lagoa. A máxima concentração de crescimento algal pode ser obtida em uma cultura com mistura constante, pelo grau de penetração de luz. Células perto da superfície recebem excesso de luz, e células na parte mais profunda recebem menos luz do que é necessário para sua respiração. Em sistemas de mistura constante as algas recebem luz e a convertem para calor ou em energia química. Geralmente nas lagoas, mais do que 90% da energia solar incidente é convertida em calor, e menos do que 10% é convertido em energia química.

Em lagoas de alta taxa a eficiência da energia é de 20 kg O₂/KWh, 10 a 20 vezes maior do que aeradores mecânicos (Fallowfield e Garrett 1985).

Segundo Nurdogan e Oswald (1995) este sistema é muito eficiente na remoção de DQO, Nitrogênio e Fósforo. O Nitrogênio mineralizado é removido pela assimilação das algas na forma de amônia ionizada (NH₄⁺) e livre (NH₃). Durante o dia o pH é geralmente elevado na lagoa, devido à absorção de bicarbonato pelas algas alterando assim o equilíbrio a favor da amônia livre. Os autores mostraram que existem dois mecanismos principais de remoção do Fósforo: absorção algal e precipitação química.

As horas de maior intensidade luminosa são as que respondem com maior eficiência de remoção, assim sendo a eficiência da lagoa de alta taxa depende da radiação solar. A forte oxigenação, em função da radiação solar durante o dia, faz com que os níveis de pH situem-se entre 8 e 10, volatilizando grande parte do Nitrogênio e determinando um meio favorável para um processo oxidativo bacteriano. Durante a noite, com Oxigênio próximo de zero, o pH baixa, reduzindo sensivelmente a oxidação (Picot et al. 1993).

Segundo Canovas (1991), a amônia e o ortofosfato são as principais formas de Nitrogênio e Fósforo encontrados em lagoas de alta taxa para esgotos domésticos. No outono e no inverno foram encontrados maiores teores de nutrientes, na primavera e no verão ocorreu maior assimilação de nutriente pelo fitoplâncton. Para El Halouani et al. (1992), o Nitrogênio orgânico em suspensão

no efluente são um indicador de assimilação pela biomassa algal, e perdas de Nitrogênio é um sinal de volatilização da amônia.

Para Mesplé et al. (1995), nas lagoas de alta taxa, a assimilação do Fósforo pelas algas é menor do que o Nitrogênio, porque o conteúdo deste último nas algas é de aproximadamente 10 vezes maior que o de Fósforo, o qual representa aproximadamente 1% de 100 a 300 mg/L do peso seco algal. A precipitação de fosfatos com cátions polivalentes, como o Ca e Mg, ocorre na lagoa de alta taxa devido ao pH. Esta precipitação é algumas vezes chamada de “autofloculação”. O aumento da fotossíntese propicia elevação do pH e aumento na precipitação do Fósforo. Picot et al. (1991) encontraram nos sedimentos das lagoas 80% de matéria mineral, e desta, 92% do Fósforo estava ligado ao Cálcio, enquanto que o Fósforo ligado ao Ferro e o Fósforo orgânico não representaram 4% do Fósforo total, ou seja, confirmando a precipitação do fosfato de Cálcio. Em condições aeróbias e com pH elevado, maior que 7,6, o Fósforo é imobilizado dentro da lagoa.

Os estudos de Nascimento et al. (2000) mostraram que a eficiência de remoção de DQO e de patógenos, em lagoas de alta taxa com efluentes domésticos, previamente tratados em reatores anaeróbios, está relacionada com o tempo de retenção hidráulica (TRH), temperatura e altura útil da lâmina da massa líquida. Para sólidos totais foi verificada uma elevação significativa no efluente final, tendo comportamento parecido com a DQO total, principalmente para períodos de TRH curtos. Com relação à massa algal notou-se que à medida que o tempo de retenção hidráulica diminuiu (menor que 9 dias) a concentração de clorofila *a* aumentou, provavelmente pela maior disponibilidade de nutrientes no afluente. Os autores concluíram que as lagoas de alta taxa tiveram boa remoção de Nitrogênio total, no entanto o seu desempenho foi relacionado com o tempo de retenção hidráulica, sendo que curtos períodos reduzem a sua eficiência. Para a amônia, a remoção mostrou-se dependente do tempo de retenção hidráulica, temperatura e pH, um aumento nos valores desses fatores favoreceu sua remoção. Quanto à remoção de Fósforo, provavelmente o principal mecanismo foi através de sua incorporação na massa algal, a precipitação não ocorreu mesmo tendo pH acima de 8,2.

Estudos com dejetos de suínos, em sistema de batelada, mostraram ser a lagoa de alta taxa eficiente na remoção de DQO e DBO solúvel (95% e 96%, respectivamente), Nitrogênio total (98%) e Fósforo total (70%), para um tempo de retenção hidráulica de 21 dias, funcionando como tratamento secundário, recebendo despejos com DQO total da ordem de 2000 mg/L. A introdução de lagoa de peixes, subsequente ao sistema de lagoas de alta taxa, proporcionou o aproveitamento das algas produzidas na lagoa, de forma ecológica e economicamente interessante (Costa et al., 2000).

2.4.4.1. Dimensionamento de lagoas de alta taxa

Oswald (1963) recomenda que sejam considerados para dimensionar as lagoas de alta taxa fatores como: área da lagoa, profundidade da lagoa, tempo de retenção hidráulica e velocidade de mistura da massa líquida. Silva e Mara (1979) apresentaram as equações a seguir baseadas nos trabalhos desenvolvidos por Oswald e Gotaas, na Califórnia, nos anos 60.

Área da lagoa

A produção diária de biomassa algal é determinada pela equação (2):

$$W = \frac{10^8 S.n}{H} \quad (2)$$

Onde:

W = produção diária de biomassa algal (kg/ha.dia)

S = radiação solar incidente (cal/cm²/dia)

n = eficiência de utilização de energia (0,02 a 0,09; usual 0,04)

H = calor de combustão das algas (cal/kg) (6. 10⁶)

A produção de Oxigênio via fotossíntese algal é calculada pela equação (3):

$$O = p.W \quad (3)$$

Onde:

O = produção de Oxigênio (kg/ha.dia)

p = Oxigênio produzido por 1 kg de algas (kg/kg)

A carga de DBO_5 removida é calculada pela equação (4):

$$Cs_{rem} = \frac{10(Li - Le)Q}{A} \quad (4)$$

Onde:

Cs_{rem} = carga orgânica superficial de DBO_5 removida (kg/ha.dia)

Li = DBO_5 afluyente (mg/L)

Le = DBO_5 efluente (mg/L)

Q = vazão (m^3 /dia)

A = área da lagoa (m^2)

A taxa de produção de Oxigênio algal deve ser equalizada com a remoção de DBO_5 na lagoa, para um máximo aproveitamento da oxigenação algal. Assim, substituindo-se a equação (2) na (3) e igualando-se as equações (3) e (4), tem-se a equação (5) para a área da lagoa:

$$A = \frac{(Li - Le)QH}{10^7 \cdot p \cdot S \cdot n} \quad (5)$$

Pode-se utilizar apenas a DBO_{Total} da carga afluyente como utilizador do Oxigênio das algas, assim a área da lagoa pode ser calculada pela equação (6).

$$A = \frac{Cs_T \cdot Li_T \cdot Q \cdot H}{10^7 \cdot p \cdot S \cdot n} \quad (6)$$

Profundidade da lagoa e tempo de retenção hidráulica

A profundidade da lagoa é escolhida com base nas variáveis luz e algas, sendo determinada principalmente pela intensidade e distância de penetração da luz dentro da massa líquida.

Estudos mostram que a penetração da luz segue a lei de Beer-Lambert, conforme equação (7):

$$d = \frac{(\text{Ln}I_0 - \text{Ln}I_d)}{C_c \cdot \alpha} \quad (7)$$

Onde:

d: profundidade de penetração da luz no interior da lagoa (cm)

Ln : Refere-se à função logarítima para a base e

I₀ : Intensidade de luz na superfície da lagoa (cal/cm²)

I_d : Intensidade de luz no fundo da lagoa (cal/cm²)

C_c : Concentração de algas (mg/L)

α : Coeficiente de absorção (1,0.10⁻³ a 1,2.10⁻³ (mg/L)⁻¹.cm⁻¹)

O tempo de retenção hidráulica pode ser determinado a partir da produtividade primária segundo Oron e Shelef (1982), utilizando a equação (8):

$$Y = K (\text{Tr}/h)^a \cdot S^b \cdot T^c \quad (8)$$

Onde:

Y: produtividade primária (g/m²/dia)

Tr: tempo de retenção hidráulica (dia)

h: profundidade da lâmina d'água (m)

S: radiação solar incidente (cal/cm²/dia)

T: temperatura média (°C)

K, a, b e c : constantes

A equação (8) mostra a relação direta da temperatura e da radiação solar nas variações da produtividade. Para manter a simbiose algas/bactérias, no interior da lagoa, Oswald (1988) considera que o Oxigênio que deve ser introduzido na lagoa não é apenas aquele necessário à degradação da DBO presente. Ele aponta um "fator de oxigenação" ótimo igual a 1,55; isto é, a relação entre a quantidade de Oxigênio produzida e a requerida pela oxidação bacteriana. Em termos práticos, utiliza-se o Disco de Secchi para verificar o grau de penetração luminosa, onde a leitura do disco deve chegar a 2/3 da profundidade

da massa líquida. A profundidade poderá ser fornecida através de uma simples relação que varia de 6000 a 9000 pela concentração da biomassa algal (6000/Cc a 9000/Cc) medida em termos de sólidos totais (mg/L).

Em geral, a profundidade adotada nas lagoas de alta taxa é de 20 a 60 cm, devendo ser ajustada conforme as condições sazonais e climáticas. Picot et al. (1994) estudaram quatro profundidades em uma lagoa de alta taxa: 0,30; 0,35; 0,45 e 0,60m, constatando que a eficiência foi melhor na estação quente, e que esta pode ser determinada pela relação entre o TRH e a profundidade (Tr/h). Os resultados obtidos por Pinto e Onoyama (1991), para as condições de Brasília, DF, mostram que a profundidade de 0,45 m foi a de melhor eficiência na remoção de Nitrogênio, Fósforo e DQO. Os autores ainda concluem que o rendimento do sistema também está associado às cargas aplicadas, verificando que o processo descreve uma inflexão na curva para cargas de DQO em torno de 700 kg/ha/dia independente da profundidade em que foi operada a lagoa. Constataram que cargas maiores que 40 kg/ha/dia reduzem a eficiência de remoção de Nitrogênio e cargas superiores a 5,5 kg/ha/dia reduzem a eficiência de remoção do Fósforo.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é inversamente proporcional à duração e à intensidade dos raios solares recebidos na superfície da água. Segundo Canovas (1991), o TRH pode ser ajustado conforme a estação do ano e o clima. Com despejos domésticos, a produção de algas pode ser otimizada para TRH variando entre 2 e 12 dias.

Canovas et al. (1996) demonstraram a influência do tempo de retenção sobre a estrutura do zooplâncton. Um curto TRH favorece o desenvolvimento de pequenos herbívoros, enquanto que um longo TRH favorece espécies maiores que têm tempo de geração mais longo. Devido à atividade filtrante dos crustáceos da espécie *Daphnia magna*, parece ser possível conceber um novo regime de gerenciamento de lagoas, por exemplo, com duas lagoas em série e diferentes TRH. Na primeira lagoa um curto tempo de residência seria favorável ao crescimento exponencial algal, enquanto que na segunda lagoa um tempo de residência maior favoreceria a produção de crustáceos.

Com dejetos de suínos, para as condições climáticas do Oeste da França (Região da Bretanha), Bassères (1990) utilizou tanques com profundidade de 0,25 m e tempo de retenção hidráulica de 23 dias, durante os meses mais quentes do

ano, e verificou imposições quanto à concentração de amônia no afluente, em torno de 200 mg N-NH₄⁺ /L, devido aos níveis de toxicidade dos dejetos. Essa limitação, porém, não foi observada por Costa et al. (2000) em lagoa com profundidade de 0,50 m em sistema de batelada. Os valores iniciais médios de NTK foram de 600 mg/L, a lagoa teve ótimo desempenho ao final de 21 dias na remoção deste parâmetro (90%) no período de verão e foi menos eficiente (40%) no período de inverno.

Velocidade da mistura

A mistura na lagoa de alta taxa tem o objetivo de manter a biomassa algal em suspensão e não criar estratificação no interior da massa líquida. Oswald (1988) estabelece que a velocidade de deslocamento da água seja de 5 a 30 cm/s, sendo a velocidade ótima de 15 cm/s. Shelef e Azov (1987) recomendam velocidades da ordem de 10 cm/s. Picot et al. (1993) obtiveram excelentes resultados com velocidade média de 15 cm/s; e Costa et al. (2000) utilizaram velocidade em torno de 13 cm/s.

2.4.5. Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são utilizadas como refinamento do tratamento prévio por lagoas, ou outro processo biológico, reduzindo principalmente coliformes e patógenos, sólidos em suspensão e nutrientes (Mara & Pearson, 1997). A natureza da lagoa pode ser relacionada com a carga orgânica superficial aplicada. Em regiões de clima tropical, recomenda-se para lagoas de maturação carga de DBO₅ inferior a 150 kg DBO₅/ha.dia.

Para Mendonça (2000), as lagoas de maturação ou polimento são empregadas como último passo de uma série de lagoas. A principal função é a destruição de microorganismos patogênicos. Cavalcanti et al. (2001) denominam lagoas de polimento aquelas que efetuam o pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, tendo como principal objetivo a remoção de microorganismos patogênicos. Distinguindo-as, portanto, das lagoas de

estabilização que tratam esgoto bruto, cuja configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série: anaeróbia + facultativa + maturação.

Bicudo (1996) citado por Cazarré (2000) comenta que as lagoas de maturação são utilizadas para um processo de polimento dos efluentes, em termos da redução do número de organismos patogênicos e nitrificação sazonal dos efluentes.

O Nitrogênio pode ser removido através da volatilização da amônia e assimilação do Nitrogênio orgânico pelas algas (Maynard et al., 1999). Silva et al. (1996) relatam que o pH maior ou igual a 9,0 possibilita a remoção de Fósforo em lagoas de maturação por precipitação na forma insolúvel.

As lagoas de maturação apresentam elevada população de algas que se reflete em elevadas concentrações de SS e DQO no efluente.

2.5. Remoção de nutrientes em lagoas

Os principais mecanismos de remoção de Nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia, assimilação da amônia e nitrato pelas algas, nitrificação e desnitrificação e sedimentação do carbono orgânico particulado. Usualmente o primeiro mecanismo é o de maior importância. A distribuição relativa da amônia na água depende do pH. Para pH menor do que 8,0 praticamente toda a amônia está na forma ionizada (NH_4^+), solúvel em água; em torno de pH 9,5 metade da amônia está na forma ionizada e a outra metade na forma não ionizada. Em pH maior que 11,0 praticamente toda a amônia está na forma não ionizada (NH_3), volatilizável (von Sperling 1996).

Medri (1997) estudou a remoção do Nitrogênio total e do Fósforo total em lagoas facultativas, com dejetos de suínos, utilizando um tempo de retenção hidráulica de 24 dias, e obteve para o Nitrogênio total uma remoção de 59%. Supõe-se que a principal causa de remoção se deva à assimilação pelas algas, pois o pH médio (7,8) não foi suficientemente elevado para predominar a amônia livre (NH_3). Para o Fósforo total, a eficiência de remoção foi de 30%, esta ocorreu possivelmente por assimilação algal em virtude do pH médio observado não favorecer a remoção por precipitação.

Gómez et al. (1995) compararam dois sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas para eliminação da amônia, utilizando lagoa facultativa e lagoa de alta taxa algal. Os resultados mostraram que a amônia, no sistema de lagoa facultativa, sofre influência da temperatura, do pH e da entrada do Nitrogênio total. Na lagoa de alta taxa, as variáveis estiveram diretamente ligadas ao pH, à temperatura, e às concentrações de nitrito e Nitrogênio total afluente, e indiretamente ligadas à concentração da clorofila *a*. Ainda para a lagoa facultativa, os resultados indicaram que a remoção de Nitrogênio amoniacal foi mais elevada no verão que no inverno; um aumento na temperatura correspondeu a um decréscimo no Nitrogênio amoniacal e vice-versa. Para a lagoa de alta taxa, a influência climática foi mais significativa, como também a clorofila *a*, o pH e o Nitrogênio particulado. O desenvolvimento algal teve uma influência indireta sobre os níveis de Nitrogênio amoniacal. Alterações no conteúdo de clorofila *a* provocaram variações no pH e no Nitrogênio particulado. Os efeitos sazonais estiveram presentes nos dois tipos de lagoas, embora mais significativos para a lagoa de alta taxa. Quanto à remoção de amônia, o sistema de lagoa de alta taxa apresentou melhor desempenho do que a lagoa de estabilização facultativa.

Para temperaturas em torno de 18 °C, Cooper (1997) citado em Zulkifli (1992), constatou para valores de pH 7,0; 8,0; e 9,5 que a relação NH_3/NH_4 era de, respectivamente, 1/300, 1/30 e 1/0,3. Em geral, na primavera, os valores de pH nas lagoas facultativas são próximos a 9,0, no final da tarde. Nas lagoas de alta taxa, o pH chega a valores próximos a 10,0, devido à forte atividade fotossintética (El Halouani, 1990). Esses valores de pH explicam porque a remoção de Nitrogênio amoniacal em lagoas de alta taxa mostra-se superior (70,5%) àquela em lagoas facultativas (19,7%) (Moersidik, 1992).

Os resultados obtidos por El Halouani et al. (1993), em lagoas de alta taxa como tratamento secundário de esgotos domésticos, mostraram que a remoção dos nutrientes depende, principalmente, da atividade algal. Rodrigues (2000) verificou a eficiência da microalga *Chlorella minutissima* no tratamento de dejetos de suínos. O tratamento que apresentou o maior crescimento algal não foi o mais eficiente na redução de DQO, turbidez e de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), demonstrando que as bactérias desempenharam, simultaneamente, um papel muito importante neste processo.

Em lagoas anaeróbias, a nitrificação não tem sido responsabilizada pelas perdas de nitrogênio, devido a inexistência de Oxigênio dissolvido. Entretanto, as perdas observadas ocorrem pela volatilização da amônia. Reações químicas e microbiológicas têm sido propostas pela combinação amônia com nitrito ou ácido nitroso para N_2 sob condições anaeróbias. Foram observadas reações de nitrificação e desnitrificação sob condições microaeróbicas, pelo baixo requisito de O_2 para o início da nitrificação (Jones et al., 2000).

Para uma série de dez lagoas de estabilização, com esgotos doméstico, os resultados apresentados por Silva et al. (1997) mostraram que a concentração do Nitrogênio amoniacal aumentou na lagoa anaeróbia, como consequência da amonificação. As concentrações da amônia foram porém se reduzindo gradativamente ao longo da série de lagoas, apresentando no efluente da última lagoa concentrações de 5 mg/L. Valores elevados de pH, observados na lagoa maturação, devem ter contribuído para a remoção da amônia através da volatilização. A assimilação interferiu, para a remoção da amônia, de maneira mais discreta, devido à baixa concentração da biomassa algal, indicada pelos valores de clorofila *a*. A eficiência média de remoção da amônia foi de 83%. Concluiu-se que a série longa de lagoas é uma alternativa viável para o tratamento de esgotos domésticos, particularmente quando se objetiva utilizar o efluente na irrigação, fornecendo nutrientes para as culturas.

Dalavéquia (2000) estudou a remoção de Nitrogênio total e Fósforo total em lagoas facultativas com dejetos de suínos, com diferentes tempos de retenção. Para TRH de 15, 20 e 24 dias, a eficiência de remoção de Nitrogênio total foi de 42, 42 e 47%, respectivamente, e para o Fósforo total a eficiência de remoção foi de 11, 11 e 19%, respectivamente.

Soares et al. (2001) avaliaram a remoção de nutrientes em duas lagoas de polimento atuando como pós-tratamento de um reator tipo UASB. Concluíram que as remoções de Fósforo, através da precipitação de fosfatos em condições de pH elevado (acima de 8) foram significativas.

Utilizando lagoas facultativas primárias, providas de chicanas para esgotos domésticos, Oliveira et al. (2000) mostraram que o desempenho das lagoas foi variável ao longo do perfil vertical da massa líquida, evidenciando a importância da camada superficial para a remoção dos nutrientes. Não foram

observadas diferenças significativas em relação ao número de chicanas das lagoas. Os autores concluíram que, em termos de Nitrogênio amoniacal e orgânico, Fósforo total e ortofosfato solúvel, o uso de chicanas não representou uma melhoria no desempenho operacional das lagoas.

Zanotelli et al. (2002) mostraram que a introdução de chicanas em lagoa facultativa, para dejetos de suínos, não melhorou o desempenho da lagoa na remoção do NTK, mas aumentou em 20% a remoção do Fósforo total, em função de sedimentação dos sólidos mais eficiente.

2.6. Papel das algas nas lagoas

As algas, através da clorofila têm a capacidade de produzir oxigênio, absorvendo a energia da luz solar e convertendo-a em calor e energia química. Suas principais funções nas lagoas de estabilização são: produzir Oxigênio para a realização dos processos de decomposição aeróbios da matéria orgânica; manter as condições aeróbias no meio aquático; e remoção de nutrientes (como Nitrogênio, Fósforo e Carbono) para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais. Muitas espécies de algas preferem o Nitrogênio na forma de amônia, por ser rapidamente sintetizada em aminoácidos. Outras espécies de algas podem utilizar-se das formas oxidadas do Nitrogênio, como nitrito e nitrato (Uehara e Vidal, 1989).

Outro efeito indireto decorre do consumo de dióxido de carbono, subproduto da respiração das bactérias saprófitas e provenientes dos bicarbonatos do próprio meio líquido. Ele modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato em consequência da formação de íons de hidroxila OH^- elevando o pH do líquido, para valores de 8 a 11. Por outro lado contribuem, de forma significativa, para o aumento de sólidos em suspensão, principalmente no verão.

As algas necessitam para o seu desenvolvimento e reprodução de 106 átomos de Carbono e 15 de Nitrogênio para cada átomo de Fósforo. Uma das fontes de Nitrogênio para o seu crescimento pode ser o Nitrogênio orgânico. Sendo esse num primeiro momento liberado como amônia e depois transformado em nitrato (NO_3^-), pela decomposição bacteriana (Uehara e Vidal, 1989). Zulkifli

(1992) refere-se também à fixação do Nitrogênio atmosférico pelas algas Cianofíceas. Quanto ao Fósforo, sabe-se que é por elas assimilado, em grande parte, na forma de ortofosfato (PO_4^{3-}).

Jenfils et al. (1993), citados por Rodrigues (2000), relataram que a assimilação de nitrato pelas algas aumenta com o aumento da concentração do meio. Este aumento induz a um incremento na atividade da redutase do nitrato celular. Por outro lado, o aumento da atividade da redutase pode conduzir a um aumento do nitrato dentro da célula, que além de ser tóxico, provoca a redução do consumo de nitrato. Segundo estes autores, a alga *Chlorella vulgaris* pode se desenvolver numa alta concentração de nitrato, embora um leve efeito inibitório tenha sido observado em testes com altas concentrações (97 mM).

Sevrin-Reyssac et al. (1995) afirmam que o bom funcionamento de uma cultura algal se reconhece pela coloração da água. A transparência da água lida no Disco de Secchi até 5 cm indica uma importante quantidade de algas. Leituras de 6 a 10 cm indicam quantidade média. Leituras no Disco de Secchi de 10 a 20 cm traduzem em densidade de algas insuficiente, afetando a capacidade de depuração. Para Matheus et al. (1991), a densidade fitoplanctônica está relacionada à visibilidade do Disco de Secchi, sendo que uma leitura inferior a 10 cm caracteriza um meio eutrofizado.

Os sólidos suspensos podem ser utilizados como indicadores da densidade de algas em lagoas de estabilização, servindo como uma ferramenta de controle para avaliação das condições de operação de ETE's. Para despejos domésticos, Ludovice et al. (2001) encontraram uma formulação matemática para se estimar a biomassa de algas a partir de simples análises de SS, permitindo sua utilização diretamente em efluentes de lagoas com alta densidade de algas, como as lagoas de alta taxa, ou efluentes submetidos a pós-tratamento para remoção de SS.

Atayde et al. (2000) mostraram que vários fatores como intensidade luminosa e toxicidade da amônia, e principalmente a carga orgânica superficial aplicada, influenciam na população de biomassa algal em lagoas. Euglena, Chlamydomonas, Oscillatoria e Pyrobotrys mostraram-se resistentes a altas cargas orgânicas, o mesmo não ocorrendo com a Chlorella., contrariando a literatura. Chlorella e Scenedesmus não se adaptaram ao meio no primeiro

estágio de tratamento, onde a carga orgânica era alta. Essas últimas apresentaram um aparente crescimento ao longo da série, podendo ser um indicativo de um nível de depuração das águas residuárias.

Em lagoas facultativas, na França, foi verificado que as algas Clorophilaceas e as Clorococcales são mais numerosas, representam 56,76% do total, enquanto que as Volvocales correspondem a 17,31% (Zulkifli, 1992).

Rodrigues (2000) avaliou o crescimento de *Chlorella minutíssima* e sua aplicação em resíduos de suinocultura. Em relação à profundidade do tanque de cultivo, os melhores resultados, quanto ao número de células, foram alcançados para os tratamentos em meio sintético (enriquecido com nutrientes) independente da profundidade. No meio sintético, pela disponibilidade dos nutrientes, o florescimento algal ocorreu mais cedo. Porém, em outro tratamento, com adição parcelada de dejetos, obteve-se número de células superior comparado aos demais. Possivelmente a menor concentração de dejetos permitiu maior transparência e maior penetração de luz, favorecendo o crescimento das algas.

Zanotelli (2002) mostrou que em lagoas facultativas, com dejetos de suínos, as Clorofíceas apresentaram-se em maior número de espécies, e dentre estas, a espécie *Chlorella vulgaris* foi a mais abundante, com densidade da ordem de 10^{11} ind./mL.

Outro papel importante das algas, nas lagoas de estabilização, é a remoção de bactérias patogênicas. Além de propiciar o aumento de Oxigênio, a atividade fotossintética é também responsável por elevados níveis de pH. Estes dois fatores conjuntamente com a radiação solar estabelecem um mecanismo para a morte de coliformes fecais nas lagoas de estabilização (Curtis et al, 1992).

CAPÍTULO III

3.0. Materiais e Métodos

3.1. Sistema de tratamento

O estudo foi realizado na unidade experimental de tratamento de dejetos de suínos da Embrapa, Suínos e Aves, Concórdia-SC, no período de março de 2001 a janeiro de 2002.

No experimento foram avaliados dois sistemas de tratamento 1 e 2. O sistema 1 foi constituído de um decantador de fluxo ascendente sistema de palhetas (DP) para a separação física dos dejetos, duas lagoas anaeróbias em série (LA1) e (LA2) como tratamento primário, uma lagoa de alta taxa de degradação (LAT) como tratamento secundário e uma lagoa de maturação (LM1) como tratamento terciário, com funcionamento em fluxo contínuo. Nesse sistema, a partir do mês de dezembro, foi anexada uma segunda lagoa de maturação (LM2) em série, com peixes. Foram utilizadas duas espécies de carpas, cabeça grande (*Aristichthys nobilis*) e capim (*Ctenopharyngodon idella*), com 25 unidades de cada espécie. O sistema 2 utilizou as mesmas unidades para os tratamentos preliminar e primário, diferenciando-se no tratamento secundário através do uso de uma lagoa aerada (LAR). No sistema 2, não foi realizado o tratamento terciário. A Figura 3.1. mostra um esquema dos sistemas 1 e 2.

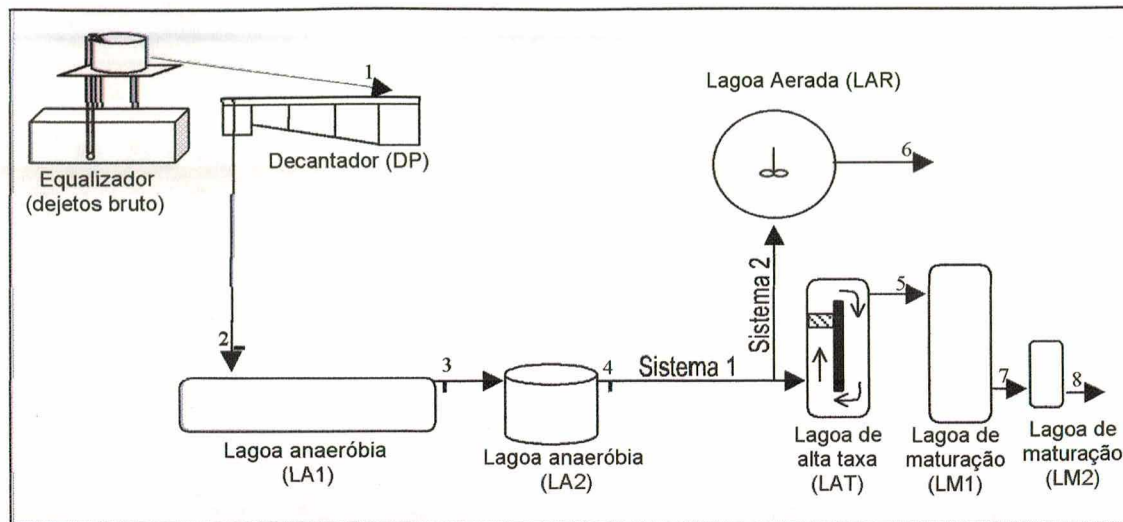


Figura 3.1. Esquema dos sistemas de tratamento

3.2. Separação de fase dos dejetos

A separação de fases dos dejetos foi realizada através de um decantador de fluxo ascendente (decantador de palhetas), modelo adaptado por Weller & Williers (1977), construído em alvenaria, possuindo uma área superficial de 5,62 m² e volume de 5,0 m³. Deste volume, 0,6 m³/dia foi utilizado neste experimento e 3 m³/dia para um terceiro. A vazão de entrada foi adaptada para 6,6 L/minuto durante 1,5 horas (0,6 m³/dia). A figura 3.2. mostra uma vista frontal e lateral do decantador.

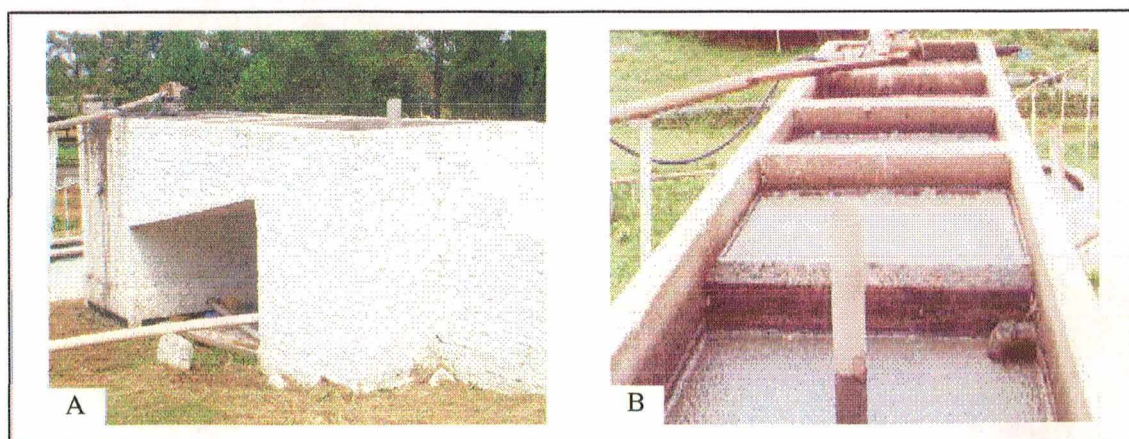


Figura 3.2. Vista lateral (foto A) e frontal (foto B) do decantador

3.3. Tratamento primário - Lagoas anaeróbias (LA1 e LA2)

No tratamento primário foram utilizadas duas lagoas anaeróbias em série (LA1 e LA2). A lagoa anaeróbia 1 foi construída de concreto, com formato retangular, com 2,00 metros de largura por 8,00 metros de comprimento e 2,00 metros de profundidade; área superficial da lagoa de 16 m² e volume de 32 m³. Ao longo do comprimento da lagoa foram colocados 7 chicanas de madeira, para melhor direcionar o fluxo dos dejetos. Para a lagoa anaeróbia 2 (LA2) foi utilizada uma caixa de fibra, com uma área superficial de 6,66 m², profundidade de 3,0 metros e volume de 20 m³. A figura 3.3. apresenta uma vista geral das lagoas LA1 e LA2.



Figura 3.3. Fotos das lagoas LA1(A) e LA2 (B).

3.4. Tratamento secundário - Lagoa de alta taxa algal

Para o tratamento secundário foi usada a lagoa de alta taxa de degradação, ou alta taxa algal, construída em alvenaria baseada no modelo desenvolvido por Oswald (1963), com uma área superficial de 12,6 m²,

profundidade da lâmina líquida de 0,50 metros e volume de $6,3 \text{ m}^3$, em forma de elipse com divisão em alvenaria no meio da parte retilínea, para permitir a circulação da massa líquida em fluxo carrossel através da ação de um misturador mecânico fixado em um dos lados. O misturador mecânico foi composto por um rotor acionado por um motor trifásico de (0,5 CV). O rotor foi constituído por um eixo horizontal, onde está preso um conjunto de seis pás rotativas de madeira ($0,80\text{m} \times 0,15\text{m}$) responsável pela movimentação da massa líquida. A velocidade da massa líquida foi fixada em $0,15 \text{ m/s}$. A figura 3.4. mostra a lagoa de alta taxa e o misturador mecânico com o conjunto de pás rotativas.

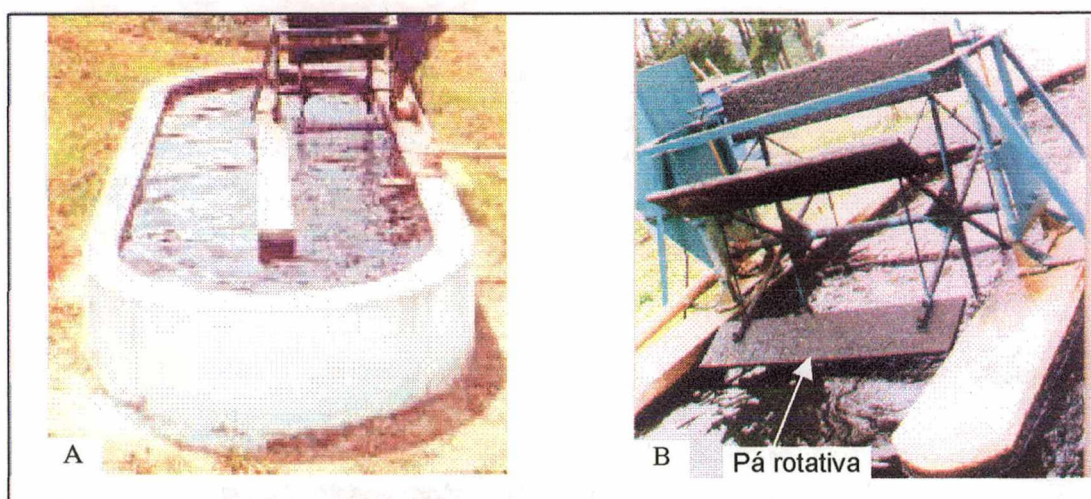


Figura 3.4. Fotos da lagoa de alta taxa (A) e o misturador mecânico (B).

3.5. Tratamento terciário – Lagoas de maturação (LM1 e LM2)

O tratamento terciário foi realizado através de duas lagoas de maturação em série (LM1 e LM2). A lagoa de maturação LM1 tinha formato retangular, com 12,00 metros de comprimento por 5,00 metros de largura, com superfície total de 60 m^2 . A profundidade da lagoa era de 0,70 metros, com volume de 42 m^3 , sendo toda a lagoa revestida com membrana de PVC de 0,8 mm de espessura. A lagoa de maturação LM2 tinha formato retangular, com 3,00 metros de comprimento por 2,00 metros de largura, com superfície total de $6,00 \text{ m}^2$. A profundidade da lagoa era de 0,70 metros, com volume de $4,2 \text{ m}^3$, sendo também revestida com

membrana de PVC (0,8 mm de espessura). A figura 3.5. apresenta uma vista geral das lagoas LM1 e LM2.

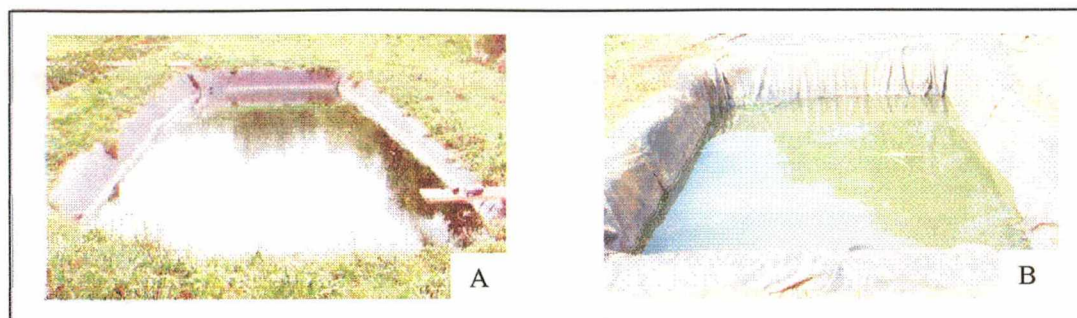


Figura 3.5. Fotos das lagoas LM1 (A) e LM2 (B).

3.6. Sistema de tratamento 2 – Lagoa aerada

A lagoa aerada foi construída em alvenaria, em formato cilíndrico, com área superficial de $19,6 \text{ m}^2$, com 1,85 metros de profundidade e volume de $36,3 \text{ m}^3$. A aeração foi realizada através de um aerador de superfície, cuja potência nominal do motor era de 5,0 CV. A aeração foi realizada de forma intermitente durante o período diurno e noturno. O tempo de aeração estabelecido no experimento foi de 20 min contínuo com tempo de repouso de 2 horas, num total de 12 ciclos diários, do mês de março a dezembro/2001. Nos meses de janeiro e fevereiro/2002 o tempo de repouso passou a ser de 4 horas, permanecendo o mesmo tempo de aeração de 20 min, perfazendo um total de 6 ciclos diários. Objetivou-se com esses ciclos, a realização da nitrificação e desnitrificação numa só unidade. A figura 3.6. mostra a lagoa aerada.

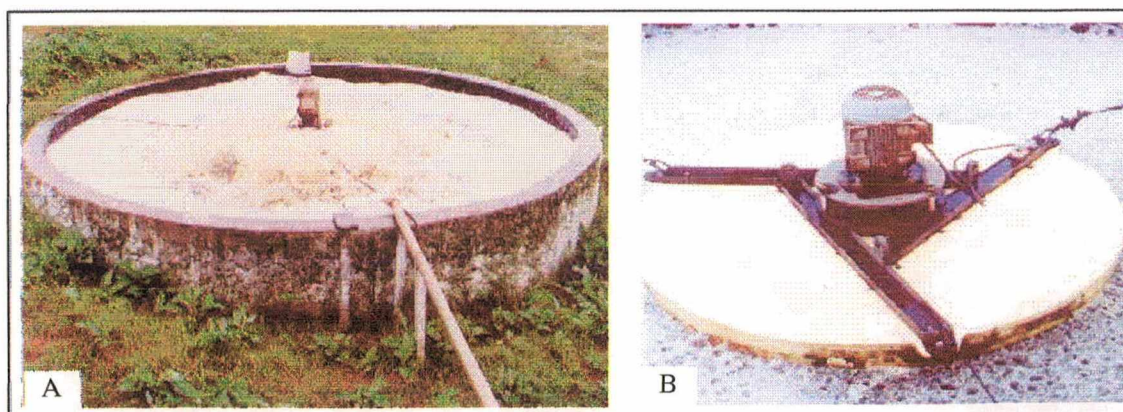


Figura 3.6. Fotos da lagoa aerada (A) e detalhe do aerador de superfície (B).

3.7. Alimentação dos sistemas

Os dejetos brutos de suínos, usados no experimento, eram provenientes do sistema de produção de suínos com capacidade para 24 matrizes, em ciclo completo, localizado junto à unidade experimental de tratamento de dejetos da EMBRAPA – Suínos e Aves.

Os dejetos da unidade foram transportados por gravidade, através de canaletas até uma caixa de homogeneização, construída em alvenaria com capacidade de 6,0m³. A homogeneização era realizada através de uma bomba submersa (ABS, com capacidade para 30m³/hora) fazendo com que os dejetos recirculassem entre a caixa de homogeneização e uma caixa em fibra de vidro, com capacidade de 3,0m³, colocada em um ponto mais elevado. Da caixa de fibra, os dejetos eram transportados por gravidade, através de uma tubulação em PVC rígido, com diâmetro de 50 mm, até o decantador e deste por gravidade enviado para as lagoas anaeróbias. O abastecimento dos dejetos brutos foi realizado diariamente, a partir das 8:00 horas, com uma vazão constante de 6,6 L/min. durante 1h e 30 min., totalizando 600 L/dia.

O efluente da lagoa anaeróbia 2 (LA2) (600 L/ dia) foi dividido em duas partes, para o tratamento secundário, cada lagoa recebeu 300 L/dia de dejetos, durante oito horas de abastecimento.

Para o Sist 1, como tratamento terciário, a primeira lagoa de maturação (LM1) recebeu o efluente da lagoa de alta taxa com vazão de 300 L/dia durante oito horas. A segunda lagoa de maturação (LM2) com peixes, recebeu o afluente da primeira lagoa de maturação, com vazão de 30 L/dia. Para esta lagoa de maturação (LM2) com peixes, 3% da água eram renovados diariamente.

3.8. Características das unidades de tratamento

Na tabela 3.1. estão as características físicas e operacionais do decantador e das lagoas usadas durante o experimento.

Tabela 3.1. Características físicas e operacionais das unidades de tratamento.

	Área (m ²)	Volume (m ³)	Vazão (m ³ /dia)	TRH (dias)
Decantador	5,60	5,0	3,6	1,5
L. anaeróbia 1	16,0	32,0	0,6	53
L. anaeróbia 2	6,60	20,0	0,6	33
L. alta taxa	12,6	6,30	0,3	21
L. maturação 1	60,0	42,0	0,3	140
L. maturação 2	6,0	4,2	0,03	140
L. aerada	19,6	36,3	0,3	121

3.9. Período experimental

O experimento foi realizado de março de 2001 a janeiro de 2002. Para o sistema terciário, a segunda lagoa de maturação foi avaliada no período de dezembro de 2001 a março de 2002. No tratamento secundário do sistema 2, a avaliação estendeu-se até o mês de fevereiro. As análises dos parâmetros foram iniciadas a partir do mês de maio de 2001. A avaliação da primeira lagoa de maturação teve início a partir do mês de julho.

Para avaliar o desempenho das lagoas em relação às variações sazonais, dividiu-se o período em duas épocas, fria e quente. O período frio compreendeu os meses de maio a setembro/2001, e o período quente os meses de outubro/2001 a janeiro/2002. Dentro de cada época, foram realizadas duas baterias de análises diárias durante 21 dias, para a época fria no mês de julho, e para época quente no mês de dezembro.

3.10. Coletas e frequência das análises

As coletas das amostras, para as análises físico-químicas, foram realizadas semanalmente (às quartas-feiras). Durante as baterias de 21 dias das épocas fria e quente (julho e dezembro) as coletas foram feitas diariamente. As medidas de campo (Oxigênio dissolvido, temperatura da massa líquida e pH) foram realizadas três vezes por semana, duas vezes ao dia (manhã e tarde).

As amostras eram coletadas na superfície e na saída de cada lagoa, através de registros colocados nas tubulações. As coletas eram feitas pela manhã (entre 8:00 e 9:00 horas), nos seguintes pontos de amostragem:

- ponto 1: dejetos brutos, coletados na entrada do decantador, proveniente da caixa de homogeneização,
- ponto 2: dejetos coletados na saída do decantador e entrada da LA1,
- ponto 3: dejetos coletados na saída da LA1,
- ponto 4: dejetos coletados na saída da LA2,
- ponto 5: dejetos coletados na saída da LAT,
- ponto 6: dejetos coletados na saída da LAR,
- ponto 7: dejetos coletados na saída da LM1,
- ponto 8: dejetos coletados na saída da LM2.

O volume de amostras coletadas nos pontos 1 e 2 foi de 1 litro, e nos demais pontos 2 litros. Após a coleta, as amostras eram levadas ao laboratório de análises físico-química da Embrapa. Na figura 3.7. são apresentados fotos dos pontos de coleta (1 a 8).



Figura 3.7. Pontos de coleta das amostras (1 à 8).

3.11. Parâmetros analisados

Observações a campo: foram realizadas leituras de potencial hidrogeniônico (pH), Oxigênio dissolvido (OD) e temperatura da massa líquida (°C).

Observações meteorológicas: Temperatura, precipitação e radiação solar.

Parâmetros físico-químicos: Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Suspensos (SS), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Demanda Química de Oxigênio Total e Solúvel (DQO_t e DQO_s), Demanda Bioquímica de Oxigênio Total e Solúvel (DBO_t e DBO_s), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), Nitrito (N-NO₂), Nitrato (N-NO₃), Fósforo Total (PT) e Turbidez (NTU).

3.12. Procedimentos analíticos

3.12.1. Análises físico-químicas

As análises físico-químicas seguiram as recomendações do Standard Methods (APHA, 1995) para os parâmetros: DQO_t, DQO_s, DBO_t, DBO_s, NTK, PT, ST, SF, SV, SDT, TURB e N-NH₃. As amostras solúveis foram centrifugadas a uma rotação de 2700 rpm durante 20 minutos.

3.12.2. Oxigênio dissolvido, temperatura da massa líquida e pH

Para a leitura do pH foi utilizado um pHmetro portátil modelo HI 8014 (HANNA, Instrumentos). Para o Oxigênio dissolvido e temperatura da massa líquida, foi utilizado um aparelho portátil, modelo YSI 55 (HANNA, Instrumentos). A figura 3.8. mostra o pHmetro e o medidor da temperatura e Oxigênio dissolvido.

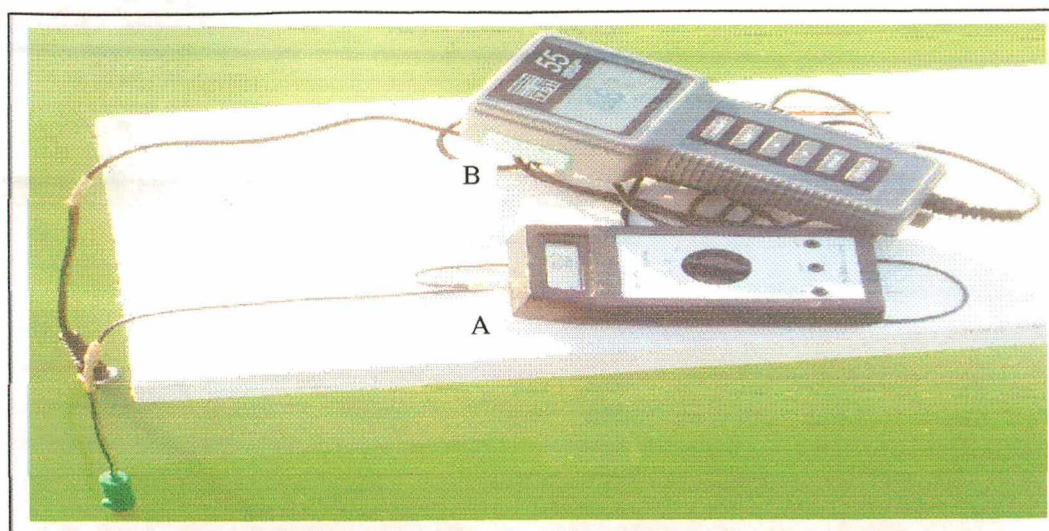


Figura 3.8. Fotos do pHmetro (A) e do medidor de temperatura e Oxigênio dissolvido (B).

3.12.3. Determinação de nitrito

As determinações de nitrito foram realizadas conforme as recomendações do manual do medidor de íons da HANNA, utilizando-se o reagente específico (HANNA) *nitrite LR HI 93707 - 0*, que mostra a cor rosa proporcional a concentração de nitrito. A leitura era feita no aparelho modelo LR Nitrite – HI 93707 – HANNA instruments.

3.12.4. Determinação de nitrato

As determinações de nitrato seguiram as recomendações do manual do espectrofotômetro DR/2000 – HACH. Foi utilizado o reagente *Cadmium (nutraver 5)* que mostra cor verde oliva proporcional à concentração de nitrato. Para leitura foi usado o aparelho DR/2000 - HACH.

3.12.5. Análises do fitoplâncton

As observações microscópicas foram efetuadas com amostras fixadas em Lugol 4%, utilizando-se microscópio binocular da OLYMPUS – BX 40, com analisador de imagem através de computador, modelo BX 40, do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Na determinação da clorofila *a* utilizou-se o método espectrofotométrico (APHA, 1995).

CAPITULO IV

4.0. Resultados e Discussões

4.1. Introdução

Neste capítulo serão apresentados os resultados:

- do desempenho do decantador como tratamento preliminar; lagoas anaeróbias (LA1 e LA2) como tratamento primário; lagoa de alta taxa (LAT) e aerada (LAR) como tratamento secundário; lagoas de maturação (LM1 e LM2) como tratamento terciário;
- a influência da sazonalidade nas lagoas alta taxa, aerada e maturação 1, para os dois períodos climáticos distintos: frio e quente;
- e o desempenho do sistema composto pelas lagoas de alta taxa, LM1 e LM2.

A tabela 4.1. mostra os valores descritivos dos parâmetros avaliados nas unidades de tratamento, ao longo do período de monitoramento, e a tabela 4.2 apresenta as eficiências de remoção dos parâmetros analisados.

- Resultados e Discussões

4.1. Resultados médios, desvio padrão, mínimo, máximo no período de monitoramento.

METRO	pH	Temp.	O.D.	DQOt	DQOs	DBOt	DBOs	NTK	N-NH3	N-NO2	N-NO3	PT	TURBt	ST	S
UNIDADE		C°	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L
MÉDIA	-	-	-	15523	-	8038	-	1488	-	-	-	337	-	11384	72
DESV. PAD.	-	-	-	4756	-	2624	-	395	-	-	-	108	-	3398	17
MÍNIMO	-	-	-	8960	-	4425	-	1019	-	-	-	146	-	5979	5
MÁXIMO	-	-	-	22117	-	11487	-	1966	-	-	-	472	-	16130	10
MÉDIA	-	-	-	7839	-	-	-	1049	-	-	-	332	-	5073	28
DESV. PAD.	-	-	-	2938	-	-	-	310	-	-	-	395	-	1528	9
MÍNIMO	-	-	-	2887	-	-	-	680	-	-	-	87	-	2896	16
MÁXIMO	-	-	-	12389	-	-	-	1515	-	-	-	1425	-	7298	40
MÉDIA	7,9	18	0,4	886	-	-	-	773	-	-	-	40	-	2554	9
DESV. PAD.	0,14	1,7	0,18	188	-	-	-	181	-	-	-	5	-	294	3
MÍNIMO	7,8	13,7	0,15	650	-	-	-	458	-	-	-	32	-	2254	6
MÁXIMO	8,2	24,6	1,21	1256	-	-	-	1097	-	-	-	47	-	3007	13
MÉDIA	8,1	19,3	0,4	786	573	184	145	726	574	-	7,9	33	356	2145	8
DESV. PAD.	0,18	1,8	0,21	106	70	162	42	147	54	-	-	4	76	355	1
MÍNIMO	8	14,1	0,2	645	501	100	80	487	521	-	-	27	247	2612	6
MÁXIMO	8,3	27,1	1	946	700	570	212	954	655	-	-	37	437	1527	16
MÉDIA	8,3	18,7	0,75	586	266	277	20	328	232	29,6	66	28	277	2148	8
DESV. PAD.	0,15	2,2	0,22	146	36	38	6	75	45	18	18	3,5	79	361	2
MÍNIMO	8	3,4	0,29	412	210	214	11	236	170	12	39	23	156	1563	5
MÁXIMO	8,54	26	3,41	800	319	327	27	468	287	60	85	33	380	2552	13
MÉDIA	9,7	22	10,4	405	149	73	15,5	45	10	6	7	7,4	409	1024	5
DESV. PAD.	0,4	3,5	3,2	142	59	9	9	6	5,5	4	1	1	63	354	2
MÍNIMO	9,3	13	6,1	162	85	63	3	38	4	11	6	6	337	576	3
MÁXIMO	10,4	26,7	14,3	560	252	84	27	55	19	1,5	9	9	484	1611	9
MÉDIA	-	-	-	130,5	-	-	-	7	-	-	4,2	5	-	-	-
DESV. PAD.	-	-	-	32	-	-	-	3	-	-	0,5	1,4	-	-	-
MÍNIMO	-	-	-	92	-	-	-	3	-	-	3,8	4	-	-	-
MÁXIMO	-	-	-	167	-	-	-	10	-	-	5,0	7	-	-	-
EF. REM.	-	-	-	68%	-	-	-	84%	-	-	40%	32%	-	-	-
MÉDIA	7	18,8	5,7	358	283	92	15	116	98	96	302	32	53	2635	1
DESV. PAD.	0,4	2,1	1,1	80	101	60	5	32	27	106	19	4	22	911	7
MÍNIMO	6	13,9	1,4	265	182	29	11	57	51	0,4	322	26	35	1788	4
MÁXIMO	8,6	24,8	6,7	479	389	181	22	148	131	220	277	38	93	3946	2

4.2. Eficiência de Remoção dos parâmetros avaliados nas unidades de tratamentos.

UNIDADES	PARÂMETROS	DQOt	DQOs	DBOt	DBOs	NTK	N-NH3	N-NO2s	N-NO3s	PT	TURBt	ST	SV	SS
DECANTADOR		50%	-	-	-	30%	-	-	-	57%	-	55%	60%	-
LAGOA ANAERÓBIA (LA1)		89%	-	-	-	26%	-	-	-	72%	-	50%	67%	-
LAGOA ANAERÓBIA (LA2)		11%	-	-	-	6%	-	-	-	18%	-	16%	15%	-
LAGOA DE ALTA TAXA (LAT)		25%	66%	-	89%	55%	60%	-	-	15%	22%	Neg	Neg	26%
LAGOA DE MATURAÇÃO (LM1)		-	75%	47%	98%	86%	96%	80%	89%	75%	-	52%	36%	16%
LAGOA MATURAÇÃO (LM2)		68%	-	-	-	84%	-	-	40%	32%	-	-	-	-
LAGOA AERADA (LAR)		54%	81%	50%	92%	84%	83%	-	-	3%	81%	-	-	34%

4.2. Tratamento Preliminar - Decantador

A função do decantador é a separação das fases sólida e líquida. Quando o decantador opera dentro da capacidade para a qual foi dimensionado, desempenha bem a função de separação. Neste experimento, o decantador, removeu 55% de sólidos totais, 50% de DQO total, 57% de Fósforo total e 30% de Nitrogênio total Kjeldahl (Tabela 4.2).

Resultados similares foram obtidos por Zanotelli (2002) utilizando o mesmo decantador para o tratamento preliminar, com exceção da DQO total, cuja remoção foi de 37% e o Nitrogênio total Kjeldahl foi de 22,5% de remoção.

Os resultados aqui obtidos foram, porém, superiores aos encontrados por Medri (1997), cuja eficiência de remoção foi de 40% para sólidos totais, 30% para DQO total, 38% para Fósforo total e 17% para Nitrogênio total.

A taxa de sedimentação é um dos fatores mais importantes que determina a eficiência do decantador. Este trabalho obteve melhor desempenho, com vazão de 6,6 L/min, comparativamente aos resultados dos autores citados, que trabalharam com a vazão máxima permitida de 20 L/min. Neste experimento trabalhou-se com apenas 1/3 da vazão. Esse decantador foi dimensionado para efluentes agro-industriais nas condições de clima da Inglaterra (Weller & Williers, 1977). Para o caso de dejetos de suínos e condições de clima de Santa Catarina, fica claro que os parâmetros de dimensionamento desse tipo de decantador devem ser revistos.

A figura 4.1. mostra a variação dos parâmetros DQO total, ST, NTK e PT no afluente e efluente do decantador, durante o período experimental.

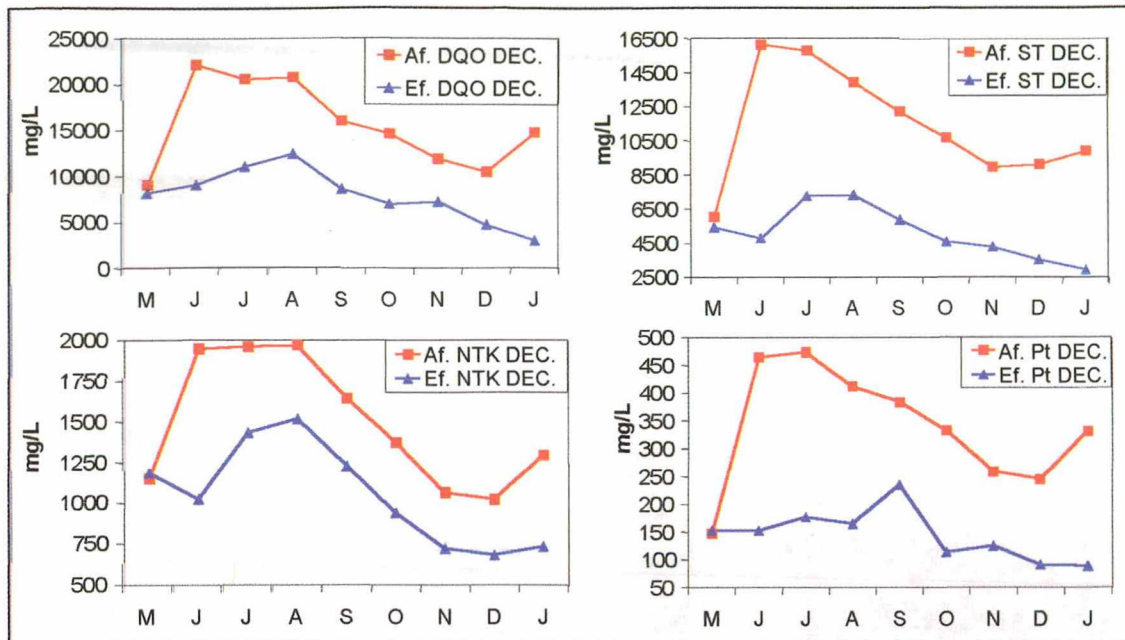


Figura 4.1. Variação de DQO total, ST, NTK e PT no decantador

As concentrações médias efluentes de DQO total, ST, NTK e PT seguiram as variações do afluente, com concentrações crescentes até o mês de agosto, época de temperaturas mais baixas. Na seqüência dos meses, o efluente acompanhou a diminuição da concentração do afluente nas épocas mais quentes, quando os despejos em geral são mais diluídos devido à maior freqüência de limpezas das instalações.

4.3. Tratamento Primário – Lagoas Anaeróbias

4.3.1. Lagoa Anaeróbia 1 (LA1)

A lagoa anaeróbia 1 (LA1) recebeu o efluente do decantador para tratamento primário, com carga volumétrica média de 147 g DQO/m³/dia. O desempenho da lagoa foi de 89% na remoção da DQO total, 50% para os sólidos totais, 72% para Fósforo total e 26% para o NTK (Tabela 4.1). Como já observado em trabalhos anteriores (Medri, 1997, Cazarré, 2000, Dalavéquia, 2000, Zanotelli, 2002), a

primeira lagoa anaeróbia apresenta ótimos resultados na remoção de DQO, sólidos e Fósforo total, em vista principalmente dos processos de sedimentação que nela ocorrem.

A carga volumétrica de saída da DQO total foi de $17\text{g DQO/m}^3/\text{dia}$, com uma remoção de $130\text{g DQO/m}^3/\text{dia}$. A figura 4.2. mostra a variação de DQO total, ST, NTK e PT, na entrada e saída da LA1, ao longo do período monitorado.

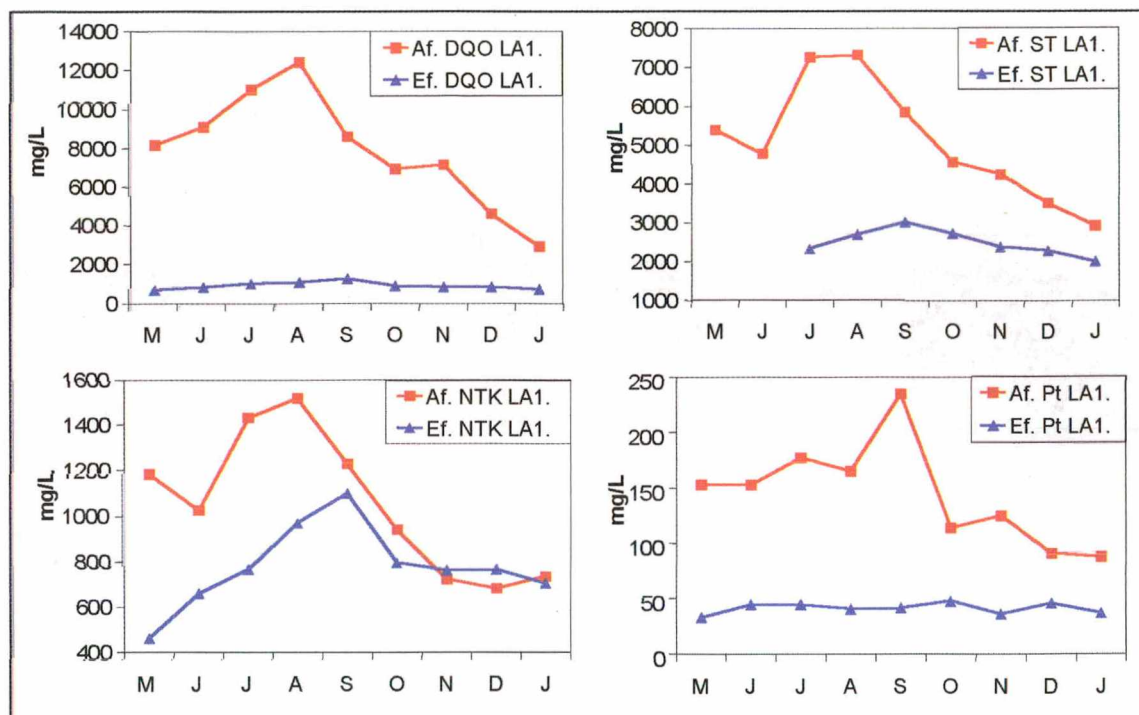


Figura 4.2. Variação de DQO total, ST, NTK e PT na lagoa anaeróbia 1 (LA1)

A concentração da DQO total no afluente variou de 2.887 a 12.389 mg/L, enquanto que no efluente a oscilação foi menor, isto é de 650 mg/L a 1.256 mg/L. A maior concentração do afluente ocorreu no mês de agosto, a partir daí declinou até o final do experimento. Como já observado para o decantador, as variações nas concentrações afluentes de DQO total estão relacionadas com as temperaturas ambientes, tendo em vista o menor uso de água nas instalações nos meses mais frios e maior nos meses mais quentes. Para o efluente ocorreu uma pequena elevação na concentração até o mês de setembro, reduzindo-se gradativamente até o final do período monitorado.

Para os sólidos totais, a variação, tanto no afluente, como no efluente foi semelhante àquela da DQO total, confirmando a relação entre sólidos totais e DQO nos dejetos.

O comportamento do Nitrogênio total no efluente seguiu a variação do afluente, com concentração maior no mês de setembro e queda até final do período experimental. A remoção de 26% de NTK deve-se principalmente à sedimentação do Nitrogênio orgânico e mineralização deste para amônia, sendo que estes resultados são coerentes com os de Jones *et al.* (2000). A remoção por nitrificação não ocorreu em função da condição de anaerobiose presente na lagoa.

Para o Fósforo total, enquanto que a concentração do afluente se elevou até o mês de setembro e diminuiu nos meses seguintes, o efluente manteve-se constante até o final do período avaliado, independente das concentrações afluentes e/ou variações climáticas. A remoção do Fósforo ocorreu devido à sedimentação dos sólidos e também por precipitação química, devido ao pH em torno de 8 verificado nessa lagoa anaeróbia, conforme descrito por Mesplé *et al.* (1996) e Moutin *et al.* (1992).

4.3.2. Lagoa Anaeróbia 2 (LA2)

A lagoa anaeróbia 2 (LA2) recebeu o efluente da lagoa anaeróbia 1 com uma carga volumétrica de 27 g DQO/m³/dia. As remoções obtidas nessa lagoa foram de: 11% DQO total, 16% Sólidos totais, 18% Fósforo total e 6% NTK (Tabela 4.1). A carga volumétrica de DQO total na saída foi de 24 g DQO/m³/dia, correspondendo à uma remoção de 3g DQO/m³/dia. Esse desempenho é bem inferior àquela obtido por Zanotelli (2002) na segunda lagoa anaeróbia, cuja carga afluente era de 65 g DQO/m³/dia e removeu cerca de 34 g DQO/m³/dia, ou seja 51%.

A figura 4.3. mostra a variação da concentração média no afluente e efluente da lagoa anaeróbia 2 (LA2), para os parâmetros DQO total, ST, NTK e PT, ao longo do período monitorado.

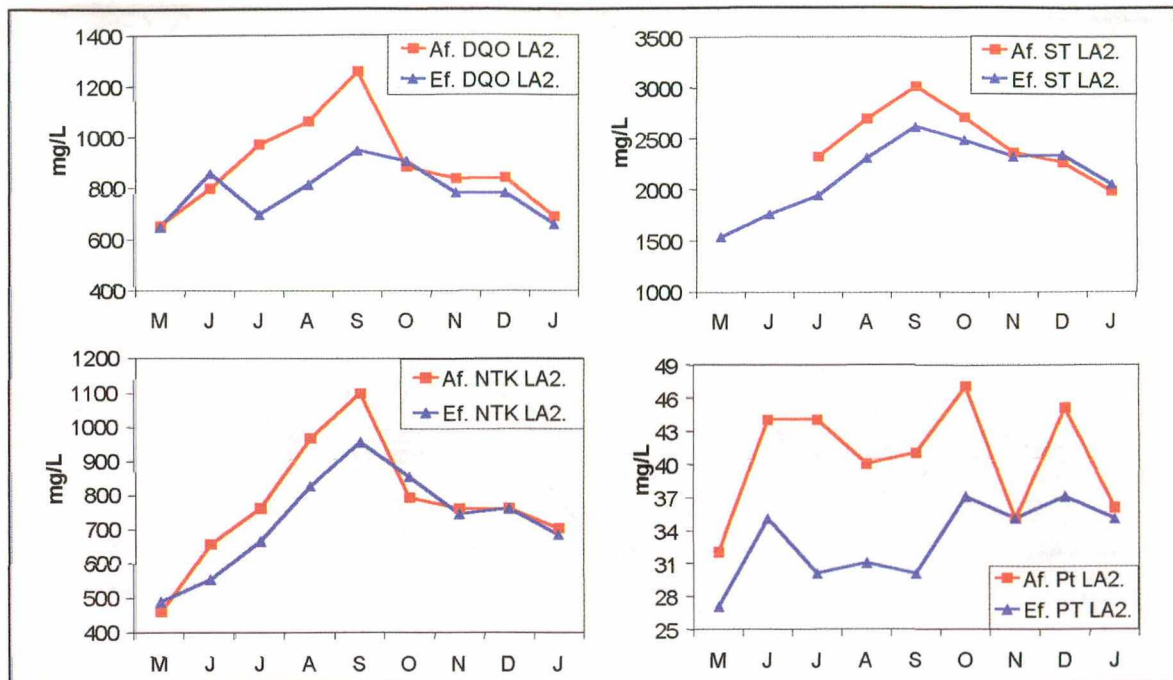


Figura 4.3. Variação de DQO total, ST, NTK e PT na lagoa anaeróbia 2 (LA2)

As curvas da figura 4.3. mostram que o desempenho da lagoa anaeróbia 2 foi baixo; apenas para o parâmetro Fósforo total observa-se eficiência variando entre 30 e 20% de remoção durante os meses de julho, agosto e setembro. Nos meses mais quentes (novembro, dezembro, janeiro), a lagoa não foi eficiente no tratamento para nenhum dos parâmetros estudados.

A tabela 4.3. apresenta as cargas volumétricas de DQO e sólidos voláteis totais aplicadas e removidas nas lagoas anaeróbias. A figura 4.4. mostra as eficiências de remoção da DQO total, ST, NTK e PT para o decantador e as lagoas LA1 e LA2.

Tabela 4.3. Cargas volumétrica de DQO total e sólidos voláteis totais nas lagoas anaeróbias

LAGOA	Carga de DQO (g DQO/m ³ /dia)		Carga de sólidos (g SVT/m ³ /dia)	
	Aplicada	Removida	Aplicada	Removida
LA1	147	130	54	26
LA2	27	3	28	4,0

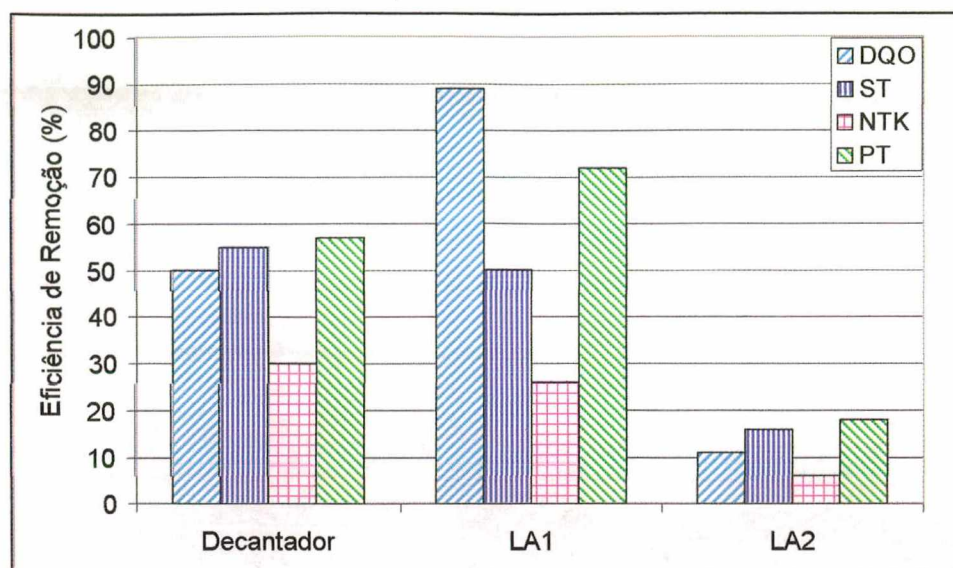


Figura 4.4. Desempenho do decantador e das lagoas LA1 e LA2

Os resultados do tratamento preliminar e primário demonstraram a importância do decantador e do tratamento anaeróbio na redução da concentração de material carbonáceo e nutrientes dos dejetos de suínos. A eficiência total de remoção dos tratamentos preliminar (decantador) e primário (LA1 e LA2) foi de 95% para a DQO total, 55% para sólidos totais, 51% para Nitrogênio total e 90% para o fósforo total. Devido à ação física do decantador, o tratamento dos dejetos torna-se bastante dependente da vazão de entrada (ou tempo de retenção). A lagoa anaeróbia 1 foi eficiente principalmente na remoção da DQO total e Fósforo total. A lagoa anaeróbia 2 teve um desempenho aquém do esperado.

4.4. Tratamento Secundário – Lagoa de Alta Taxa e Lagoa Aerada (LAT e LAR)

As lagoas utilizadas no tratamento secundário foram as lagoas de alta taxa (LAT) e aerada (LAR), as quais receberam o mesmo afluente proveniente da lagoa anaeróbia 2 (LA2). As cargas médias mensais aplicadas, volumétrica e superficial, de DQO total são apresentadas na tabela 4.4.

Tabela 4.4. Cargas volumétricas (CV) e superficiais (CS) médias, mínimas e máximas, aplicadas de DQO total nas lagoas LAT e LAR.

LAGOA	LAT				LAR			
	CV Méd	Mín Máx	CS Méd	Mín Máx	CV Méd	Mín Máx	CS Méd	Min Máx
Maio/2001	31	27 37	153	135 183	5,3	4,7 7	99	87 130
Junho	41	29 55	204	144 276	7,0	5 9	131	93 177
Julho	33	30 36	165	148 180	5,7	5 6,3	106	95 116
Agosto	39	34 41	194	168 207	6,7	6 7	124	108 133
Setembro	45	41 48	252	205 240	7,8	7 8	145	132 154
Outubro	43	35 50	215	176 248	7,5	6 8,6	138	113 160
Novembro	37	34 41	185	172 203	6,4	6 7	119	110 131
Dezembro	37	32 44	186	158 221	6,4	5,5 7,7	119	102 142
Janeiro/2002	31	30 32	158	150 161	5,4	5 5,5	100	97 103

Obs: CV: Carga volumétrica (g DQO/m³/dia)

CS: Carga superficial (Kg DQO/ha/dia)

Méd: Carga média

Mín: Carga mínima

Máx: Carga máxima

4.4.1. Lagoa de Alta Taxa (LAT)

Nesse sub-item são apresentados os resultados da lagoa de alta taxa, funcionando em sistema contínuo durante o período de maio 2001 a janeiro de 2002. Considerou-se a sazonalidade nos períodos frio (maio a setembro) e quente (outubro a janeiro). São apresentados também os resultados de duas baterias de análises realizadas diariamente durante 21 dias (igual ao tempo de retenção hidráulica da lagoa), para as épocas fria (julho) e quente (dezembro).

4.4.1.1. Condições climáticas e parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da LAT

As lagoas de alta taxa se caracterizam pela produção de algas, e seu desempenho é dependente de fatores climáticos como: radiação solar e temperatura. A luminosidade é determinante na produtividade fotossintética (responsável pela produção de oxigênio) e alterações físico-químicas do meio; a temperatura ambiente está relacionada à estabilização da matéria orgânica e ao decaimento de patogênicos. Os resultados médios mensais dos fatores climáticos temperatura média ambiente, precipitação total e radiação total são mostrados na tabela 4.5. A tabela 4.6. apresenta os valores médios de parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da LAT: oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

Tabela 4.5. Resultados médios mensais da temperatura ambiente, precipitação e radiação solar no período de maio de 2001 a março de 2002

Meses	Temperatura média (°C)	Precipitação total (mm)	Radiação total (cal/cm ² /dia)
Mai/2001	14,1	202	50
Junho	13,2	155	49
Julho	14,9	155	55
Agosto	17,7	40	52
Setembro	17,1	155	75
Outubro	19,5	149	107
Novembro	22,4	131	123
Dezembro	22,8	119	136
Janeiro/2002	23,3	161	120
Fevereiro	22,2	61	118
Março	24,0	131	100

Fonte: estação climatológica da EPAGRI, Concórdia, SC.

O valor médio mensal dos dados meteorológicos foram: temperatura de 18,3 °C, precipitação de 141 mm e radiação solar de 89,5 cal/cm²/dia. Obteve-se

o valor mínimo de temperatura no mês de junho (13,2 °C), sendo que a média da temperatura nos meses frios (maio a setembro) foi de aproximadamente 15 °C, enquanto que para os meses mais quentes (novembro a março) foi de aproximadamente 23 °C, ou seja houve uma diferença de cerca de 8 °C entre os períodos frio e quente. Em relação à precipitação total, os meses mais secos foram agosto/2001 e fevereiro/2002, sendo que o mês no qual houve maior ocorrência de chuvas foi maio/2001. No geral, a média de 141 mm de precipitação cobriu praticamente todo o período estudado.

Para a radiação solar, os meses mais ensolarados foram também os mais quentes, outubro/2001 a março/2002, cuja radiação média ficou em torno de 117 cal/cm²/dia, enquanto que os meses menos ensolarados tiveram em média 56 cal/cm²/dia. Considerando os valores estabelecidos por Oswald (1988) de 100 cal/cm²/dia durante cerca de 60% do tempo, para um funcionamento ótimo de lagoas de alta taxa, a lagoa LAT funcionou com valores de radiação solar igual ou superior em apenas 44% do tempo.

Tabela 4.6. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da lagoa de alta taxa.

Meses	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	pH	Temperatura (°C)
Maio/2001	3,41 ± 2,8	8,4 ± 0,3	16,8 ± 2,4
Junho	0,93 ± 0,5	8,3 ± 0,4	13,4 ± 3,6
Julho	0,32 ± 0,8	8,5 ± 0,5	15,0 ± 2,0
Agosto	0,36 ± 0,5	8,4 ± 0,2	18,0 ± 1,5
Setembro	0,29 ± 0,7	8,5 ± 0,4	18,8 ± 1,8
Outubro	0,37 ± 0,6	8,0 ± 0,5	21,0 ± 2,0
Novembro	0,38 ± 0,9	8,1 ± 0,3	24,2 ± 1,3
Dezembro	0,38 ± 1,0	8,2 ± 0,7	24,6 ± 2,6
Janeiro/2002	0,35 ± 2,5	8,0 ± 0,4	26,0 ± 1,9

Da tabela 4.6. tem-se que os valores médios durante o período experimental foram: OD de 0,75 mg/L; pH de 8,3; e temperatura da lagoa de 17,3°C. Com exceção do mês de maio/2001, os níveis de Oxigênio dissolvido

foram muito baixos. Considerando ser esta uma lagoa de alta taxa, onde os valores de OD podem chegar a super saturação, como relatados por Picot *et al.* (1992) e Chen *et al.* (2002) para efluentes domésticos, e em lagoas de maturação com dejetos de suínos relatados por Estrada & Hernández (2002), conclui-se que esta lagoa funcionou no mínimo de oxigenação.

Uma das causas para valores tão baixos pode estar relacionada com a radiação solar, que esteve abaixo do recomendado por Oswald (1988) por um período igual a 56% do tempo. Outra causa poderia estar relacionada ao horário em que eram efetuadas as medidas do OD, geralmente pela manhã (± 9 horas), porém em alguns dias, foram também realizadas medidas à tarde (± 15 horas), e os resultados não diferiram daqueles obtidos no período da manhã. Costa *et al.* (2000) observaram, para lagoa de alta taxa em sistema de batelada, nas mesmas condições climáticas de Santa Catarina, com dejetos de suínos, que os valores de OD na época fria eram inferiores a 1 mg/L para 25 dias de funcionamento da lagoa, e mesmo na época quente esses valores eram inferiores a 2 mg/L até o 21º dia de funcionamento da lagoa.

Como o desenvolvimento algal é praticamente o elemento responsável pela oxigenação do meio, foram efetuadas medidas da clorofila *a* e identificação de algas, no mês de janeiro/2002. Os resultados obtidos são apresentados na tabela 4.7. e a figura 4.5. apresenta fotos de imagens das algas, capturadas no microscópio ótico.

Tabela 4.7. Análise qualitativa e quantitativa de algas na LAT (n= 8)

Principais gêneros de algas	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)
<i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Navícula</i> e <i>Coscinodiscus</i>	2.608 ± 1.369



Figura 4.5. Fotos de algas presentes na LAT efetuadas no microscópio ótico

Observa-se na figura 4.5. a predominância de Chlorellas, com ocorrência de Diatomáceas: Navícula e Coscinodiscus, em menor quantidade. Foi também verificada a ocorrência de zooplâncton, com os gêneros Aspidisca, Paramecium, Philodina, Vorticella e Stentor, além da presença de fungos e flocos.

Os valores obtidos para a Clorofila a são similares aos obtidos por Picot *et al.* (1992) e Chen *et al.* (2002), com lagoas de alta taxa, nos meses mais ensolarados e quentes, para efluentes domésticos, mostrando que, mesmo estando no limite de oxigenação, a lagoa funcionou com bom desenvolvimento algal. A figura 4.6. confirma visualmente a presença das algas através da cor *verde-escuro* da amostra da LAT, diferente da cor da LAR que esteve mais próxima do amarelo, a LM1 apresentou um verde mais claro e a LM2 apresentou pouca cor (pontos 4= LA2, 5= LAT, 6= LAR, 7=LM1 e 8= LM2).



Figura 4.6. Foto de amostras retiradas das lagoas, da esquerda para a direita LA2, LAT, LAR, LM1 e LM2

4.4.1.2. Parâmetros gerais de avaliação da LAT

A figura 4.7. mostra a eficiência de remoção dos parâmetros de avaliação da lagoa de alta taxa. A figura 4.8. apresenta a variação dos parâmetros DQO e DBO solúvel, NTK, N-NH₃, e PT na LAT.

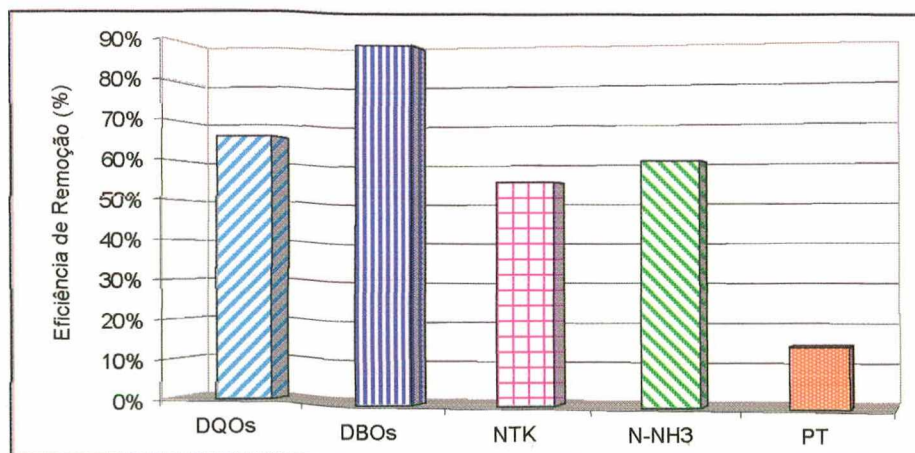


Figura 4.7. Desempenho da LAT para os principais parâmetros analisados

Para a DQO total observou-se que houve uma eficiência de remoção da ordem de 50% até o mês de novembro, quando então a eficiência foi nula em função da grande quantidade de sólidos e da turbidez, presentes no efluente devido ao grande desenvolvimento de algas. Se a eficiência for calculada em termos da DQO solúvel de saída, tem-se 66% de remoção.

As cargas médias volumétrica e superficial aplicadas no período experimental foram de 37 g DQO /m³/dia e 187 Kg DQO/ha/dia. A remoção das cargas volumétrica e superficial foi de 24 g DQO/m³/dia e 124 Kg DQO/ha/dia, respectivamente.

A lagoa de alta taxa recebeu o afluente com uma concentração média de 184 mg/L de DBO₅ solúvel e produziu um efluente com 20 mg/L, a eficiência de remoção deste parâmetro alcançou 89%. Estes resultados foram próximos aos 83% encontrados por Estrada e Hernández (2002), com lagoas facultativa para tratamento de dejetos de suínos. As cargas aplicadas, volumétrica e superficial, foram de 9 g DBO₅/m³/dia e 44 Kg DBO₅/ha/dia, respectivamente, correspondendo a uma remoção de 8 g DBO₅/m³/dia e 39 Kg DBO₅/ha/dia (Tabela 4.3).

Em relação ao NTK, a lagoa recebeu um afluente com concentração média de 726 mg/L e produziu um efluente médio de 328 mg/L, com eficiência de remoção de 55%. Esta eficiência é comparável aos estudos de Medri (1997) com dejetos de suínos em lagoa facultativa, que teve um desempenho de 59%, e superior aos 47% verificados por Zanotelli *et al.* (2002) na avaliação de lagoa facultativa com chicanas. Para o Nitrogênio amoniacal, a lagoa recebeu uma concentração média afluente de 574 mg/L e gerou um efluente com 232 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 60%.

A concentração média de Fósforo total na entrada da lagoa de alta taxa ao longo do período foi de 33 mg/L e na saída foi de 28 mg/L, com eficiência de remoção de 15%. Os resultados encontrados para remoção do Fósforo foram inferiores aos obtidos por Chen *et al.* (2002) em lagoa de alta taxa para efluentes domésticos; mas similares aos de Dalavéquia (2000), com lagoas facultativas para tratamento de dejetos de suínos, que utilizando tempo de retenção hidráulica de 24 e 20 dias, obteve eficiência de remoção de 19 e 11%, respectivamente.

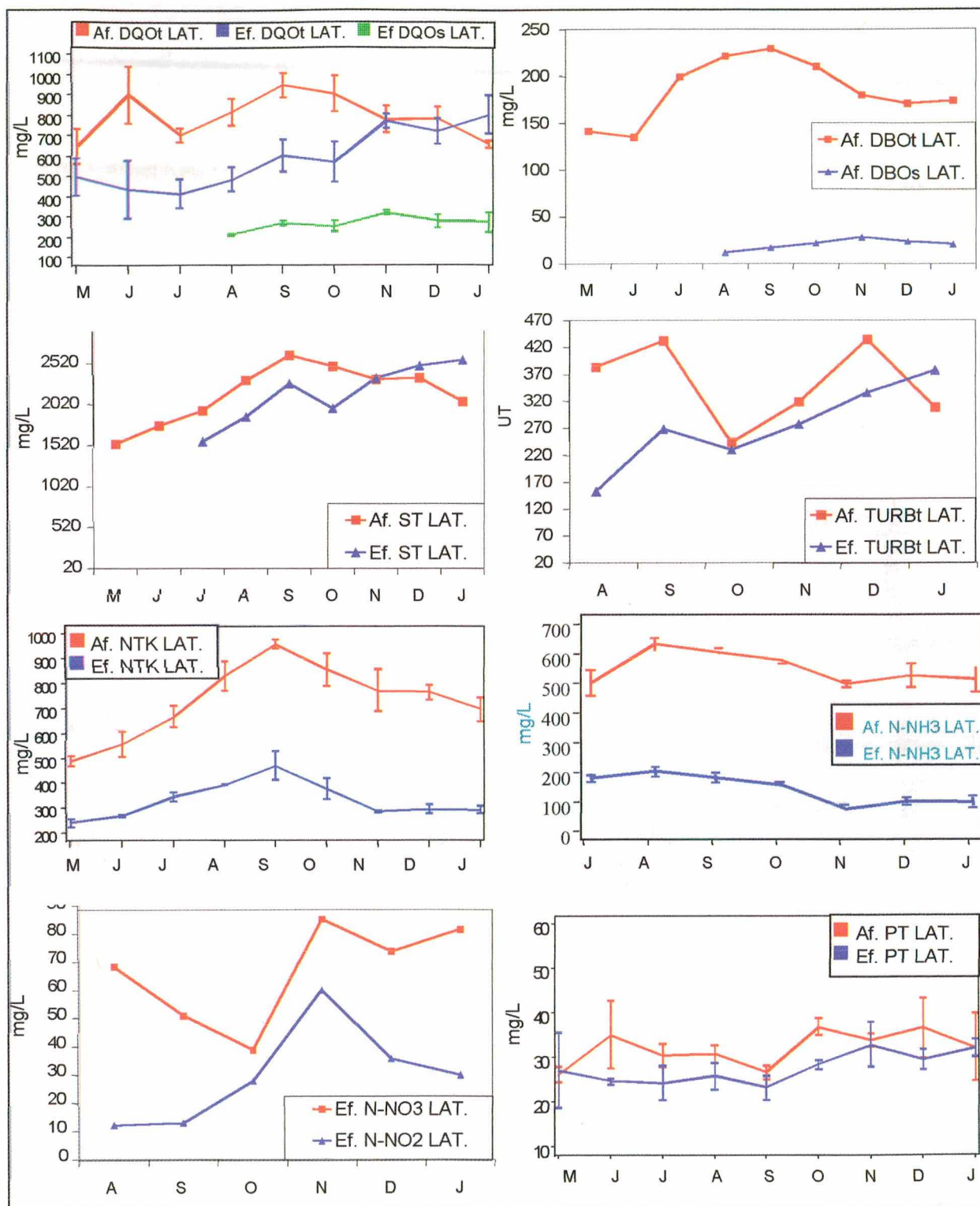


Figura 4.8. Variação dos parâmetros médios mensais de avaliação da LAT

A evidência da presença de algas e sua influência sobre o aumento da DQO total, foi reforçada pelo comportamento da DQO solúvel no efluente. Embora tenha ocorrido um pequeno aumento na concentração, ao longo do período monitorado, a concentração da DQO solúvel foi inferior à da DQO total, devido ao material algal em suspensão, este comportamento também foi constatado por Chen *et al.* (2002). A presença de algas no efluente das lagoas de alta taxa não significa que o efluente seja de má qualidade, pois é matéria viva e por isso não deve ser considerada poluente (Nascimento *et al.*, 2000).

O menor valor da turbidez total do efluente ocorreu no mês de agosto (156 UT), e o maior foi de 380 UT no mês de janeiro, coincidindo com o pico máximo de DQO total. Valores também confirmados pelos sólidos totais no efluente, devido à maior quantidade de algas no mês de janeiro influenciada por temperaturas e radiação solar elevadas.

Segundo Ludovice *et al.* (2001), existe uma relação positiva entre sólidos suspensos e clorofila *a* no efluente de lagoas com alta densidade de algas, como a de alta taxa. No presente estudo foi verificada concentração média de 353 mg/L de sólidos suspensos na lagoa de alta taxa, evidenciando uma quantidade significativa de algas, assim como também a cor da massa líquida da lagoa mostrada na figura 4.6.

A determinação da visibilidade do *Disco de Secchi* (transparência da água), foi efetuada nas épocas de maiores temperaturas e radiação solar; em média a luz alcançou 5 cm de profundidade. De acordo com Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) este valor de visibilidade do Disco demonstra que o meio tem uma quantidade importante de algas. Igualmente para Matheus *et al.* (1991), a densidade fitoplanctônica pode ser estimada através de leituras com o Disco de Secchi, sendo que visibilidade do Disco inferior a 10 cm caracteriza um meio eutrofizado.

Para o Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), a variação do efluente acompanhou as variações da concentração do afluente, com uma estabilização do efluente a partir do mês de novembro até final do período avaliado. A diminuição na concentração de Nitrogênio NTK se deve, provavelmente, à mineralização e assimilação algal. Segundo Baumgarten *et al.* (1999) a

assimilação algal é uma importante forma de remoção de Nitrogênio. Estudos com *Chlorella sp* e bactérias *sp*, presentes em dejetos de suínos, conseguiram fixar na biomassa 25% do amônio em sistema batch e 100% em sistema contínuo.

Outras formas de remoção de Nitrogênio total foram através da mineralização do NTK, oxidação da amônia para nitrito e nitrato e desnitrificação.

A variação do Nitrogênio amoniacal mostrou um comportamento semelhante ao do Nitrogênio total Kjeldahl (NTK). A concentração de N-NH₃ no efluente acompanhou as variações do afluente, com valores crescente na época mais fria até o mês de agosto. A partir de então, ocorreu queda progressiva na concentração até o mês de novembro, época de temperaturas mais altas, estabilizando até o final do período experimental. Sua remoção nessa lagoa ocorreu através da oxidação, assimilação algal e volatilização. A oxidação da amônia foi evidenciada pela presença de nitrito e nitrato no efluente da lagoa. A assimilação pelas algas, na forma de amônia ionizada (NH₄⁺) e amônia livre (NH₃) é relatada nos estudos de Nurdogan e Oswald (1995). Para Uehara (1989) muitas espécies de algas preferem o nitrogênio na forma de amônia, por ser rapidamente sintetizada em aminoácidos. A remoção através da volatilização da amônia observada neste experimento também foi importante, mesmo com pH médio de 8,3 ± 0,15 verificado durante o período monitorado. Picot *et al.* (1993) observaram que grande parte volatilização da amônia ocorre com o pH do meio entre 8 e 10.

No efluente da lagoa de alta taxa foi observada a presença de nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃), com concentrações médias de 30 e 60 mg/L, respectivamente. Segundo Antoniou *et al.* (1990) o pH ótimo para as bactérias nitrificantes, *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, situa-se entre 7,5 e 8,0.

Nos meses de agosto e setembro o pH médio foi de 8,5, o que pode ter influenciado para as perdas de nitrato e a estabilidade em concentrações baixas de nitrito. A partir do mês de outubro o pH médio baixou para 8,0, ocorreu aumento gradativo na concentração de nitrito até o mês de novembro, quando atingiu o pico de 60 mg/L, a partir daí houve um decréscimo deste até o final do período do monitoramento para valores em torno de 35 mg/L.

O nitrato iniciou com concentração elevada, teve uma queda até o mês de outubro, atingindo o máximo de 85 mg/L no mês de novembro, estabilizando-se

em seguida até o final do período experimental. Nesse mesmo período a concentração de nitrito foi diminuindo evidenciando a nitratação no interior da lagoa.

A diminuição do nitrito e aumento do nitrato, a partir do mês de novembro, período de maiores temperaturas e radiação solar, se deve provavelmente a uma ação mais efetiva das bactérias formadoras de nitrato (*Nitrobacter*), na oxidação do nitrito.

A remoção de Fósforo ocorreu tanto por assimilação fotossintética, devido à presença das algas, como por precipitação química uma vez que o pH esteve superior a 7,8, conforme observado por Moutin *et al.* (1992). Livestock Industry Facilities e Environment (1995), citados por Medri (1997), atribuíram a presença da maioria dos compostos de Fósforo, contidos no fundo da lagoa, à sedimentação dos sólidos em suspensão. Neste estudo, pela constante mistura da massa líquida da lagoa de alta taxa, conclui-se que a remoção de Fósforo não ocorreu por sedimentação.

4.4.1.3. Balanço de Nitrogênio na LAT

O balanço de Nitrogênio permite avaliar as formas e concentrações de entrada no afluente, transformações ocorridas e perdas no efluente. A figura 4.9. mostra as frações e formas de Nitrogênio no afluente, e as transformações ocorridas no efluente da lagoa de alta taxa.

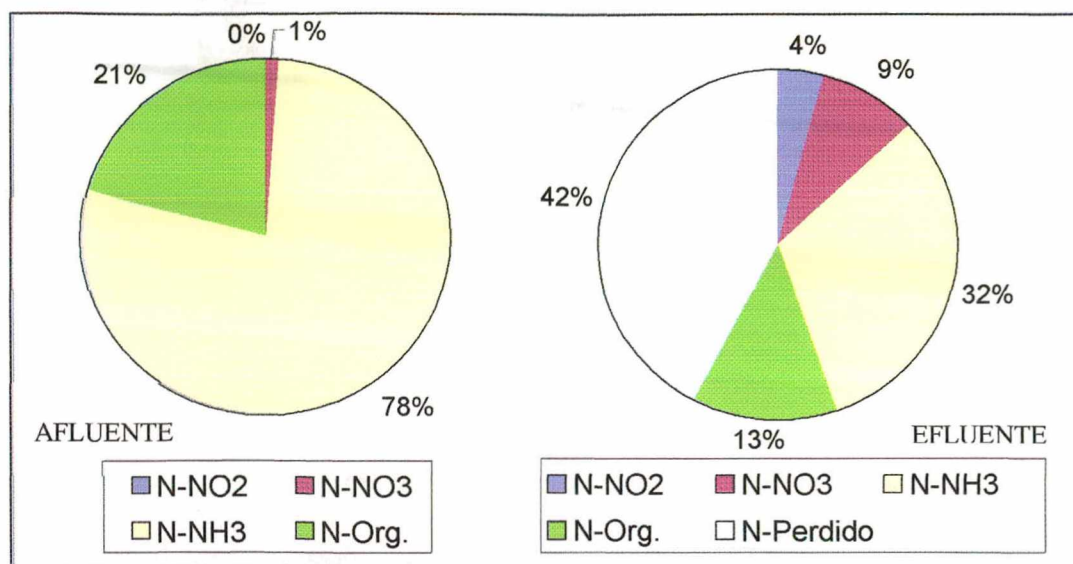


Figura 4.9. Frações e formas nitrogenadas no afluente e efluente da LAT

No afluente da lagoa de alta taxa, por ser um meio anaeróbio/anóxico predominaram as formas de Nitrogênio orgânico e amônia. No entanto, em função da remoção de material orgânico, nas lagoas anaeróbias, verificou-se na superfície da segunda lagoa traços de nitrito (N-NO₂) e uma concentração de 7,9 mg/L de nitrato (N-NO₃). Jones *et al.* (2000) relataram que a literatura científica evidencia a possibilidade que organismos classificados como aeróbios obrigatórios (ex. *Nitrosomonas spp* e *Nitrobacter spp.*) tenham sido encontrados em lagoas de estabilização anaeróbias com sobrecarga, conforme Abeliovich (1987). *Nitrosomonas europaeae* foram encontradas em lagoas anaeróbias (St-Arnaud *et al.*, 1991). Princic *et al.* (1998) relataram que estudos mais recentes mostraram que nem a inibição de substrato, nem o pH típico da lagoa anaeróbia, afetam a cinética da *Nitrosomonas europaeae*; mas a pressão osmótica na concentração de resíduos pode inibir severamente estas espécies (Hunik *et al.*, 1992, citados por Jones *et al.*, 2000).

Bock *et al.* (1995) observaram que, mesmo em baixas concentrações de oxigênio, como 0,2 mg/L, ocorreram reações de nitrificação em culturas puras de *Nitrosomonas eutropha* e *Nitrosomonas europaeae*.

A variação da série nitrogenada através das transformações biológicas, ao longo das etapas de tratamento precedentes (decantador, LA1 e LA2), resultou em concentrações médias de Nitrogênio orgânico e amoniacal (Norg e N-NH₃) no

afluente da lagoa de alta taxa de 152 mg/L e 574 mg/L, representando 21% e 78% do Nitrogênio orgânico e amoniacal, respectivamente. O nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) no afluente representaram apenas 1% do Nitrogênio total.

No efluente da lagoa de alta taxa as concentrações médias de Norg e N-NH₃ foram de 96 mg/L e 232 mg/L, sendo que ocorreu um decréscimo do percentual no efluente em relação ao afluente, de 21% para 13% (Norg) e de 78% para 32% (N-NH₃).

Para nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃), as concentrações médias encontradas no efluente foram de 30 mg/L e 66 mg/L, respectivamente. A porcentagem de nitrito (N-NO₂) passou de 0% no afluente para 4% no efluente, e o nitrato (N-NO₃) de 1% no afluente para 9% no efluente. A diminuição da concentração da amônia e o aumento de nitrito e nitrato mostram que a nitrificação teve uma participação importante na transformação da amônia.

Os resultados mostraram que as transformações ocorridas nas formas dos compostos de Nitrogênio foram através do processo de oxidação da amônia (nitrificação), assimilação biológica e desnitrificação. As perdas de 42% do Nitrogênio afluente em relação ao efluente ocorreram principalmente por volatilização da amônia livre e N₂ para a atmosfera, sendo que estes resultados estão de acordo com os de El Halouani *et al.* (1993); Gómez *et al.* (1995); Green *et al.* (1996); e Chen *et al.* (2002). Segundo esses últimos autores, a volatilização da amônia é o principal mecanismo de perdas de nitrogênio, a nitrificação e a assimilação fotossintética são transformações de formas de nitrogênio.

4.4.1.4. Influência da sazonalidade no funcionamento da lagoa de alta taxa

As lagoas de alta taxa são bastante dependentes de fatores climáticos. A sua funcionalidade está baseada na produção de algas. Para avaliar a influência climática, no desempenho da lagoa de alta taxa, os resultados foram analisados para dois períodos: de maio a setembro (período frio) e outubro a janeiro (período quente). A figura 4.10. apresenta a eficiência dos principais parâmetros de controle desta lagoa nestes períodos.

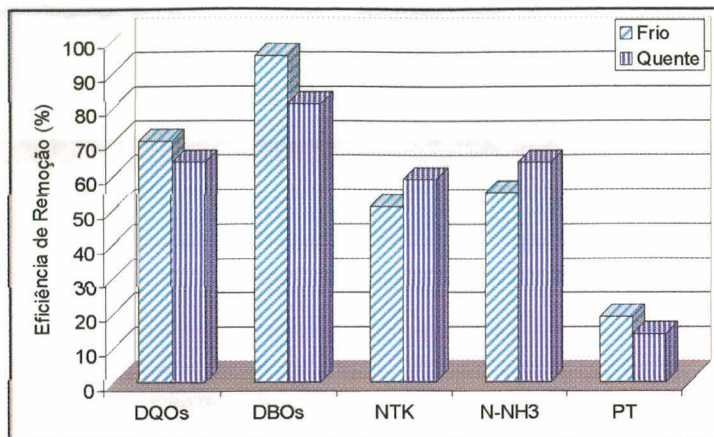


Figura 4.10. Eficiência de remoção nos períodos frio e quente na LAT

A concentração média de DQO no afluente e efluente da lagoa d e alta taxa para o período frio (n=9) foi de 791 mg/L e 239 mg/L, respectivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de 70% de DQO solúvel. No período quente (n=17) a concentração média do afluente e efluente foi de 779 mg/L e 280 mg/L, respectivamente, obtendo uma eficiência de remoção de 64% de DQO solúvel. Os resultados da época fria e quente quanto à eficiência de remoção de DQO foram bastante próximos, com uma pequena vantagem para o período frio, cujas concentrações da DQO total afluente foram mais elevadas que no período quente.

Esse mesmo comportamento foi observado para o desempenho da lagoa em termos de DBO₅ solúvel, tendo-se obtido eficiência de remoção de 95% no período frio (n=9) e 81% no período quente (n=17). Por se tratar da fração solúvel, o aumento do consumo de oxigênio (DQO ou DBO) no período quente está relacionado ao aumento da nitrificação, uma vez que as concentrações afluentes diminuíram nesse período.

Para o NTK e N-NH₃, o desempenho da lagoa foi melhor no período quente (59 e 64%, respectivamente) que no período frio (51 e 64%, respectivamente). A nitrificação ocorreu em ambos os períodos, sendo mais pronunciada no período quente. No período frio a lagoa produziu um efluente com uma concentração média de 12 mg/L de nitrito (N-NO₂) e 59 mg/L de nitrato (N-NO₃); e no período quente a lagoa produziu um efluente com uma concentração média de 38 mg/L de nitrito (N-NO₂) e 70 mg/L de nitrato (N-NO₃).

O desempenho da LAT na remoção do Fósforo teve pouca influência da sazonalidade. No período frio a eficiência foi de 19%, enquanto que no período quente esta foi de 14%.

4.4.1.5. Análise do funcionamento/sazonalidade em baterias de 21 dias

Para verificar o comportamento diário da lagoa de alta taxa nas épocas fria e quente, foram realizadas duas baterias de análises diárias durante 21 dias, o qual é igual ao período de retenção hidráulica, no mês de julho (época fria) e dezembro (época quente). A figura 4.11. mostra a variação dos principais parâmetros durante essas baterias.

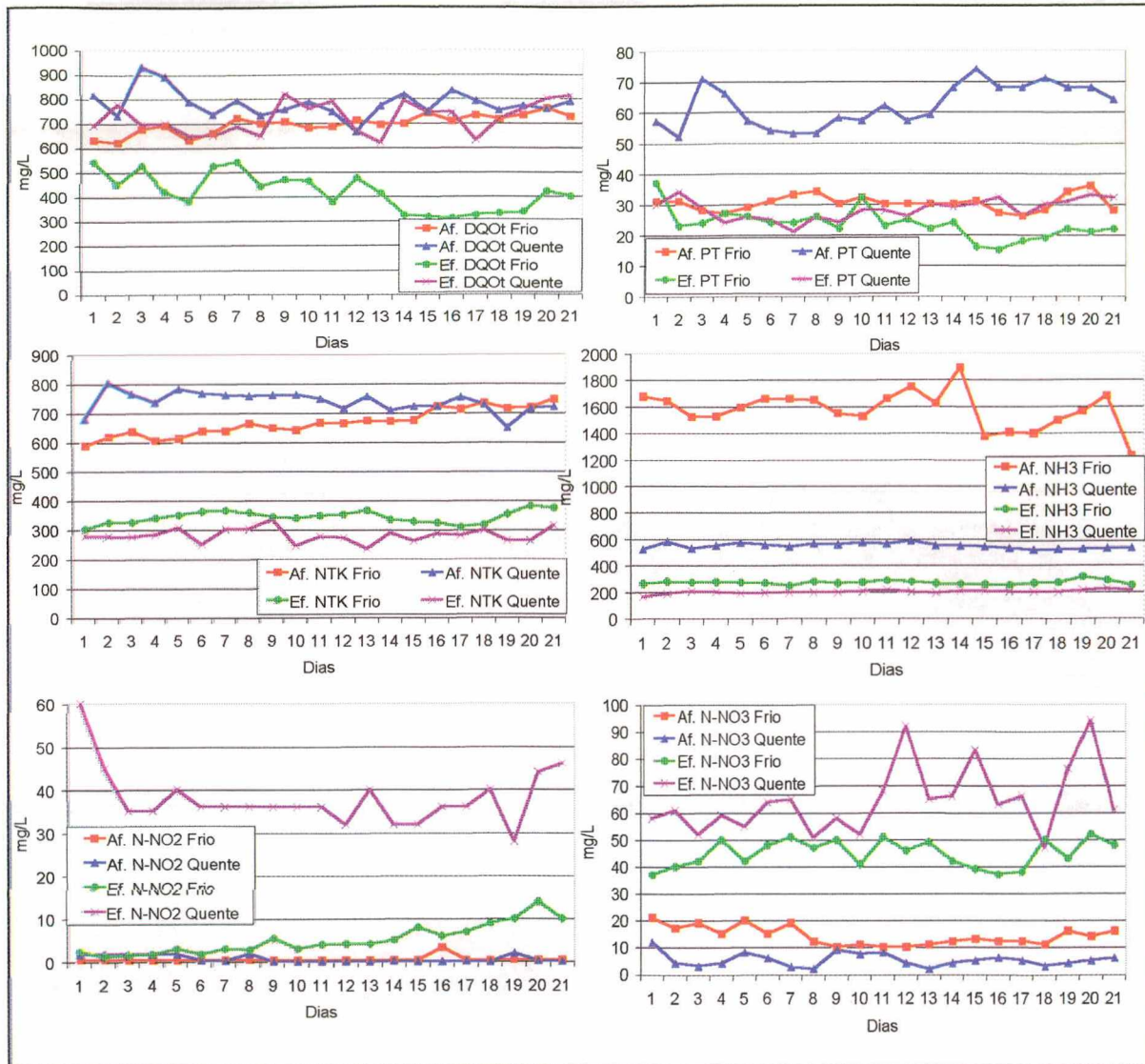


Figura 4.11. Variação dos principais parâmetros nas baterias analíticas de 21 dias, para os períodos frio e quente.

Na figura 4.11. observa-se, para os parâmetros avaliados, que a lagoa operou em regime próximo ao estacionário, absorvendo bem as flutuações das concentrações afluentes dos dejetos, durante as duas baterias. Para a DQO foi avaliada apenas a DQO total, sendo que esta no período quente apresentou concentrações efluentes próximas ou superiores àquelas da entrada da lagoa, devido à intensa produção de algas, como já evidenciado no item 4.4.1.2. Com o PT a variação da concentração do efluente acompanhou a variação do afluente, com maior concentração no período quente. O NTK teve ótima remoção no período quente, embora as concentrações afluentes fossem bem maiores que no

período frio. Com a $N-NH_3$, a variação da concentração do efluente acompanhou a variação do afluente, com maior concentração no período frio. Houve nitrificação, tanto no período frio, quanto no período quente, sendo esta mais pronunciada no período quente, com produção de nitrito cerca de seis vezes superior e nitrato cerca de 1,5 vez.

4.4.2. Lagoa aerada (LAR)

Nesse sub-item é apresentado o desempenho da lagoa aerada no tratamento de dejetos de suínos, durante o período de estudo: maio de 2001 a fevereiro de 2002. Observou-se também a influência da sazonalidade na eficiência do tratamento, para os períodos frio (maio a setembro) e quente (outubro a janeiro).

4.4.2.1. Parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da lagoa aerada

Os resultados médios mensais dos fatores climáticos: temperatura média ambiente, precipitação total e radiação total são mostrados na tabela 4.4., apresentada no sub-item 4.4.1.1. A tabela 4.8. apresenta os valores médios de parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da LAR: Oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

Tabela 4.8. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da lagoa aerada

Meses	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	pH	Temperatura (°C)
Maio	5,4 ± 2,8	8,6 ± 0,3	17 ± 2,4
Junho	6,0 ± 0,7	7,5 ± 0,4	14 ± 3,6
Julho	6,6 ± 0,8	7,2 ± 0,5	15 ± 2,1
Agosto	6,5 ± 0,5	6,8 ± 0,2	17 ± 1,5
Setembro	6,4 ± 0,7	7,0 ± 0,4	18 ± 1,8
Outubro	6,5 ± 0,6	7,1 ± 0,5	20 ± 2,0
Novembro	6,4 ± 0,9	6,3 ± 0,3	22 ± 1,3
Dezembro	5,0 ± 1,0	6,9 ± 0,7	23 ± 2,6
Janeiro	6,7 ± 2,5	6,0 ± 0,4	25 ± 1,9

Da tabela 4.8., tem-se que os valores médios durante o período experimental foram: OD de 6,1 mg/L; pH de 7,04 ; e temperatura da lagoa de 19 °C. A lagoa aerada operou em condições de excelente oxigenação, com valores médios de OD superiores a 6,0 mg/L. Zanotelli (2002) verificou para lagoa facultativa aerada, com dejetos de suínos, que a eficiência da lagoa na remoção de DQO passou de 44% para cerca de 70% quando os níveis de OD na lagoa eram mais elevados que 2,0 mg/L. Os valores médios de temperatura permitem dividir o estudo em dois períodos: frio (maio a setembro, com média de 16,2 °C) e quente (outubro a janeiro, com média de 22,5 °C); os valores médios de pH foram mais elevados cerca de 1 unidade durante o período frio (média de 7,42) em relação ao período quente (média de 6,59).

4.4.2.2. Parâmetros gerais de avaliação da LAR

A figura 4.12. mostra a eficiência de remoção dos parâmetros de avaliação da lagoa aerada. A figura 4.13. apresenta a variação dos parâmetros DQO e DBO solúvel, NTK, N-NH₃ e PT na LAR.

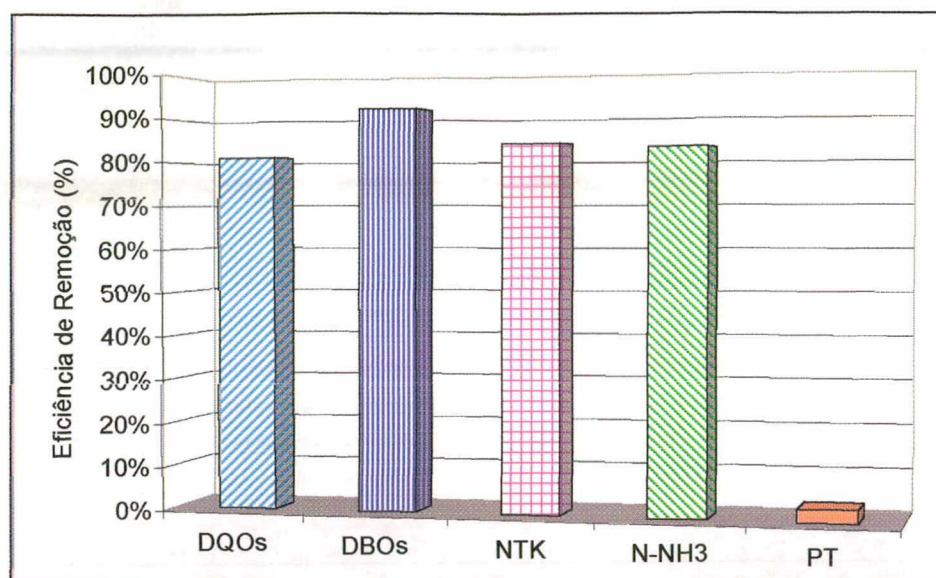


Figura 4.12. Eficiência de remoção dos principais parâmetros analisados na LAR

Na figura 4.12. observa-se que, excetuando-se o Fósforo total, a lagoa aerada teve um bom desempenho na remoção da DQO e DBO solúveis, Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH₃), com eficiência superior a 80%.

As cargas volumétrica e superficial aplicadas na lagoa aerada foram de 6,5 g DQO/m³/dia e 120 Kg DQO/ha/dia, respectivamente, conforme apresentado na tabela 4.3. As concentrações médias de DQO no afluente e efluente da lagoa aerada foram de 786 e 149 mg/L, respectivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de DQO solúvel de 81%. As respectivas cargas volumétrica e superficial removidas foram de 4,1g DQO/m³/dia e 76,7 Kg DQO/ha/dia.

Para a DBO, as cargas volumétrica e superficial aplicadas na lagoa aerada foram de 1,5 g DBO₅/m³/dia e 28,2 Kg DBO₅/ha/dia, respectivamente. A concentração média afluente foi de 184 mg/L e efluente de 15 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de DBO₅ solúvel de 92%. Foram removidos 1,4 g DBO₅/m³/dia e 26 Kg DBO₅/ha/dia.

As concentrações médias de nitrogênio total Kjeldahl na entrada e saída foram de 726 mg/L e 116 mg/L, respectivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de 84%, enquanto que para o Nitrogênio amoniacal houve uma eficiência de remoção de 83%; essa eficiência é superior aos resultados de

59% obtidos por Medri (1997) com lagoas facultativa e Zanotelli (2002) com lagoa facultativa com aeração.

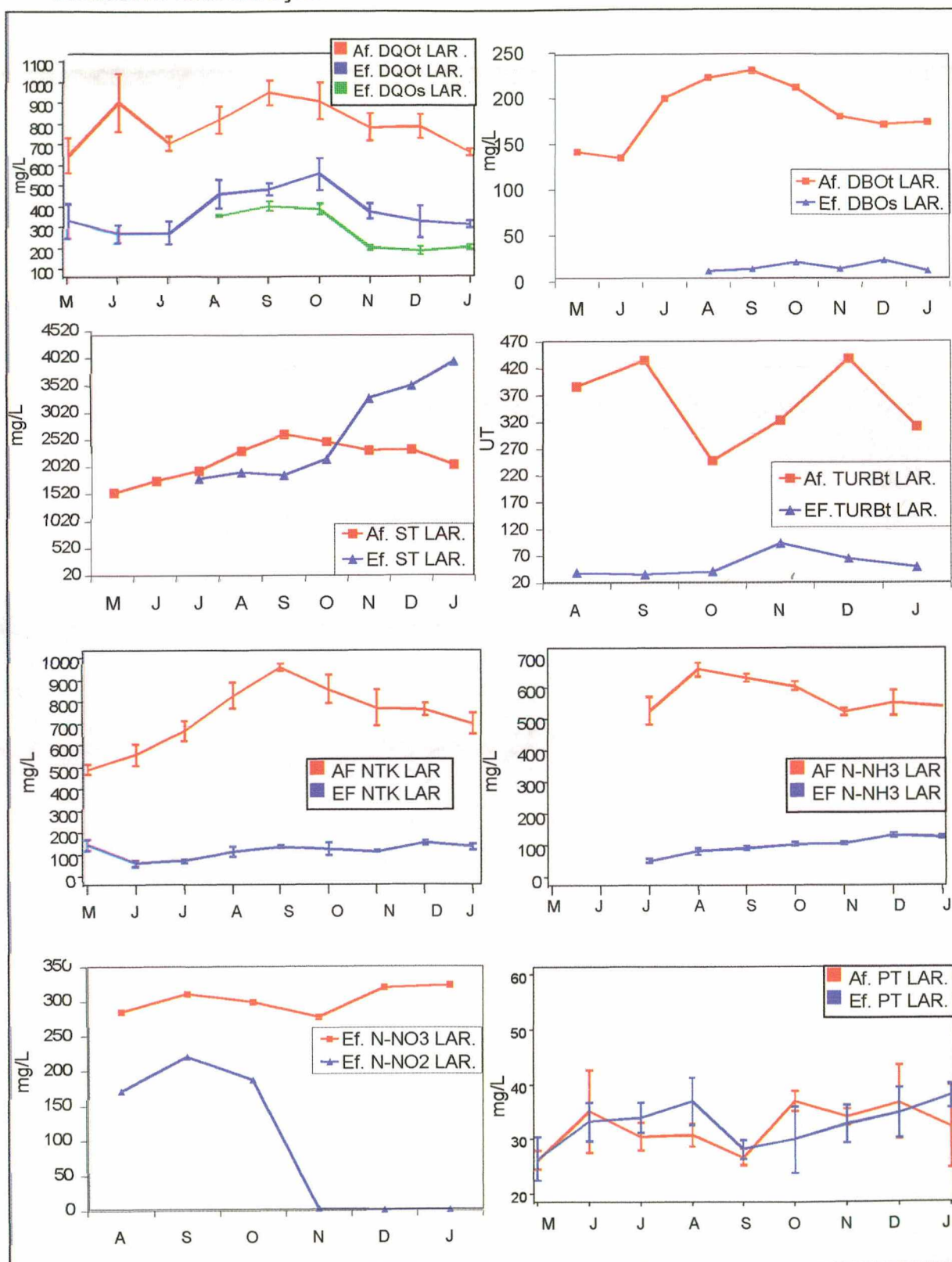


Figura 4.13. Variação dos parâmetros médios mensais de avaliação da LAR.

O comportamento da DQO total do efluente acompanhou as variações do afluente. Para a DQO solúvel ocorreu comportamento semelhante.

A DBO₅ total, na lagoa aerada, elevou-se rapidamente até o mês de julho, seguido de uma estabilização até o mês de setembro. Após esse período caiu gradativamente até o final do experimento. Preferiu-se utilizar a DBO₅ solúvel para analisar o desempenho da lagoa, devido às interferências dos sólidos na DBO₅, como já evidenciado para a lagoa de alta taxa. A concentração média de sólidos totais no efluente da lagoa foi de 2.635 mg/L, resultado da ação da aeração e presença de algas. A turbidez média do efluente no período foi de 53 UT. Ocorreu um pequeno aumento na concentração nos meses mais quentes a partir de novembro, possivelmente pela presença de algas.

Para o NTK e o N-NH₃, o efluente apresentou-se relativamente estável, independente das variações do afluente. A variação de nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) na lagoa aerada foi similar até o mês de setembro. A partir de então ocorreu uma queda na concentração do nitrito, até o mês de novembro, estabilizando em valores próximos a zero até o final do período experimental, enquanto que o nitrato continuou aumentando, tendo um máximo de 322 mg/L no mês de janeiro.

A remoção dos compostos de Nitrogênio (NTK e N-NH₃) se deve principalmente ao processo de oxidação da amônia (nitrificação), comprovado pelos resultados obtidos para as concentrações de nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) de 96 e 302 mg/L, respectivamente, e pela redução da amônia de 574 mg/L para 98 mg/L. Estes resultados estão de acordo com Bicudo e Svoboda (1996) sobre a influência da aeração intermitente na remoção de Nitrogênio, e estudos sobre remoção de Nitrogênio em lagoas aeradas efetuados por Middlebrooks *et al.* (1999).

A remoção de amônia, através da volatilização, ocorreu em menor quantidade, em função do baixo pH (média de 7,0) observado na lagoa, o qual favorece pouco a formação de amônia livre volátil (NH₃). O processo de desnitrificação ocorreu entre os intervalos de não aeração, formando N₂. Os baixos valores de pH ao longo do período podem ser uma evidência da dissociação do NH₄⁺ formando a amônia livre (NH₃) e liberando íons de H⁺ para o meio.

As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido (5,7 mg/L), por sua vez, favoreceram o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, resultando em um efluente com elevados valores de nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃).

Para o Fósforo total, a eficiência de remoção observada foi de apenas 3%. Os baixos valores de pH (média de 7) verificados na lagoa foram, possivelmente, uma das causas do mau desempenho, não favorecendo a precipitação dos compostos de Fósforo insolúveis, que acontece com pH acima de 7,8 (Moutin *et al.*, 1992). A remoção por sedimentação também não ocorreu em função da turbulência do meio devido à aeração, que fez com que o material sólido permanecesse em suspensão. Isto se confirma pela maior concentração de sólidos totais encontrada no efluente (2.635 mg/L), em relação a concentração afluyente (2.145 mg/L). É provável que apenas a assimilação fotossintética tenha sido o mecanismo de remoção do Fósforo.

4.4.2.3. Balanço de Nitrogênio

A Figura 4.14. mostra as frações das formas de nitrogênio no afluyente e as transformações no efluente da lagoa aerada.

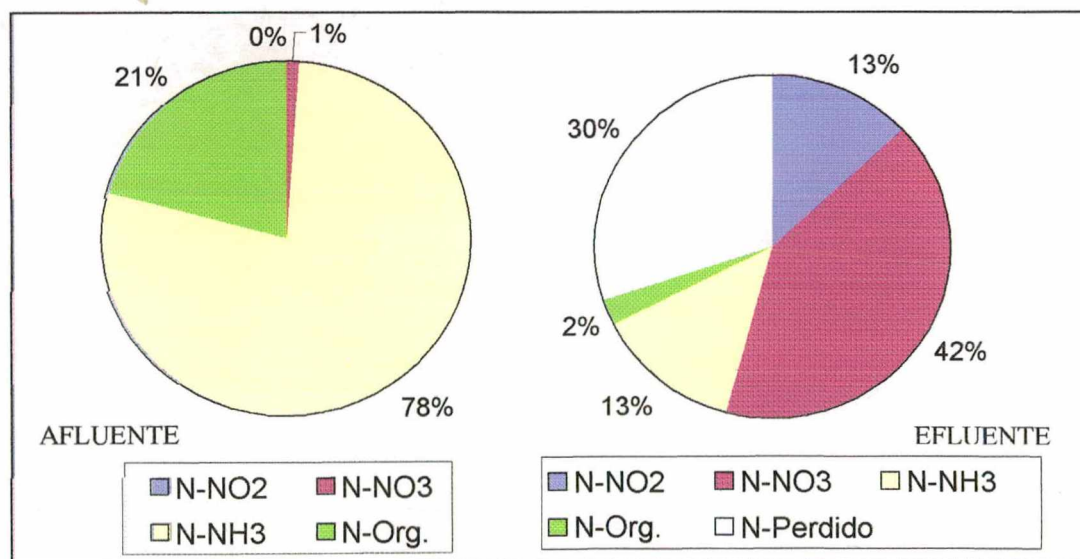


Figura 4.14. Frações das formas nitrogenadas no afluyente e efluente da lagoa aerada.

Na composição do Nitrogênio no afluente da lagoa aerada, por ser um meio anaeróbio/anóxico, predominaram as formas de Nitrogênio orgânico e amoniacal. No entanto, em função da alta remoção de material orgânico da primeira e segunda lagoas anaeróbias, verificou-se na superfície da segunda lagoa, traços de nitrito (N-NO_2) e uma pequena concentração de nitrato ($\text{N-NO}_3=7,9 \text{ mg/L}$), concentrações estas já discutidas anteriormente no item 4.4.1.3. para a lagoa de alta taxa.

Os resultados mostraram que as transformações ocorridas nas formas do Nitrogênio afluente foram principalmente através do processo de oxidação da amônia (nitrificação) e desnitrificação. A porcentagem do Nitrogênio orgânico no afluente diminuiu de 21% para 2% no efluente, enquanto que a fração de N-NH_3 diminuiu de 78% para 13%, respectivamente. A porcentagem de nitrito passou de 0% (traços) no afluente para 13% no efluente, e o nitrato aumentou de 1% para 42%. A diminuição da concentração do Nitrogênio amoniacal e o aumento de nitrito e nitrato, confirmam que a nitrificação foi o principal meio de transformação do Nitrogênio.

O balanço de Nitrogênio total mostrou concentrações médias de 734 mg/L e 514 mg/L, no afluente e efluente da lagoa, respectivamente. As perdas de Nitrogênio nessa lagoa foram de 220 mg/L, que ocorreram principalmente através da assimilação fotossintética e desnitrificação nos períodos de não aeração, pois o pH médio de 7,0 nessa lagoa não favoreceu a volatilização da amônia.

4.4.2.4. Influência do tempo de aeração no desempenho da lagoa

O desempenho da lagoa aerada também foi verificado para um período maior de repouso antes da aeração, passando de 2 horas para 4 horas de repouso entre cada ciclo, e de 12 para 6 ciclos diários, conforme descrito no item 3.1.5. da metodologia. A figura 4.15. mostra as concentrações médias no efluente dessa lagoa para os dois períodos considerados.

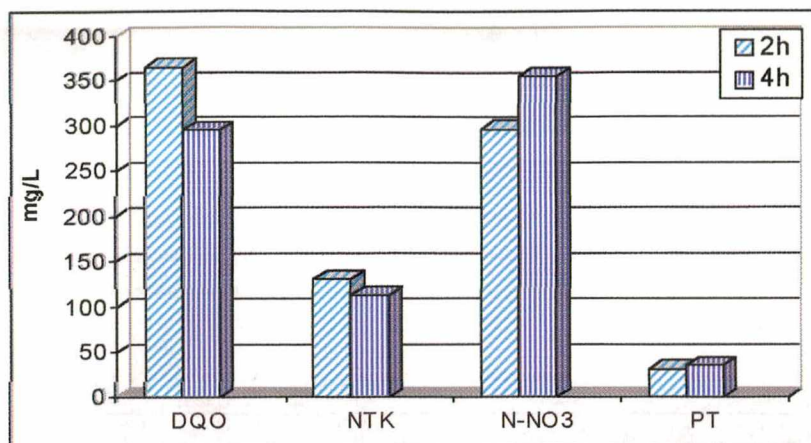


Figura 4.15. Concentrações efluentes médias dos parâmetros analisados para os períodos de repouso de 2 e 4 horas na lagoa aerada

Os resultados entre os dois períodos avaliados apresentaram algumas diferenças. Para o repouso de 2 horas a concentração média da DQO total no efluente foi de 365 mg/L, enquanto que para o repouso de 4 horas esta foi de 296 mg/L. Igualmente, para o Nitrogênio NTK houve uma redução na concentração efluente de 131 mg/L para 113 mg/L, com aumento da concentração média de nitrato (N-NO₃) de 297 mg/L para 356 mg/L, quando o tempo de repouso aumentou de 2 para 4 horas. Em relação ao Fósforo total houve um pequeno aumento de 31 para 36 mg/L para os intervalos de repouso de 2 e 4 horas, respectivamente.

Em síntese, os dados demonstraram que o aumento de 100% no tempo de repouso melhorou a qualidade do efluente da lagoa. Observou-se maior eficiência na remoção de DQO e NTK, com aumento da nitrificação, enquanto que para o Fósforo total a alteração no tempo de repouso não produziu efeito significativo.

4.4.2.5. Influência da sazonalidade no funcionamento da lagoa aerada

Para avaliar a influência climática no desempenho da lagoa aerada, os resultados do período experimental foram divididos em dois períodos, de maio a

setembro (período frio) e de outubro a janeiro (período quente), assim como foi feito com a lagoa de alta taxa. A figura 4.16. apresenta a eficiência de remoção para os principais parâmetros avaliados, nos dois períodos considerados.

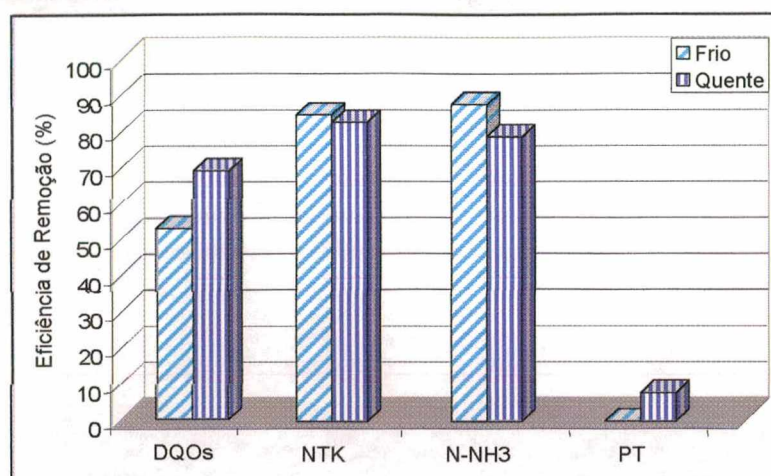


Figura 4.16. Eficiência de remoção da lagoa aerada nos períodos frio e quente

Observa-se na figura 4.16. que a lagoa aerada foi mais eficiente no período frio para a N-NH₃ (88%). O pH da lagoa esteve mais elevado no período frio (tabela 4.8) discutido no item 4.4.2.1, favorecendo a remoção do Nitrogênio amoniacal, como observado por Picot *et al.* (1993). O desempenho quanto ao Nitrogênio total Kjeldahl foi praticamente o mesmo para os dois períodos (~84%).

No período quente, o aumento da temperatura favoreceu a remoção da DQO solúvel (69%) e começou a ter alguma eficiência para o Fósforo total (8%), embora a remoção desse parâmetro praticamente não tenha ocorrido na lagoa para todo o período de estudo, como discutido no item 4.4.2.2.

4.5. Tratamento Terciário - Lagoas de Maturação (LM1 e LM2)

O tratamento terciário dos despejos foi feito através de lagoas de maturação dispostas em série. A primeira lagoa (LM1) funcionou durante o período de maio/2001 a janeiro/2002 e tinha como um dos objetivos iniciais a criação de peixes no seu interior, porém devido aos elevados níveis de amônia,

tóxica aos peixes, estes eram mortos algumas horas após sua introdução na lagoa como mostra a figura 4.17. Optou-se então por se construir uma segunda lagoa de maturação (LM2), a qual foi monitorada apenas durante o período compreendido entre dezembro/2001 a março/2002.



Figura 4.17. Mortandade de peixes observada na LM1

4.5.1. Lagoa de maturação 1 (LM1)

4.5.1.1. Parâmetros físico-químicos de controle de funcionamento da LM1

Os resultados dos fatores climáticos: temperatura média ambiente, precipitação total e radiação total são os mesmos mostrados na tabela 4.5, apresentada no sub-item 4.4.1.1. A tabela 4.9. apresenta os valores médios dos parâmetros físico-químicos de controle do funcionamento da LM1: oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

Tabela 4.9. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da LM 1.

Meses	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	pH	Temperatura (°C)
Maio	-	-	-
Junho	12,0 ± 3,4	10,4 ± 0,7	13 ± 5,1
Julho	8,5 ± 2,9	9,5 ± 0,4	17 ± 4,3
Agosto	14,3 ± 2,9	10,0 ± 0,7	20 ± 2,7
Setembro	13,9 ± 2,9	9,7 ± 0,2	21 ± 3,5
Outubro	13,1 ± 2,3	9,3 ± 0,7	24 ± 3,6
Novembro	7,7 ± 3,1	9,6 ± 0,3	25 ± 5,4
Dezembro	6,1 ± 3,6	9,6 ± 0,1	24 ± 1,3
Janeiro	7,8 ± 4,4	9,7 ± 0,1	27 ± 3,3

Observa-se na tabela 4.9. que, para o período frio (junho a setembro), no geral, os valores de OD e pH foram mais elevados que no período quente (outubro a janeiro). Esses valores podem estar mais diretamente ligados à melhor qualidade do afluente no período frio, em termos de DQO total, do que às condições de temperatura da massa líquida. No período quente, o afluente da LM1 teve concentrações mais elevadas de DQO total e sólidos totais, devido ao desenvolvimento de algas na LAT, diminuindo conseqüentemente os níveis de OD e de pH na LM1.

4.5.1.2. Parâmetros gerais de avaliação da LM1

A figura 4.18. mostra a eficiência de remoção dos parâmetros gerais de avaliação da lagoa de maturação 1 (LM1).

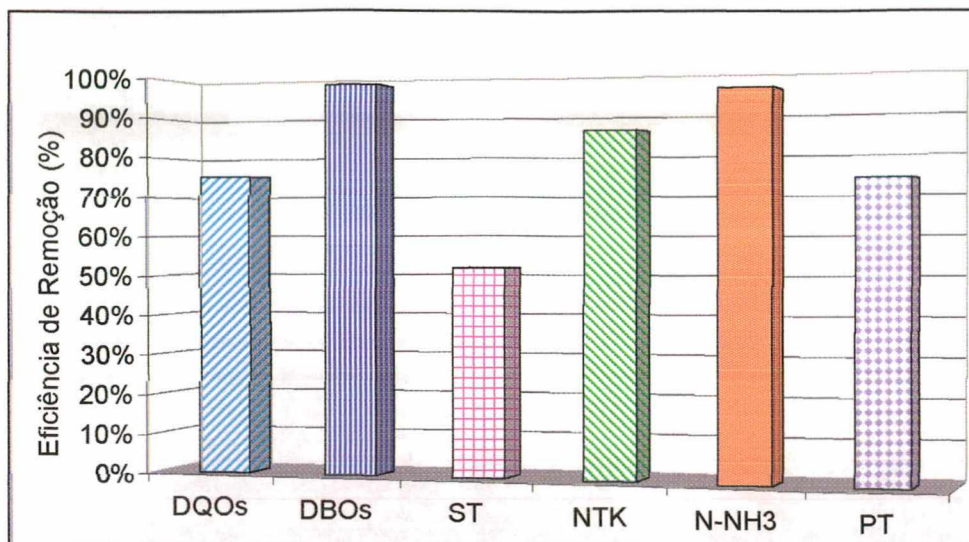


Figura 4.18. Eficiência de remoção obtida na LM1

A lagoa de maturação 1 recebeu o afluente da lagoa de alta taxa, com cargas volumétrica e superficial de 4,2 g DQO/m³/dia e 29 Kg DQO/ha/dia. A concentração média afluente de DQO total foi de 586 mg/L e de DQO solúvel efluente de 149 mg/L, correspondendo a uma eficiência de remoção de 75%. Com exceção dos sólidos totais, cuja eficiência de remoção foi de 52%, a lagoa LM1 apresentou remoção superior a 70% para os demais parâmetros, ressaltando-se 98% para a DBO₅ solúvel e 96% para a amônia. O Fósforo total, cuja remoção foi baixa na etapa secundária do tratamento (LAT ou LAR), foi removido em cerca de 75% nessa lagoa.

A figura 4.19. apresenta a variação dos principais parâmetros monitorados na LM1, ao longo do período de estudo: DQO e DBO (total e solúvel), Sólidos totais, turbidez, Nitrogênio (NTK, N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃) e PT.

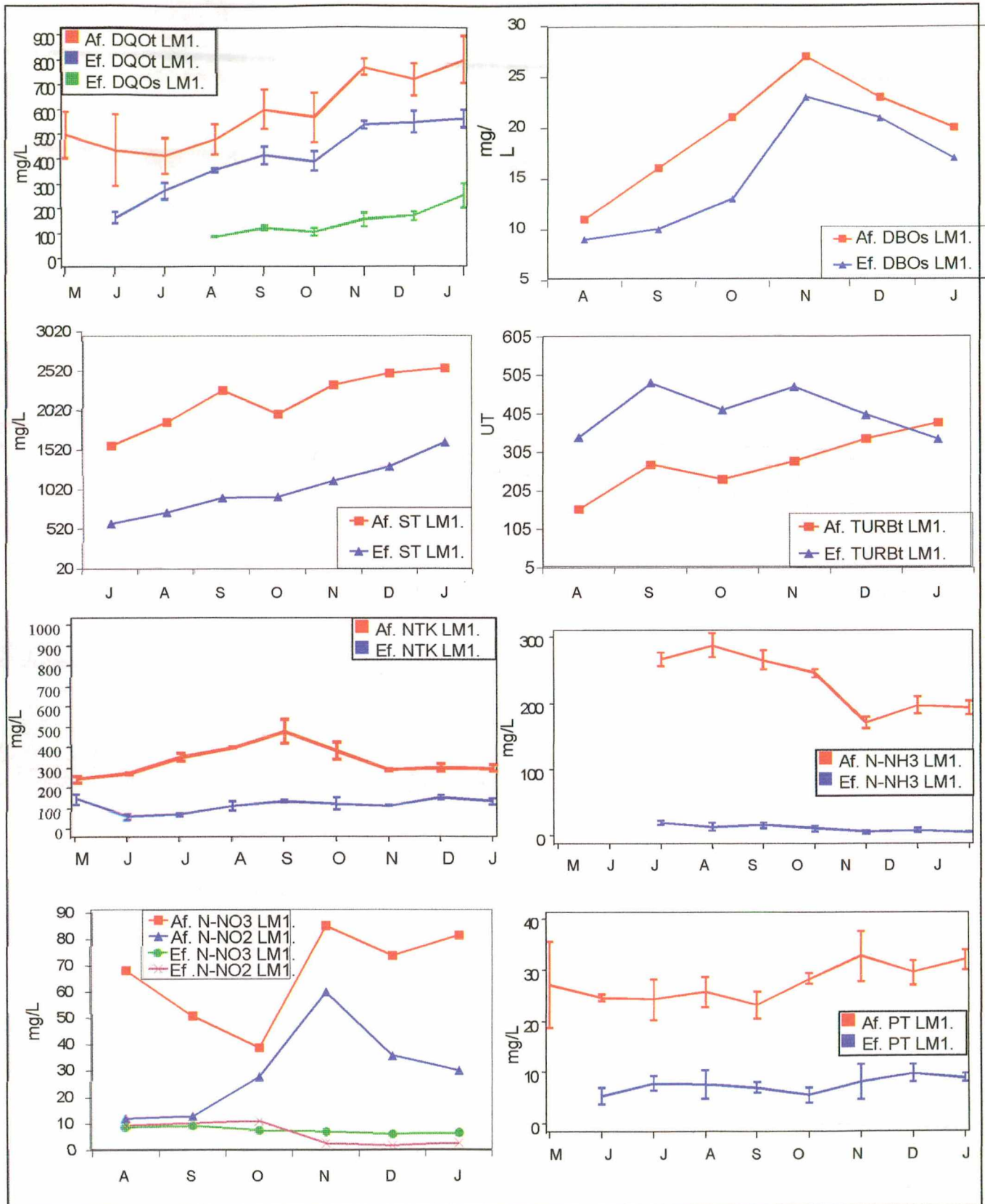


Figura 4.19. Variação dos parâmetros médios mensais de avaliação da LM 1

Observa-se na figura 4.19. que a DQO total efluente acompanhou o aumento da concentração afluyente durante o período experimental, apresentam pouca eficiência devido à maior quantidade de algas desenvolvidas na lagoa, principalmente nos meses de maiores temperaturas e radiação solar, de modo similar à lagoa de alta taxa. A eficiência dessa lagoa deve, portanto, ser analisada em termos de DQO solúvel efluente, que foi medida a partir do mês de agosto, cujos valores médios foram de 150 mg/L, exceto no mês de dezembro, que apresentou 200 mg/L.

Os valores crescentes de DQO total estão relacionados aos valores de sólidos totais e turbidez, observados para o período de estudo. A concentração média afluyente de sólidos voláteis foi de 824 mg/L e efluente de 528 mg/L, obtendo-se apenas 36% de eficiência de remoção, devido a elevada concentração de algas.

Em relação à DBO₅, medida para o período de agosto a janeiro, a lagoa de maturação 1 recebeu cargas volumétrica e superficial de 6,0 g DBO₅/m³/dia e 43 Kg DBO₅/ha/dia, respectivamente. A concentração efluente acompanhou as variações da qualidade do afluyente, resultante do tratamento efetuado na LAT. A concentração máxima de DBO₅ solúvel observada foi de 23 mg/L e a mínima de 9 mg/L. Calculando-se a eficiência da lagoa utilizando a DBO₅ total afluyente (dados apresentados na figura 4.16, para a LAT), esta foi de 98%. Estes resultados foram superiores aos alcançados por Estrada e Hernández (2002), que conseguiram eficiência de remoção de 51% de DBO₅ em lagoas de maturação, para tratamento de dejetos de suínos.

As concentrações efluentes do Nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal apresentaram-se estáveis no efluente da lagoa, ao longo do período estudado. Obteve-se ótima eficiência de remoção desses parâmetros, 86% para o NTK e 96% para N-NH₃. Esses valores de eficiência foram resultantes das condições de pH elevado (9,7), boa oxigenação da massa líquida (oxigênio dissolvido média de 10,4 mg/L) e longo tempo de retenção hidráulica (140 dias). O pH médio de 9,7, na lagoa, fez com que predominasse a forma de amônia livre, forma esta facilmente volatilizada para a atmosfera.

A eficiência na remoção de N-NH₃ (96%) foi bem superior àquela geralmente obtida com lagoas de polimento para águas residuárias urbanas,

como apresentado por Soares *et al.* (2002), que obtiveram eficiência de 35%. Ressalta-se, para os dejetos de suínos, o longo tempo de retenção hidráulica permitido para as lagoas, visto que as vazões de tratamento são baixas, não sendo o caso para efluentes urbanos.

A LM1 recebeu concentração afluente de 30 mg/L de nitrito (N-NO₂), e gerou um efluente com 6 mg /L, apresentando eficiência de remoção de 80%. Para o nitrato (N-NO₃) a concentração afluente foi de 66 mg/L e efluente de 7 mg/L, com eficiência de remoção de 89%. Os altos níveis de pH, Oxigênio Dissolvido e sólidos em suspensão (297 mg/L), além da cor esverdeada da massa líquida, evidenciam a presença de algas, favorecendo desta forma a assimilação fotossintética de nitrito e nitrato. Posteriormente, com a morte de algas e bactérias, ocorre a sedimentação de uma parte da matéria orgânica transformada. Estes resultados estão de acordo com os de Silva *et al.* (1997), que estudaram o comportamento do Nitrogênio numa série de 10 lagoas com despejos domésticos, onde na lagoa de maturação também ocorreu a transformação de Nitrogênio amoniacal para nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) e assimilação fotossintética pelas algas e bactérias das formas oxidada e amoniacal.

Quanto à variação do nitrito e nitrato, no efluente dessa lagoa, observou-se que ocorreu um comportamento parecido ao longo do período com diminuição gradativa na concentração efluente e estabilização nos meses de novembro a janeiro.

Para o Fósforo total, a lagoa recebeu o afluente com concentração média de 28 mg/L, e gerou um efluente com 7 mg/L. As variações do efluente acompanharam aquelas do afluente. A eficiência de remoção foi de 75%. A remoção ocorreu pelo processo de assimilação do Fósforo pelas algas e bactérias, seguido de sedimentação juntamente com as algas mortas, e precipitação química favorecido por elevados valores do pH (média de 9,7).

Segundo vários autores, entre os quais citam-se Moutin *et al.* (1992) e Von Sperling (1996), os principais mecanismos de remoção de Fósforo em lagoas de estabilização são a retirada do Fósforo orgânico, contido nas algas e bactérias, através da saída com o efluente final e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH (acima de 8).

4.5.1.3. Balanço de Nitrogênio

A Figura 4.20. mostra as frações das formas de Nitrogênio no afluente e as transformações no efluente da lagoa de maturação LM1.

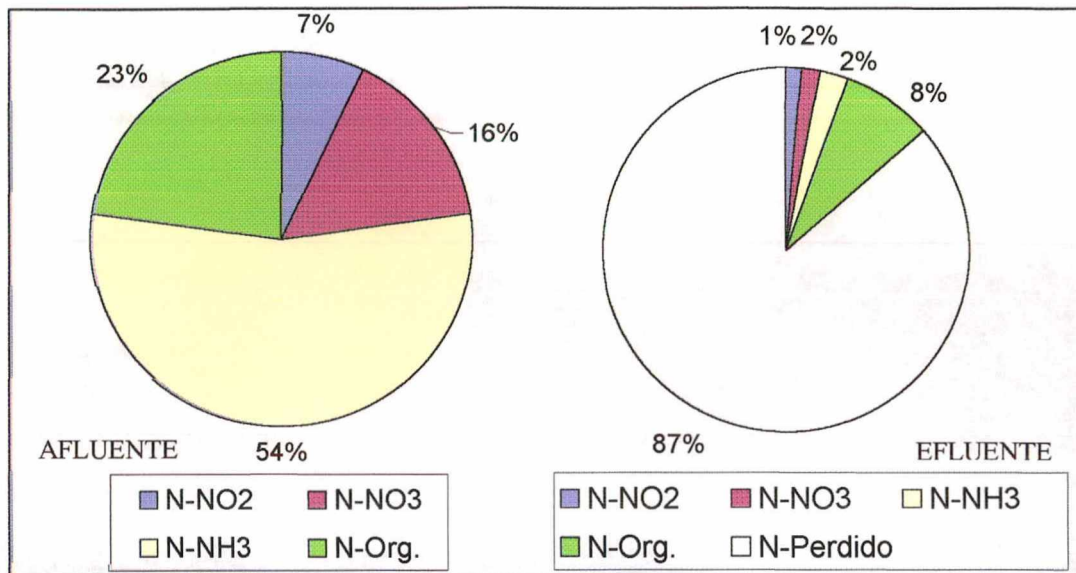


Figura 4.20. Frações da série nitrogenada no afluente e efluente da LM1

Observa-se na figura 4.20. que as frações do Nitrogênio orgânico e amoniacal afluente da LM1 correspondem a 73% do total e que o nitrito e o nitrato juntos correspondem a 23% do total. No efluente verifica-se que as frações orgânica e amoniacal baixaram para 10% do total, e o somatório do nitrito e nitrato passou para 3% do total, houve uma perda de Nitrogênio correspondente a 87%.

O balanço de todas as formas de Nitrogênio da lagoa mostrou uma concentração total afluente de 424 mg/L e efluente de 58 mg/L. Portanto, o nitrogênio perdido foi de 366 mg/L. Essas perdas ocorreram, principalmente, através da volatilização da amônia, favorecida pelo elevado pH de 9,7. Outra forma de remoção foi através da assimilação fotossintética de nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) pelas algas.

4.5.1.4. Influência da sazonalidade no funcionamento da lagoa de maturação LM1

Para avaliar a influência climática no funcionamento e desempenho da lagoa de maturação 1, os resultados foram divididos em dois períodos, de maio a setembro (período frio) e outubro a janeiro (período quente). A figura 4.21. mostra a eficiência de remoção dos parâmetros DQOs, DBOs, NTK, N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃ e PT nessa lagoa.

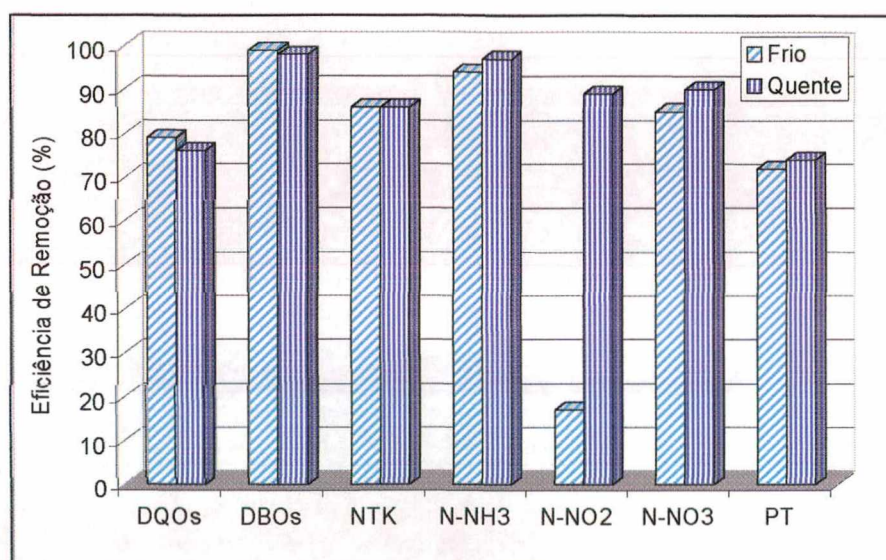


Figura 4.21. Eficiência de remoção da lagoa de maturação LM1 para os períodos quente e frio

Excetuando-se o nitrito, a sazonalidade não interferiu no desempenho da lagoa, como pode ser visto na figura 4.21. Para o período frio, as concentrações médias de nitrito no afluente e efluente da lagoa foram de 12 mg/L e 10 mg/L, com eficiência de remoção de 17%. Durante o período quente, a lagoa recebeu o afluente com uma concentração média de 38 mg/L e gerou um efluente com concentração média de 4 mg/L, sendo que a eficiência de remoção foi de 89%.

Verifica-se na figura 4.19. apresentada anteriormente, que os parâmetros nitrito e nitrato foram medidos apenas no período de agosto/2001 a janeiro/2002, de forma que os resultados do período frio correspondem às médias de dois meses de coletas ($n = 9$ amostragens), durante os quais as concentrações afluentes de nitrito, provenientes da lagoa de alta taxa, foram baixas. Houve um

acréscimo nos meses de outubro e novembro, decrescendo novamente em dezembro e janeiro apresentando-se mais ou menos em oposição a evolução do nitrato afluente.

Como já discutido no item 4.4.1.2., a causa provável dessas variações nos nitritos e nitratos se deve aos valores de pH, da ordem de 8,5 nos meses de agosto e setembro, inibindo a nitrificação. Nos meses seguintes o pH passou para 8,0, favorecendo a nitrificação na LAT. Observando-se as concentrações efluentes da LM1, pode-se deduzir que os meses quentes favoreceram a remoção dos nitritos, porém a diferença entre os percentuais de remoção obtidos para os dois períodos é acentuada devido às variações do N-NO₂ na lagoa de alta taxa.

4.5.2. Lagoa de maturação 2 (LM2) com peixes

A lagoa de maturação 2 (LM2) funcionou apenas durante os meses de dezembro/2001 a março/2002. Seu objetivo foi o uso do efluente da primeira lagoa de maturação (LM1) para a criação de peixes. Dessa forma, apenas alguns parâmetros de controle foram monitorados: DQO total, NTK, PT, pH, Oxigênio dissolvido e temperatura da massa líquida. Foram também realizadas algumas análises de Nitrogênio amoniacal e nitrato (N-NO₃).

4.5.2.1. Parâmetros físico-químicos de controle de funcionamento da LM2

A tabela 4.10. apresenta os valores médios para os parâmetros físico-químicos de funcionamento da LM2.

Tabela 4.10. Médias mensais e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido, pH e Temperatura da massa líquida da LM2

Meses	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	pH	Temperatura (°C)
Dezembro (n = 12)	4,5 ± 1,3	8,5 ± 0,8	26 ± 3,6
Janeiro (n = 9)	5,0 ± 1,0	7,7 ± 0,6	27,5 ± 1,7
Fevereiro (n = 5)	5,2 ± 1,5	7,4 ± 0,3	27,0 ± 0,3
Março (n = 5)	3,0 ± 0,4	7,8 ± 0,5	24,0 ± 2,3
Média	4,4	7,9	26,1

Obs. n = número de amostras coletadas no mês.

As temperaturas médias dos 3 primeiros meses da lagoa de maturação LM2 permaneceram em torno de 27°C, próximos aos valores da lagoa de maturação LM1. Entretanto, os valores de OD e pH foram menores ao longo dos meses estudados, comparados com a LM1.

4.5.2.2. Parâmetros gerais de avaliação da LM2

A figura 4.22. mostra a variação de DQO total, NTK e PT no efluente da lagoa LM1 ao longo do período estudado.

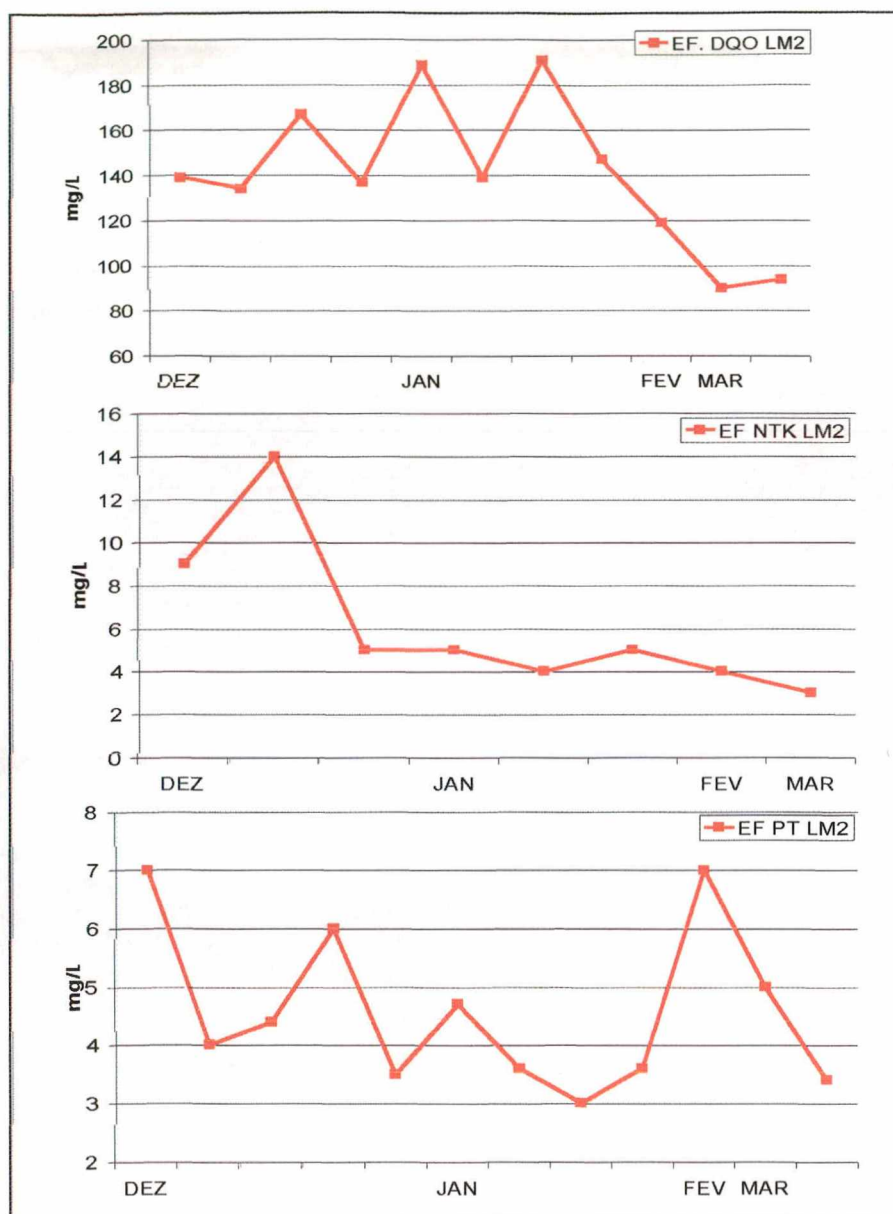


Figura 4.22. Variação de DQO, NTK e PT na lagoa LM2 para o período de estudo

Segundo a Legislação Ambiental de Santa Catarina (FATMA, 1982), o efluente da lagoa de maturação 2 apresentou-se com qualidades satisfatórias para lançamento em corpos d'água; excetuando-se seu lançamento em lagos, lagoas e estuários, visto que as concentrações de Fósforo total ainda estão acima do máximo permitido (VMP= 1 mg/L). Nos meses de dezembro e janeiro a DQO total média foi de 160 mg/L, nos meses de fevereiro e março esse valor foi de 100

mg/L. O NTK médio em dezembro foi de 10 mg/L, para os demais meses foi de 4 mg/L, valores considerados excelentes para lançamento. Em relação ao Fósforo total, a concentração média para o período de estudo foi de 5 mg/L, com máximas de 7 mg/L e mínimas de 3 mg/L.

A figura 4.23. mostra a eficiência de remoção dos parâmetros de avaliação da lagoa LM2.

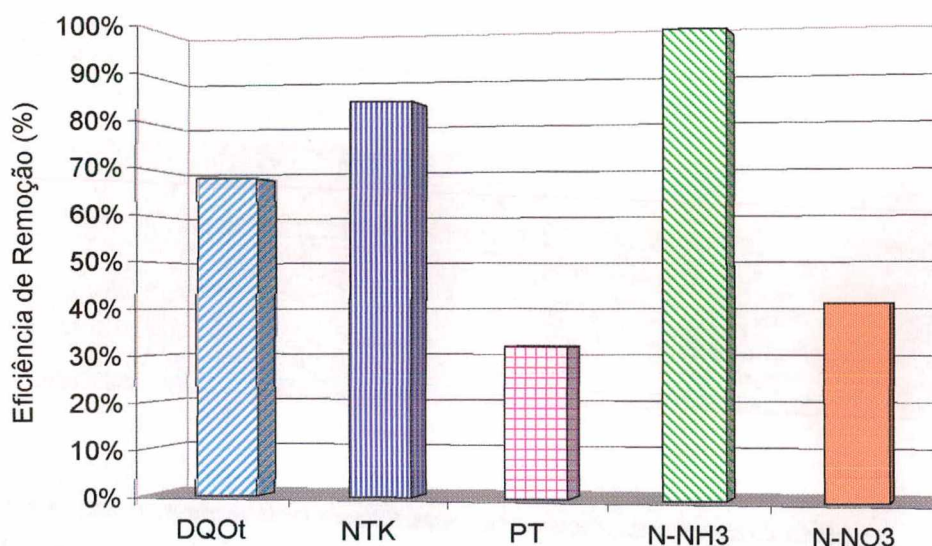


Figura 4.23. Eficiência de remoção observada na LM2

A lagoa de maturação 2 apresentou 68% de eficiência de remoção da DQO total, 84% para o NTK e 32% para o Fósforo total.

Em relação ao Nitrogênio amoniacal, foram encontrados traços para as coletas de superfície e meio na lagoa, correspondendo a 100% de remoção. Entretanto, para amostras coletadas no fundo da lagoa, no mês de março, foram encontradas concentrações de até 4,5 mg/L.

Quanto ao nitrato (N-NO₃), foram encontrados nos meses de dezembro e janeiro concentrações médias de 0,8 mg/L e nos meses de fevereiro e março apenas traços.

Os peixes utilizados na lagoa de maturação LM2 foram as espécies “cabeça grande” (*Aristichthys nobilis*) e “carpa capim” (*Ctenopharyngodon idella*), que entraram na lagoa com peso médio de 8,2 g e 17,6 g, respectivamente. No período de dezembro a março foram realizadas pesagens mensais desses peixes,

como única medida para avaliar o crescimento. A tabela 4.111. apresenta os resultados.

Tabela 4.11. Resultados do peso médio inicial, mensal e final dos peixes colocados na LM2

Espécie de carpas	Peso inicial (g)	Dezembro (g)	Janeiro (g)	Fevereiro (g)	Março (g)	Peso final (g)
Carpa cabeça grande	8,2	17,2	40,16	42	48*	-
Carpa capim	17,6	21,8	35,94	36,4	50	50

* medida após 105 dias do ensaio

Os peixes da espécie “cabeça grande” (*Aristichthys nobilis*) morreram após completar 105 dias na lagoa de maturação com peso médio de 48 g, os da espécie “carpa capim” (*Ctenopharyngodon idella*) permaneceram vivos até o final do período monitorado, 120 dias, com peso médio de 50 g.

O ganho de peso das duas espécies de carpas, “cabeça grande” e “carpa capim”, durante o período de avaliação, foi de 39,8 g e 32,4 g, respectivamente. O maior ganho de peso da espécie “cabeça grande” verificado durante o experimento se deve à sua característica em filtrar partículas em suspensão, enquanto que a “carpa capim” tem o hábito herbívoro. A morte dos peixes da espécie “cabeça grande” provavelmente ocorreu em função da elevada concentração de amônia na camada mais profunda. Para Ostrensky e Boeger (1998), a amônia origina-se da decomposição do próprio esterco, morte do fitoplâncton, e excreção dos peixes. Boyd (1989), citado por Pereira (2000), considera que a concentração letal para pequenas exposições (24 – 72 horas) estão entre 0,4 mg/L e 2,0 mg/L de amônia não ionizada (N-NH₃). Ribeiro (1998) considera que concentrações de amônia entre 0,2 e 3,0 mg/L são tóxicas para peixes. A exposição dos peixes à amônia não ionizada pode provocar-lhes a elevação do pH no sangue, afeta a permeabilidade interna dos íons pela água,

aumenta o consumo de O_2 , aumenta a susceptibilidade às doenças, afeta os rins e baço, entre outras ações.

4.6. Avaliação de desempenho do sistema: lagoa de alta taxa (LAT) e lagoas de maturação (LM1 e LM2) em série

A figura 4.24. mostra a eficiência de remoção observada no sistema composto de lagoas em série: LAT, LM1 e LM2.

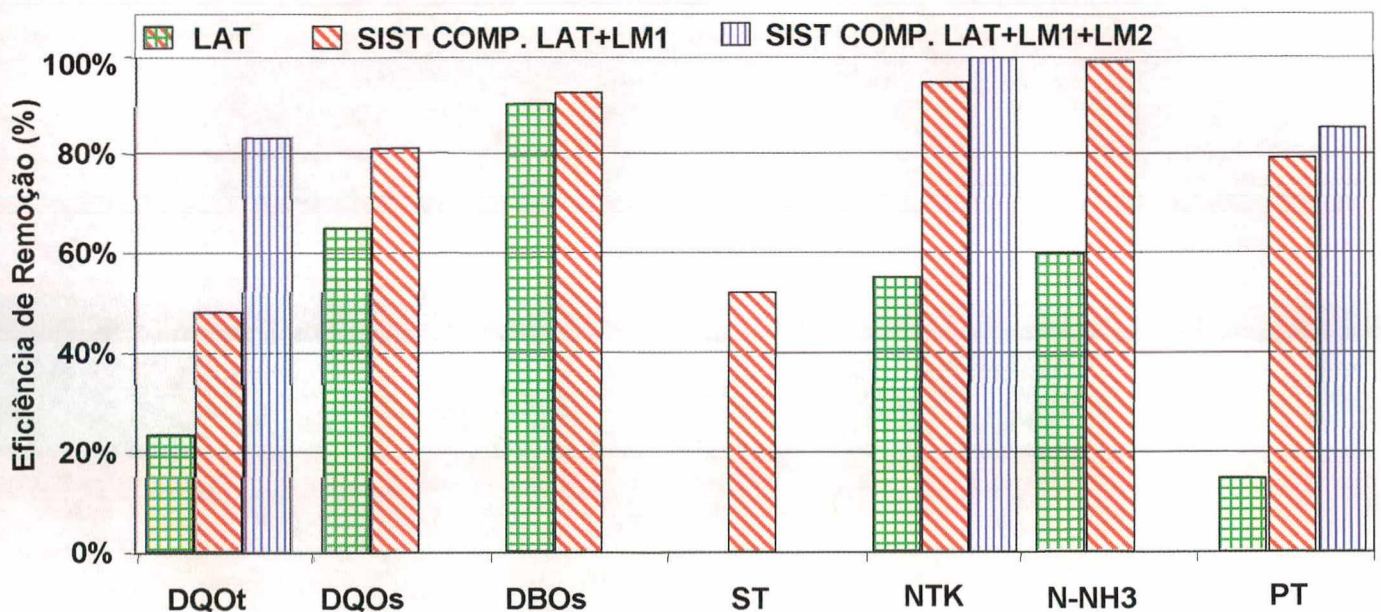


Figura 4.24. Eficiência de remoção do sistema de lagoas: LAT, LM1 e LM2

A avaliação do desempenho da lagoa de alta taxa como tratamento secundário seguida de lagoa de maturação 1 (LM1) como tratamento terciário mostrou redução de DQO solúvel de 786 mg/L entrada da lagoa de alta taxa para 149 mg/L na saída da lagoa de maturação 1, com eficiência de remoção de 81%. Para a DBO_5 solúvel, a remoção foi de 98%.

A concentração média de sólidos totais no afluente da lagoa de alta taxa foi de 2.145 mg/L, que gerou um efluente de 2.148 mg/L, indicando que não ocorreu remoção de sólidos totais. Na LM1, a concentração de sólidos totais no

afluente foi reduzida de 2.148 mg /L para 1.024 mg /L, dando uma eficiência de remoção de 52%.

Para o Nitrogênio total Kjeldahl, o desempenho das duas lagoas mostra uma redução da concentração de entrada da lagoa de alta taxa de 726 mg/L para 45 mg /L na saída da lagoa de maturação 1, sendo que a eficiência das duas lagoas em série foi de 94%. Com relação ao N-NH₃, ocorreu uma redução da entrada na lagoa de alta taxa de 574 mg/L para 10 mg /L na saída da lagoa de maturação 1. A eficiência de remoção na série de duas lagoas foi de 98%. Para o Fósforo total houve 79% de eficiência de remoção na série de duas lagoas.

A introdução da segunda lagoa de maturação na série melhorou a qualidade do efluente em termos de NTK, passando de 94% de remoção com duas lagoas para 99% com a LM2; para o N-NH₃, houve remoção de 100%, na maior parte do tempo, permitindo a criação de peixes na lagoa LM2. As algas serviram de alimento aos peixes e assim a DQO total, que na saída da lagoa LM1 era de 405 mg/L, caiu para cerca de 130 mg/L, aumentando a eficiência de 50% na série de duas lagoas para 81% com a terceira lagoa. Outro parâmetro que também teve melhora na eficiência foi o Fósforo total, passou de 79% na série LAT e LM1, para 85% com a LM2.

A figura 4.25. mostra a variação dos parâmetros analisados para o sistema composto: LAT, LM1 e LM2.

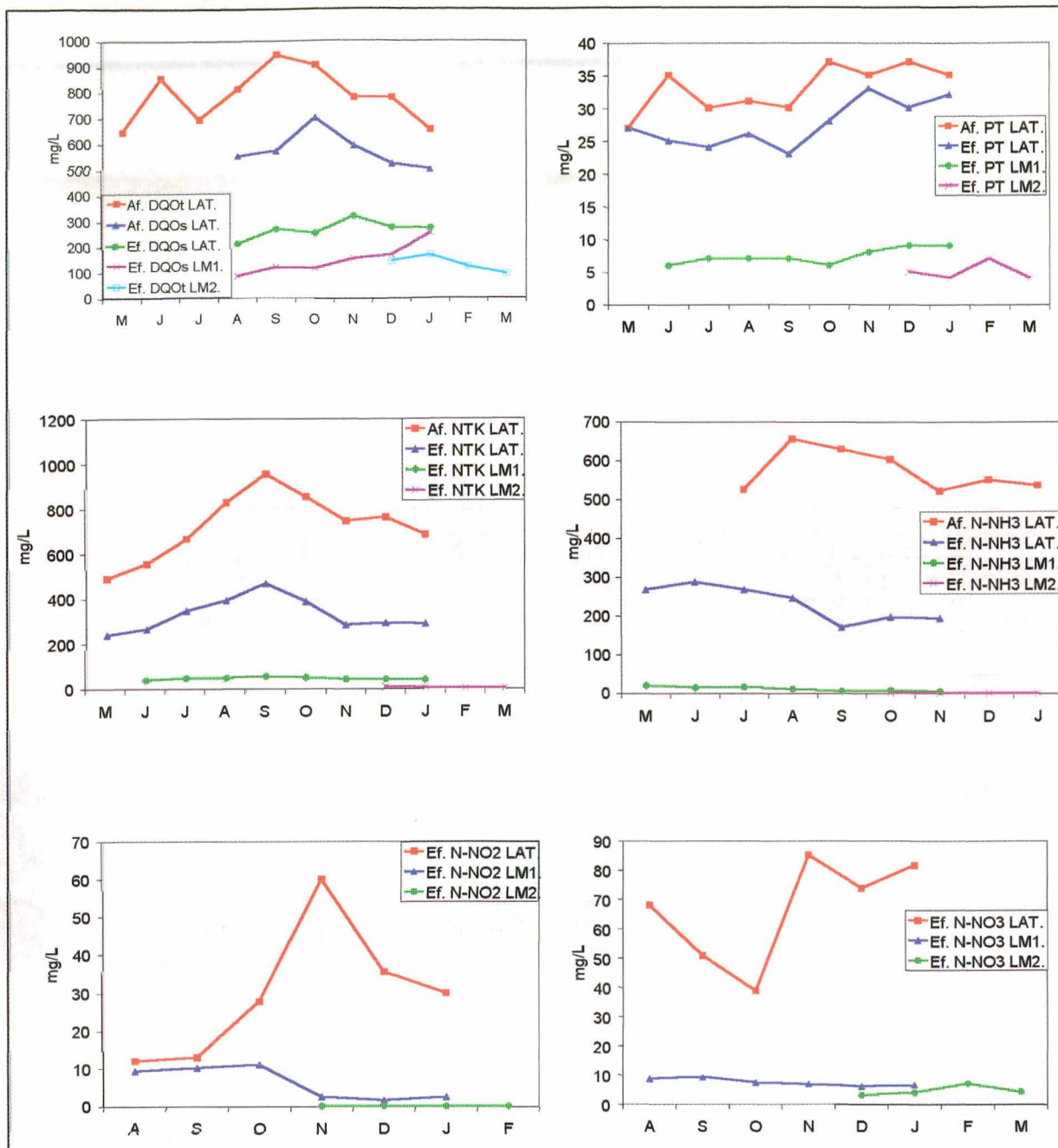


Figura 4.25. Variação dos parâmetros na série: LAT, LM1 e LM2

Os gráficos apresentados na figura 4.25. mostram a importância do uso do tratamento terciário, para dejetos de suínos, através de lagoas de maturação.

As variações da DQO nas três lagoas mostram que o sistema foi eficiente na remoção deste parâmetro. A segunda lagoa de maturação com peixes apresentou DQO total da ordem de 130 mg/L, se fosse considerado a DQO solúvel esse valor seria ainda mais reduzido.

As diferentes formas do Nitrogênio alcançaram valores baixos ou nulos, permitindo a criação de peixes na LM2 e o lançamento do efluente dentro do estabelecido na Legislação Ambiental (FATMA, 1989).

Em relação a nitrito e nitrato, os resultados demonstraram que cada tipo de lagoa tem função diferente, enquanto a lagoa de alta taxa tem a função principal de oxidar a amônia (nitrificação), as lagoas de maturação têm a função principal de remover nitrito e nitrato.

Para o Fósforo total, a remoção nas duas lagoas de maturação foi excelente, já que ocorreu uma redução de 28 mg/l (afluente da lagoa LM1) para 5mg /L (efluente da LM2), devido às condições de elevado pH nessas lagoas.

4.7. Avaliação da eficiência global dos sistemas de tratamento

A eficiência global dos sistemas de tratamento estudados: decantador e série de lagoas, em termo dos parâmetros DQO total (DQOt), DBO solúvel (DBOs), Nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e Fósforo total (PT), é apresentada na figura 4.26.

Observa-se nessa figura que o sistema 1: decantador + LA1 + LA2 + LAT obteve eficiência de remoção de 95% para a DQOt, enquanto o sistema 2: decantador + LA1 + LA2 + LAR removeu 98% deste parâmetro. Para a DBOs, a partir da LA2 ocorreu remoção de 98%, chegando a 99,9% na lagoa de maturação LM1.

Em relação aos nutrientes NTK e PT, observa-se na figura 4.26 que a introdução das lagoas de maturação (LM1 e LM2) foi fundamental para melhorar o desempenho do sistema de tratamento.

O sistema 2 obteve remoção de 92% para o NTK e 91% para o PT, enquanto que o sistema 1 removeu cerca de 79% de NTK e 91% de PT. Com as lagoas de maturação, o sistema 1 melhorou seu desempenho, removendo cerca de 99,5% de NTK e 98,5% de PT.

Em síntese, os tratamentos preliminar/primário (decantador e lagoas anaeróbias) e secundário (lagoa de alta taxa e lagoa aerada) tiveram excelente desempenho na remoção da poluição carbonácea (DQOt e DBOs), enquanto que

o tratamento terciário (lagoas de maturação) mostrou-se indispensável na obtenção de um efluente dentro das condições exigidas pela Legislação Ambiental quanto aos nutrientes (NTK e PT).

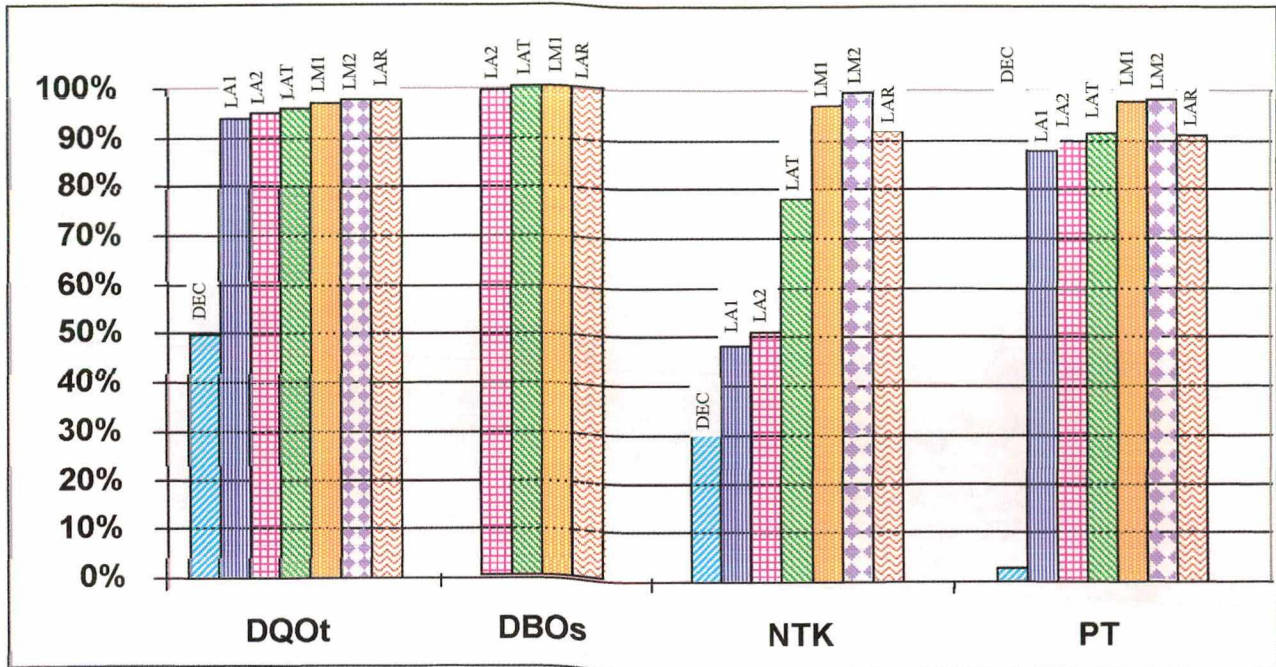


Figura 4.26. Eficiência de remoção global do sistema.

CAPÍTULO V

5.0. Conclusões e Recomendações

Nos últimos anos o tratamento dos dejetos de suínos tem sido pesquisado e atualmente as lagoas têm-se mostrado o meio mais simples operacionalmente, com excelente desempenho. Nesse contexto, estudou-se dois sistemas de tratamento, desde as etapas preliminar e primária, com ênfase para o tratamento secundário dos dejetos através de: lagoa de alta taxa de degradação algal e lagoa aerada. O tratamento terciário também foi abordado através do estudo de duas lagoas de maturação, dispostas em série com a lagoa de alta taxa.

Os resultados obtidos, para as condições operacionais e físicas estudadas, mostraram que o tratamento preliminar (decantador) e primário (lagoas anaeróbias) efetuaram um importante papel, na redução da concentração de matéria orgânica (95% de DQO total e 55% de sólidos totais) e nutrientes (51% de NTK e 90% de Fósforo total) dos dejetos de suínos, preparando-os para o tratamento secundário.

Para os tratamentos secundário e terciário, os resultados permitem as seguintes conclusões:

Para a lagoa de alta taxa:

- A LAT apresentou ótimo desempenho quanto ao tratamento da matéria orgânica e de nutrientes, com remoção de 66% para DQO solúvel (123,7 Kg DQO/ha/dia) e 89% para DBO₅ solúvel (39 Kg DBO₅/ha/dia); 55% para o NTK e 60% para Nitrogênio amoniacal; e 15% para o Fósforo total.
- A lagoa funcionou com bom desenvolvimento algal, mesmo estando no limite de oxigenação, visto as condições climáticas da região Oeste de Santa

Catarina. A determinação da visibilidade do *Disco de Secchi* (transparência da água) caracterizou o meio em eutrófico.

- A presença de algas influenciou diretamente sobre o aumento no efluente da DQO total e DBO₅ total, sólidos totais e suspensos e turbidez, principalmente nos meses de verão, quando ocorreram temperaturas e radiação solar elevadas.
- A remoção de Fósforo ocorreu tanto por assimilação fotossintética, devido à presença das algas, como por precipitação química, uma vez que o pH esteve superior a 7,8. Devido à constante mistura da massa líquida da lagoa, a remoção de Fósforo não ocorreu por sedimentação.
- As transformações ocorridas nas formas dos compostos de Nitrogênio foram através do processo de oxidação da amônia (nitrificação) e por assimilação biológica. Observou-se aumento das concentrações efluentes de nitritos e nitratos, em relação ao afluente, com valores médios de 30 e 60 mg/L, respectivamente. As perdas de 42% do Nitrogênio afluente em relação ao efluente, ocorreram principalmente por volatilização da amônia para a atmosfera.
- A sazonalidade interferiu pouco no desempenho da lagoa. O período frio foi mais favorável à remoção da DQO, DBO e Fósforo total, enquanto que no período quente observou-se uma nitrificação mais acentuada, conseqüentemente com maior remoção de NTK e Nitrogênio amoniacal.

Para a lagoa aerada:

- A LAR apresentou ótimo desempenho quanto ao tratamento da matéria orgânica e de Nitrogênio, com remoção de 81% para DQO solúvel (4,1 g DQO/m³/dia ou 76,7 Kg DQO/ha/dia) e 92% para DBO₅ solúvel (1,4 g DBO₅/m³/dia ou 26 Kg DBO₅/ha/dia); 84% para o NTK e 83% para Nitrogênio amoniacal.
- Na lagoa aerada a transformação do Nitrogênio ocorreu através da oxidação da amônia (nitrificação), favorecida pela maior disponibilidade em OD no meio líquido devido à aeração. A porcentagem do Nitrogênio orgânico passou de 21% no afluente para 2% no efluente e a fração de N-NH₃ passou de 78% para 13%, enquanto que a porcentagem de nitrito aumentou de 0% (traços)

para 13%, e o nitrato de 1% para 42%, no afluente e no efluente, respectivamente. As perdas de Nitrogênio ocorreram principalmente através da assimilação fotossintética, pois o pH médio de 7,0 nessa lagoa não favoreceu a volatilização da amônia.

- A remoção do Fósforo total foi de apenas 3%. Os valores de pH (média de 7,0) não favoreceram a precipitação dos compostos de Fósforo insolúveis. A remoção por sedimentação também não ocorreu em função da turbulência do meio, que fez com que o material sólido permanecesse em suspensão, com elevada concentração de sólidos totais no efluente (2.635 mg/L), em relação a concentração afluente (2.145 mg/L). É provável que apenas a assimilação fotossintética tenha sido o mecanismo de remoção do Fósforo.
- O aumento do intervalo de repouso de 2 para 4 horas, entre os períodos de aeração, demonstrou economia de 50% de energia sem alterar o desempenho da lagoa na remoção de DQO e NTK, podendo este intervalo de repouso ser adotado.
- A lagoa mostrou melhor desempenho no período quente para a DQO solúvel e o Fósforo total, porém não houve diferença significativa observada para os outros parâmetros quanto a sazonalidade.

Para a lagoa de maturação 1:

- A lagoa LM1 foi eficiente na remoção da matéria orgânica residual da LAT: 75% de DQO solúvel (29 Kg DQO/ha/dia) e 98% de DBO5 solúvel (42,2 Kg DBO5/ha/dia); e de nutrientes, 86% de NTK, 96% de Nitrogênio amoniacal e 75% de Fósforo total.
- O pH médio de 9,7 na lagoa fez com que predominasse a forma de amônia livre, forma esta facilmente volatilizada para a atmosfera.
- Os elevados valores de pH, Oxigênio Dissolvido e sólidos em suspensão, além da cor esverdeada da massa líquida, evidenciaram a presença de algas, favorecendo desta forma a assimilação fotossintética de nitrito e nitrato formados na LAT.
- As frações de Nitrogênio orgânico e amoniacal baixaram de 73% no afluente para 10% no efluente, e o somatório do nitrito e nitrato passou de 23% para 3%, houve uma perda de Nitrogênio correspondente a 87%. Essas perdas

ocorreram, principalmente, através da volatilização da amônia e remoção através da assimilação fotossintética de nitrito e nitrato pelas algas.

- A remoção do Fósforo ocorreu pelo processo de assimilação pelas algas e bactérias, seguido de sedimentação juntamente com a matéria algal morta, e precipitação química favorecida pelos elevados valores do pH.
- A sazonalidade não interferiu no desempenho da lagoa.

Para a lagoa de maturação 2:

- O efluente da lagoa de maturação 2 apresentou-se com qualidades satisfatórias para lançamento em corpos d'água, excetuando-se seu lançamento em lagos, lagoas e estuários, visto que as concentrações de Fósforo total ainda estiveram acima do máximo permitido (VMP= 1 mg/L).
- Em relação ao Nitrogênio amoniacal, foram encontrados traços para as amostras de superfície e meio da lagoa, correspondendo a 100% de remoção. Entretanto, para amostras coletadas no fundo da lagoa, no mês de março, foram encontradas concentrações de até 4,5 mg/L, ocasionando morte dos peixes da espécie "cabeça grande".
- Para as duas espécies de carpas avaliadas, "cabeça grande" e "carpa capim", o ganho de peso foi de 39,8 g e 32,4 g, respectivamente. O maior ganho de peso da espécie "cabeça grande", verificado durante o experimento, se deve à sua característica em filtrar partículas em suspensão, enquanto que a "carpa capim" tem o hábito herbívoro.

Para o sistema combinado: LAT + LM 1 + LM 2:

- As variações da DQO nas três lagoas mostraram que o sistema foi eficiente na remoção deste parâmetro. As algas produzidas nas lagoas LAT e LM1 serviram de alimento aos peixes presentes na LM2, aumentando assim a eficiência de remoção de DQO total de 50% na série de duas lagoas, para 81% com a terceira lagoa.
- A introdução da segunda lagoa de maturação na série também melhorou a qualidade do efluente em termos de NTK, passando de 94% de remoção com duas lagoas para 99% com a LM2; para o N-NH₃, houve remoção de 100%, na maior parte do tempo, permitindo a criação de peixes na lagoa LM2.

- Igualmente, para o Fósforo total houve melhora na sua remoção, passando ou de 79% na série LAT e LM1, para 85% com a LM2.
- Em relação a nitrito e nitrato, cada tipo de lagoa tem função diferente, enquanto a lagoa de alta taxa tem a função principal de oxidar a amônia (nitrificação), as lagoas de maturação têm a função principal de remover o nitrito e o nitrato formados no tratamento secundário (LAT).

RECOMENDAÇÕES

Em vista das limitações do estudo e das conclusões aqui apresentadas, recomenda-se a realização de:

Novas pesquisas com lagoas aeradas, para o estabelecimento de parâmetros de dimensionamento (tempo de retenção hidráulica, tempo de aeração), visando sua otimização no tratamento de dejetos de suínos.

Estudos sobre as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, desenvolvidas na lagoa de alta taxa algal, e suas relações com o desempenho da lagoa no tratamento.

Pesquisas com as lagoas de maturação e a criação de peixes durante um período maior de tempo, avaliando vários ciclos produtivos de diversas espécies de peixes.

Ensaio em paralelo: lagoa facultativa e lagoa de alta taxa ou lagoa facultativa aerada, visando um estudo econômico, para cálculo e otimização de superfícies necessárias ao tratamento.

BIBLIOGRAFIA

A.C.C.S. - **Associação Catarinense de Criadores de Suínos**. Relatório Anual 2001. 29 p.

ANTONIOU, P., HAMILTON, J., KOOPMAN, B., JAIN, R., HOLLOWAY, B., LYBERATOS, G. & SVORONOS, S.A. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. **Wat. Res.**, v.24, p. 97-101. 1990.

ARAÚJO, A.L. C.; DUARTE, M. A. C. **Avaliação preliminar de duas séries de lagoas de estabilização na grande Natal-RN**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 21, 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa: [s.n], 2001.

ATHAYDE, S. T. S.; PEARSON, H. W.; SILVA, S.A. **Algological study in waste stabilization ponds**. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], 2000. p.132-139.

AZOV, Y. & SHELEF, G. Operation of high rate oxidation ponds: theory and experiments. **Water Research**, v.16, p.1153 -1160. 1982.

BAUMGARTEN, E.; NAGEL, M.; TISCHNER, R. Reduction of the nitrogen and carbon content in swine waste with algae and bacteria. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.52, n.2. p. 281-284. 1999.

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

Bassères, A. **Performances des microphytes et des macrophytes dans l'épuration d'effluents organiques à forte charge en ammoniacale**. Toulouse, France. 1990. 298p. Tese (Doutorado). Université Paul Sabatier,

BERNET, N.; DELGENES, N.; AKUNNA, C.J.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of the piggy wastewater. **Water Research**, v.34, n.2, p. 611-619. 2000.

BICUDO, R.J.; SVOBODA, F.I. Intermittent aeration of pig slurry – farm scale experiments for carbon and nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.*, v.32, n.12, p. 83-90. 1995.

BOCK, E.; SCHMIDT, I.; STUVEN, R.; ZART, D. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch Microbiol*, v.163, p.16-20. 1995.

BRANDJES P.J.; WIT, J.; VAN DER MEER, G.H.; VAN KEULEN, H. **Livestock and the Environment Finding a Balance - Environmental impact of animal manure management.** International Agriculture Centre. Wageningen, The Netherlands. January, 1996. 26p.

CANOVAS, S. **Structure du zooplankton en traitement des aux useses par lagunage a haut rendement.** Montpellier. France, 1991. 169p. Tese (Doutorado). Universidade de Montpellier I.

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A., BONTOUX, J. Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. *Wat. Sci. Tech*, v.33, n.7, p. 199-206. 1996.

CAVALCANTI, P.F.F., VAN HAANDEL, A., KATO, M.T., VON SPERLING, M., LUDUVICE, M.L., MONTEGGIA, L.O. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Lagoas de Polimento.** In: Pós-Tratamento de Efluentes de reatores anaeróbios, PROSAB 2, p.105-170. Ed. FINEP, Belo Horizonte, MG. ISBN: 85-901640-2-0. 2001.

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

CONVERTI, A.; ZILLI, M.; POLONIECKI, H.R.; BORGHI, D.M.; FERRAILOLO, G. Influence of nutrients concentration in new operating criteria for biological removal of phosphorus from wastewaters. *Wat. Res.*, v.27, n.5, p. 791-798. 1993.

COSTA R. H. R. **Lagoas de alta taxa de degradação e de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos.** Florianópolis, 1997. UFSC. Trabalho apresentado como parte dos requisitos de concurso público para professor titular. Costa, R.H.R., Paula, G.S., Machado, J.P., Chagas, A.A. Tratamento de dejetos de suínos em batelada com aeração seqüencial. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro, RJ, v.II-10, p.1079-1083. 1999.

COSTA, R.H.R.; MEDRI, W.; PERDOMO C. C. High-rate pond for treatment of piggery wastes. *Wat. Sci. & Tech.*, v.42, n. 10-11, p.357-362. 2000.

CURTIS, T.P.; MARA, D.D.; DIXO, N.G.H. The effect of sunlight on faecal coliformes in ponds: implications for research and design. *Wat. Sci. Tech.*, v. 26, n. 7-8, p. 729-1738, 1992.

CHADWICK, R.D.; VAN DER WEERDEN, T.; MARTINEZ, J.; PAIN, F.B. Nitrogen transformations and Losses following Pig Slurry Applications to a Natural Soil Filter System (Solepur Process) in Brittany, France. **Agric. Engng Res.**, v.69, p.85-93. 1998.

CHEN, P.; ZHOU, Q.; PAING, J.; LE, H.; PICOT, B. **Nutrient removal by an integrated use of High Rate Algal Pond and Macrophyte systems in China.** 5th International IWA Specialist Group Conference on WASTE STABILIZATION PONDS – pond technology for the New Millennium, 2-5 April 2002, Ausckland, New Zealand.

DALAVÉQUIA, A. M. **Avaliação de Lagoas de Estabilização para Tratamento de Dejetos de Suínos.** Florianópolis. 2000. 180p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.

DAY, L.D; FUNK, L.T. **Processing Manure: Physical, Chemical and Biological Treatment.** In: Animal Waste Utilization Essective Use of Manure as a Soil Resource. Ed. Copyright sleeping-press, 1998. p. 243-282.

DOWNING, J.B.; BRACCO, E.; GREEN, F.B.; KU, A.Y.; LUNDKUIST, T.J.; ZUBIETA, I.X. and OSWALD, W.J. Low-cost reclamation using Advanced Integrated Wastewater Pond Systems®Technology and reverse osmosis. **Water Science&Technology**, v. 45, n. 1, p. 117-126. 2002.

EI HALOUANI, H.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; PENA, G.; BONToux, J. Removal of nitrogen and phosphorus by high rate algal pond system. **Revue des Sciences de l'eau**, v.6, p.47-61. 1993.

ESTRADA, E.E.V., HERNÁNDEZ, A.E.D. **Tratamiento de efluentes porcícolas em lagunas estabilizacion.** XXII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental- ABES, 27, 2000, Porto Alegre , RS. Porto Alegre, RS: ABES, 2000.

ESTRADA, V.E.E.; HERNÁNDEZ, D.E.A. Treatment of piggery wastes in stabilization ponds. **Water Science & Technology**, v. 45, n.01, p.55-60. 2002.

EL HAMOURI, B.; RAMI, A. and VASEL, J. L. **Comparing first order reaction rate constant and specific removal rate of a high rate algal pond and series of three facultative ponds in Morocco.** In: 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization ponds. Pond Technology for the New Millennium Conference Papers, v. 1, p. 35-48. Auckland, New Zealand.2002.

FALLOWFIELD, H.J .& GARRETT, M.K. The treatment of wastes by algal culture. **Journal of Applied Symposium Supplement.** p. 187-205. 1985.

FLORES, C.H.C.; PERRUOLO, T.; FERNANDÉZ,D. **Tratamiento de águas residuales domésticas utilizando lagunas aireadas.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 27, 2000, Porto Alegre, RS. Porto Alegre, RS. ABES, 2000.

GÓMEZ E.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; BONTOUX, J. Ammonia Elimination Processes In Stabilization And High-Rate Algal Pond Systems. **Wat. Sci. Tech.**, v.31, n.12, p. 303-312. 1995.

GOMÉZ, E.; PAING, J.; CASELLAS, C.; PICOT, B. **Characterisation of Phosphorus in Sediments from Waste Stabilization Ponds** Département Sciences de l' Environnement et Santé Publique. Montpellier, France. 1999. 8 p.

GOSMANN, H. A. **Estudos comparativos com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos suínos**. Florianópolis. 1997. 180p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.

GOULART, R. M. **Processo de compostagem: alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos**. Florianópolis. 1997. 128p Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina.

GUIVANT, J. Suinocultura e poluição: os desafios de implementar uma política de controle ambiental. **Cadernos de pesquisa**, n.12. Florianópolis, PPGSP/UFSC. 1997.

HAWKINS, L.G.; HILL, T.D.; ROCHESTER, W.E.; WOOD, W.C. Evaluation of overland flow treatment for swine lagoon. **Transaction of the ASAE**, v.38, n. 2, p. 397-402. 1995.

HOSETTI, B; FROST, S.A. Review of the Control of the Biological Waste treatment in Stabilization Ponds. **Critical Reviews in Environment Science and Technology**. V.28, n. 2, pp. 193-218. 1998.

Iowa Phosphorus Index (NRCS) Disponível na internet <http://www.ia.nrcs.usda.gov/technical/phosphorus/phosphorustandart.htm> obtido em 10/06/ 2001.

JONES L.M.; LIEHR, K.S.; CLASSEN, J.J. Mechanisms of dinitrogen gas formation in anaerobic lagoons. **Advances in Environmental Research**, v. 4, n.2, p. 133-139. 2000.

JUNIOR PENZ, M.A. **A influência da nutrição na preservação do meio ambiente**. 5o Seminário Internacional de Suinocultura, 27-28 de setembro de 2000 – Expo Center Norte, SP p. 53-69.

KONZEN, E.A.; BARROS. L.C. **Lagoas de estabilização natural para armazenamento de dejetos líquidos de suínos**. Sete Lagoas: EMBRAPA – Milho e Sorgo, 1997. 14p.

LEAF, S.S.; CHARTTERJEE, R. Developing a Strategy on Eutrophication. **Wat. Sci. Tech.**, v.39, n.12, p. 307-314. 1999.

- LINDNER, E.A. **Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina.** Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina/ FIESC. Instituto Elvaldo Lodi de Santa Catarina. 1999. 76p.
- LUDUVICE, M.L., QUEIRZ, T.R., NEDER, K. D., SOUZA, M.A.A. **Sólidos suspensos como indicadores da densidade de algas em lagoas de estabilização.** In: 21º Congresso brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2001. João Pessoa, PB. II-156. 2001.
- MAEKAWA, T.; LIAO, C. M.; FENG, X. D., Nitrogen and phosphorus removal for swine Wastewater using intermittent aeration batch reactor followed by ammonium crystallization process. **Wat. Res.**, v. 29, n. 12, p. 2643-2650. 1995.
- MATHEUS, C.E., GIANOTTI, E.P., MORAES, A.J. e LIMA, J.B. Estimativa da densidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização através de leituras com o Disco de Secchi. **Revista DAE, SABESP, SP.**, v.51, p. 25-27. 1991.
- MATOS, T.A.; SEDIYAMA, N.A.M. **Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suínos ou compostos orgânicos no solo.** EPAMIG, Viçosa. MG. p.45-54. 1995.
- MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos.** Florianópolis, 1997. 205p. Tese de Doutorado (Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina.
- MELO, H.N.S., GUIMARÃES, P.; MELO, J.L.S. Longitudinal distribution and vertical profile of pH, temperature and dissolved oxygen in a partially aerated facultative pond. **Water Science & Technology**, v.42, n.10-11, p.75-82. 2000.
- MENDONÇA, R.S.; KONIG, A.; CEBALLOS, O.S.B.; SOUTO, C.R. **Lagoas de estabilização e aerada mecanicamente: Novos conceitos.** CIP- BRASIL. Sindicato Nacional dos Editores de Livros, RJ, João Pessoa. Pb., 1990. 381 p.
- MENDONÇA, R.S. **Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío.** Colombia: McGraw Hill Interamericana, 2000.
- MERKEL, A.J. **Managing livestock wastes.** Westport: Avi Publishing Company. 1981. 419 p.
- MESPLE, F.; CASELLAS, C.; TROUSSELLIER, M.; BONTOUX, J. Some difficulties in modeling chlorophyll a evolution in a high rate algal pond ecosystem. **Ecollogical Modelling**, v.78, p. 25-36. 1995.
- MIDDLEBROOKS, J.E.; REED, C.S.; PANO, A.; ADAMS, D.V. **Nitrogen removal in wastewater stabilization lagoons.** 6 th National Drinking Water and Wastewater Treatment Technology Transfer Workshop – Kansas City, Missouri, 2-4 august. 1999.

- MOERSIDIK, S.S. **Traitment dès eaux uses par lagunage a haut rendement: Gestion de l'Ecosysteme et comparaison dès performances epuratoires avec um lagunage traditionnel.** Montpellier. France. 1992. 209p Tese (Doutorado). Universidade de Montpellier I.
- MOLEN, D.T.; VAN DER; BREEUWSMA, A; BOERS, P.C.M. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: impact, strategies, and perspectives. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p. 4-11. 1998.
- MORSE, G. K.; LESTER, J. N.; PERRY, R. **The Economic and Environmental Impact of Phosphorus Removal from Wastewater in the European Community.** Selper Publications, London. 1993.
- MOUTIN, T.; GAL, J.Y.; EL HALOUANI, H.; PICOT, B.; BONTOUX, J. Decrease of phosphate concentration in a high rate algal pond by precipitation of calcium phosphate: theoretical and experimental results. **Wat. Res.**, v.6, n.11, p.1445-1450. 1992.
- NAMECHE, T.H.; VASSEL, J. L.; Hydrodynamic studies and modelization for aerated and waste stabilization. **Water Research**, v.32, n.10, p. 3039-3045. 1998.
- NASCIMENTO, S.R.J.; MONTEGGIA, O.L.; GOMES, J.R. **Pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas.** XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2000. Porto Alegre, RS. p. 8-12.
- NURDOGAN, Y.; OSWALD, J.W. Enhanced nutrient removal in high rate ponds. **Water Science and Technology**, v.31, n.12, p.33-43. 1995.
- OLESZKIEWICZ, A.J. Nitrogen Transformations in an Aerated Lagoon Treating Piggery Waste. **Agricultural Wastes**, v.16, p. 171-181. 1986.
- OLIVEIRA, R.; SILVA, S.; PEDROZA, M. M. **Comportamento de formas de fósforo e nitrogênio em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos.** In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000. [s.i.]: ABES, 2000. p.963-971.
- OLIVEIRA, P. A. V., e Colaboradores. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia, SC: EMBRAPA/CNPISA, 1993. 188p.
- ORON, G.; SHELEF, G. Maximizing algal yield in high rate oxidation ponds. **Journal environmental quality**, v. 23, n. 4, p. 730-737, 1982.
- OSTRENSKY, A.; BOEGER, W. **Piscicultura - Fundamentos e Técnicas de Manejo.** Guaíba/RS: Agropecuária Ltda., 1998. 211p.
- OSWALD, W.J. The High-Rate Pond in Waste Disposal. **Developments in Industrial Microbiology**, v.4, p.112-119. 1963.

OSWALD, W.J. **Large-scale algal culture systems (engineering aspects)**. In: **micro-algal biotechnology**. Ed. Borowitzka & Borowitzka. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. p. 356-394. 1988b.

OSWALD, W.J. **Micro-algae and wastewater treatment**. In: **micro-algal biotechnology**. Ed. Borowitzka & Borowitzka. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain. p. 305-328. 1988a.

PEDRELLI, D.D. **Avaliação do Sistema de Lagoas de Estabilização para Tratamento das Águas Residuárias de Balneário Camburiú –SC**. Florianópolis. 1997. 154p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

PERDOMO (2002) <http://www.jornalexpress.com.br/naturais/detalhes.php?id-jornal=2&id-notícia=5802>

PESCOD, M.B. The role and limitations of anaerobic ponds systems. **Water Science & Technology**, v.33, n.7, p.11-22. 1996.

PICOT, B.; BAHLAOUI, A; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTOUX, J. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Wat. Sci.Tech.**, v.25, n.12, p. 197-206. 1992.

PICOT, B., MOERSIDIK, S., CASELLAS, C.; BONTOUX, J. Using Diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern. **Water Science & Technology**, v.28, n.10, 169-175. 1993.

PINTO, N.; ALVES, P.; MESQUITA, R., **Riscos de intoxicações provenientes da actividade de explorações de suínos (G012)** Disponível na internet <http://www.fmv.utl.pt/democ/sft/sem9900/g012.pdf> em 31/12/2001

PIRES, P.S.G. **Tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio com aeração intermitente**. Florianópolis, 1999. 74p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

PORKWORLD - Mercado. **PORKWORLD A Revista do Suinocultor Moderno**. Ano 1, n.06, maio/julho. 2002. 60p.

PORKWORLD – Estatísticas. **PORKWORLD A Revista do Suinocultor Moderno**. Ano 2, n.08, setembro/outubro. 2002. 120p.

PROENÇA, M. E.C.; BITTENCOURT, L. R. P. **Manual de Piscicultura Tropical**. Brasília: IBAMA, 1994. 196p.

RA, S.C.; LO, V.K.; SHIN, S. J.; OH, S.J.; HONG, J.B. Biological nutrient removal with an internal organic carbon source in piggery wastewater treatment. **Water Research**, v.34, n.3, p. 965-973. 2000.

REYSSAC, S.J.; LA NOÛE, J.; PROULX, D. **Le Recyclage du lisier de porc par lagunage**. TEC DOC. Ed.Lavoisier. 1995. Paris. 1995. 118p.

RHEINHEIMER, D.; CASSOL, C. P.; KAMINSKI, J.; ANGHINONI, I. **Fósforo orgânico no solo**. Cap. 8, p.139 - 152. In: SANTOS, A. G. e CAMARGO, A.O. F. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo**. Ed. Porto Alegre: Genisis, 1999.

RIBEIRO, P. R. **Piscicultura de Água Doce**. Maringá/Pr: Cotação da Construção. 1998. 53p.

RODRIGUES, R.B.J. **Eficiência do crescimento da microalga *Chlorella minutissima* e sua aplicação em resíduos de suinocultura- valorização e tratamento**. São Carlos. 2000. 118p. Tese de doutorado (Ciências Biológicas e da Saúde). Universidade Federal de São Carlos.

RUSTRIAN, H.; PHILIPPE, J.D.; NICOLAS, B.; RENE, M. Simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus from wastewater by coupling two-step anaerobic digestion with a sequencing batch reactor. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.73, n.4, p. 421-431.1998.

SANTIAGO, J.M.V.; COELHO, P.A.B.E.; ZANETTE, L.C.; ALMEIDA, C.H.J. **Nitrificação em Biodisco**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental XIX : ABES, 1997.

SANTOS, T.J. **Remoção Química de Fósforo em Processos anaeróbios**. In: XIX Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental: ABES, 1997, p.172-179.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, T.I.; DIAS, X.F.L. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região oeste catarinense. **Agricultura Catarinense**, v.8, n.2, p.35-39.1995.

SEGANFREDO, A.M. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Caderno de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.16, n.3, p. 129-141.1999.

SEGANFREDO, A.M. **A Questão Ambiental na Utilização de Dejetos de Suínos como fertilizante do Solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 35p. Circular Técnica, 22.

SEIFFERT, F. N.; PERDOMO, C.C. **Aptidão de solos da bacia hidrográfica do Rio do Peixe para porte de fertilizantes orgânicos**. Comunicado Técnico /230/ Embrapa Suínos e Aves. p. 1-6.1998.

SILVA, A.S.; JUNIOR ATAYDE, B.G.; OLIVEIRA, R.; ARAUJO, C.L.A.; SILVA, A.T.S.; PEARSON, W.H. **Efeito de características físicas e operacionais na cinética de remoção de coliformes fecais em lagoas facultativas secundárias e de maturação**. In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental., 1997. ABEAS, 1997. p.475-479.

SILVA, F.C.M. **Tratamento dos dejetos de suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada**. Florianópolis. 1996. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

SIMIONI, J. **Avaliação do Risco da Acumulação de Cobre e Zinco no Solo fertilizado com dejetos de suínos**. Florianópolis. 2001. 143p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistema)- Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S. **Revisão do critério da taxa de aplicação superficial no dimensionamento de lagoas facultativas**. In: 21 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: ABES, 2001.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995). 19th Edn., American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.

TEIXEIRA, P. M.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos doméstico utilizando o processo de lagoa de alta taxa. **Rev. DAE**. n. 161, p. 6-8, 1991.

TESTA, V.M.; NADAL, R.; MIOR, L.C.; BALDISSERA, I.T.; CORTINA., N. **O Desenvolvimento Sustentável do Oeste de Santa Catarina**. Florianópolis, SC. EPAGRI. 1996. 247 p.

TUMELERO, I.L. **Avaliação de materiais para sistema de criação de suínos sobre cama**. Florianópolis. 1998. 85p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

UEHARA, Y. M.; VIDAL, L.W. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB.1989. 91 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos: princípios de tratamento biológico de águas residuárias**. [s.l.]: DESA – UFMG, 1996. 210p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lagoas de estabilização**. Ed. DESA, 1 ed., v.3. Belo Horizonte. MG. 1996a. 134p.

WELLER, J. B.; WILLERS. **Farm Wastes management**. London: Ed. Crosby Locwood Staples, 1977. 235p.

WILLERS, C.H., DERIKX, L.J.P., ten HAVE, W.J.P.& VIJN, K.T. Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures. **Bioresource Technology**, v.64, n.1, p.47-54. 1998.

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

ZULKIEFLI, H. **Traitment des eaux usees par lagunage a haut rendement: Structure et dynamique des peuplements phytoplantoniques.** Montpellier. France. 1992. 206p. Tese (Doutorado) - Universidade de Montpellier I.