

RENATO VIEIRA ALVES

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PARA O TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS: ASPECTOS
MICROBIOLÓGICOS

Tese apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Medicina Veterinária, para
obtenção do título de “Magister
Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2004

AGRADECIMENTOS

Sem o esforço e o apoio dos meus pais, Vera e Renato, e da minha irmã, Priscila, este trabalho não existiria. Essenciais também, o carinho e o incentivo da minha companheira, Chelen, ela sim pesquisadora de verdade.

Sinceramente, agradeço àqueles que fizeram este trabalho junto comigo. Minha orientadora Paula, de paciência e compreensão incompreensíveis, pela oportunidade que me ofereceu. Ao Rafael, de paciência e compreensão menos estáveis, pelo rigor científico, competência inquestionável e pela mesma oportunidade. Ao Mauro, por possibilitar o enriquecimento do trabalho com o conhecimento na área de virologia e ao Cláudio, colega e agora engenheiro, imprescindível do início do projeto até a conclusão desta dissertação. E a todos os quatro, pela amizade que, espero, continuemos cultivando.

A todos os parceiros da Estação de Tratamento de Água, estudantes, funcionários, bolsistas e estagiários, agradeço a companhia e a ajuda nos trabalhos de laboratório. Não farei nomeações para não cometer injustiças, seja por esquecimento, seja por lembrança. Abro exceção aos nomes do Heisner e do Endrick, que tiveram participação direta em várias coletas no início do projeto.

Fundamental também o suporte - técnico, financeiro e estrutural - da Divisão de Água e Esgoto e do Departamento de Engenharia Civil da UFV.

Ao proprietário e aos funcionários das granjas que participaram deste estudo, não só pela ajuda na execução dos trabalhos e pela permissão de acesso às propriedades, mas também pela disposição em aproximar o setor produtivo da academia.

A toda a equipe do Laboratório de Virologia Molecular Animal da UFV, nas pessoas da Prof.^a Márcia Rogéria e dos estudantes Abelardo e Sabrina, agradeço a participação na aplicação das técnicas de biologia molecular.

A Rosi, secretária da pós-graduação da Veterinária. Verdadeira agenda humana, de bom humor inesgotável, merece um parágrafo só para ela. Obrigado por tudo.

Ao setor de Medicina Veterinária Preventiva do Departamento de Veterinária da UFV, agradeço o empréstimo de meios de cultura e o uso das instalações para esterilização de material.

O financiamento do projeto que deu origem a esse trabalho veio da FAPEMIG.

SUMÁRIO

PÁGINA

LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	ix
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	04
2.1. Os dejetos de suínos como problema ambiental.....	04
2.2. Aspectos sanitários.....	06
2.2.1. Organismos patogênicos.....	06
2.2.2. Organismos indicadores de contaminação.....	12
2.2.3. Resistência dos microrganismos no ambiente.....	16
2.3. Legislação ambiental aplicada aos dejetos de suínos.....	16
2.4. Tratamento de dejetos de suínos – o emprego de lagoas de estabilização.....	20
2.4.1. Lagoas anaeróbias.....	21
2.4.2. Lagoas facultativas.....	22
2.4.3. Associação de lagoas em série e lagoas de maturação.....	27
2.4.4. Emprego aos dejetos de suínos.....	28
2.4.4.1. Lagoas anaeróbias.....	28
2.4.4.2. Lagoas facultativas / polimento.....	30
2.4.5. Remoção de organismos patogênicos.....	31
2.4.5.1. Lagoas anaeróbias.....	34
2.4.5.2. Lagoas facultativas / polimento.....	35
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
3.1. Caracterização das granjas.....	38
3.1.1. Granja A.....	38
3.1.2. Granja B.....	46
3.2. Monitoramento dos sistemas de tratamento.....	52
3.3. Análises laboratoriais.....	55
3.3.1. Coliformes totais e <i>E. coli</i>	55

3.3.2. Enterococos e <i>Streptococcus sp</i>	55
3.3.3. <i>Salmonella sp</i>	56
3.3.4. Parvovírus.....	57
3.3.4.1. Extração de DNA.....	57
3.3.4.2. Primers.....	57
3.3.4.3. Amplificação.....	58
3.4. Análise dos dados	58
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
4.1. Pesquisa de organismos patogênicos.....	60
4.2. Caracterização dos dejetos de suínos – organismos indicadores.....	62
4.3. Remoção de organismos indicadores nos sistemas de tratamento.....	63
4.3.1. Granja A.....	63
4.3.2. Granja B.....	81
5. CONCLUSÕES.....	93
6. RECOMENDAÇÕES	96
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101
8. APÊNDICE.....	109

LISTA DE TABELAS

Páginas

Tabela 1.	Valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) diária em função do peso e do ciclo produtivo dos suínos	05
Tabela 2.	Produção média diária de dejetos por diferentes categorias de suínos	05
Tabela 3.	Características dos dejetos de suínos em função do teor de matéria seca	05
Tabela 4.	Surtos relacionados à água nos EUA, de 1986 a 1998	07
Tabela 5.	Prevalência de patógenos em diversas espécies	08
Tabela 6.	Estudos de prevalência de <i>C. parvum</i> em diversos tipos de amostra	11
Tabela 7.	Ocorrência de organismos indicadores em fezes humanas e animais (org./g)	15
Tabela 8.	Resistência de alguns microrganismos no ambiente, em dias	16
Tabela 9.	Limites de lançamento de DBO5 e DQO - Rio Grande do Sul	17
Tabela 10.	Limites de lançamento de nutrientes da legislação nacional e dos estados de MG, RS e SC	18
Tabela 11.	Padrão de qualidade bacteriológico para os corpos d'água (Resolução CONAMA 20/86)	18
Tabela 12.	Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução CONAMA 20/86)	19
Tabela 13.	Critério de balneabilidade	19
Tabela 14.	Características dos modelos hidráulicos mais freqüentemente utilizados no dimensionamento e avaliação de desempenho das lagoas de estabilização	24
Tabela 15.	Fórmulas para o cálculo da contagem de coliformes efluentes (N) de lagoas	24
Tabela 16.	Faixas de eficiências de remoção de organismos patogênicos e indicadores em lagoas de estabilização	35
Tabela 17.	Principais relações e coeficientes utilizados na estimativa da remoção de coliformes em lagoas de estabilização	35
Tabela 18.	Remoção de coliformes fecais no tratamento de dejetos de suínos	37
Tabela 19.	Estimativa da produção total de efluentes segundo RCA/PCA, Granja A	41
Tabela 20.	Estimativas de remoção de DBO segundo o RCA, Granja A	42
Tabela 21.	Taxas de aplicação segundo RCA, Granja A	42
Tabela 22.	Configuração real do sistema de lagoas, Granja A	43

Tabela 23. Tempos de detenção hidráulica, em dias, Granja A	43
Tabela 24. Uso e ocupação do solo, granja B (RCA)	46
Tabela 25. Estimativa da produção total de efluentes segundo RCA, Granja B	48
Tabela 26. Configuração real do sistema de lagoas, Granja B	50
Tabela 27. Tempos de detenção hidráulica, em dias, Granja B	51
Tabela 28. Datas de coletas e análises realizadas, Granja A	53
Tabela 29. Datas de coletas e análises realizadas, Granja B	53
Tabela 30. Posição e seqüência dos primers	58
Tabela 31. Pesquisa de organismos patogênicos em dejetos de suínos	60
Tabela 32. Pesquisa de <i>Salmonella spp</i> ao longo dos sistemas de tratamento	60
Tabela 33. Pesquisa de organismos indicadores em fezes de suínos	62
Tabela 34. Avaliação comparativa entre as concentrações de organismos indicadores em fezes de suínos	63
Tabela 35. Coliformes totais, estatística descritiva, Granja A (org. / 100 mL)	64
Tabela 36. E. coli, estatística descritiva, Granja A (org. / 100 mL)	64
Tabela 37. Enterococos, estatística descritiva, Granja A (org. / 100 mL)	64
Tabela 38. Estreptococos fecais, estatística descritiva, Granja A (org./100mL)	65
Tabela 39. Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja A	65
Tabela 40. Avaliação comparativa entre as concentrações de organismos indicadores no dejetos bruto, Granja A	66
Tabela 41. Eficiência (%) de remoção de organismos indicadores, Granja A	67
Tabela 42. pH, estatística descritiva, Granja A	68
Tabela 43. OD (mg/L), estatística descritiva, Granja A	68
Tabela 44. Temperatura (°C), estatística descritiva, Granja A	69
Tabela 45. N-NH ₃ (mg/L), estatística descritiva, Granja A	70
Tabela 46. N-org (mg/L), estatística descritiva, Granja A	70
Tabela 47. Taxas de aplicação de DBO, sistema de lagoas, Granja A	71
Tabela 48. Taxas de aplicação de DQO, sistema de lagoas, Granja A	71
Tabela 49. Taxas de aplicação de SV, sistema de lagoas, Granja A	71
Tabela 50. Coliformes totais (org./100 mL), estatística descritiva, Granja B	81
Tabela 51. E.coli (org./100 mL), estatística descritiva, Granja B	81
Tabela 52. Enterococos (org./100 mL), estatística descritiva, Granja B	82
Tabela 53. Estreptococos fecais(org./100 mL), estatística descritiva, Granja B	82

Tabela 54. Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja B	82
Tabela 55. Avaliação comparativa entre as concentrações de organismos indicadores no dejetos bruto, Granja B	83
Tabela 56. Eficiência de remoção (%) de organismos indicadores, Granja B	84
Tabela 57. Coeficientes de decaimento bacteriano, mistura completa, Granja B	86
Tabela 58. Coeficientes de decaimento bacteriano, segundo von SPERLING (2002)	86
Tabela 59. pH, estatística descritiva, Granja B	87
Tabela 60. OD (mg/L), estatística descritiva, Granja B	87
Tabela 61. Temperatura (°C), estatística descritiva, Granja B	87
Tabela 62. N-NH ₃ (mg/L), estatística descritiva, Granja B	88
Tabela 63. N-org (mg/L), estatística descritiva, Granja B	88
Tabela 64. Taxas de aplicação de DBO, sistema de lagoas, Granja B	89
Tabela 65. Taxas de aplicação de DQO, sistema de lagoas, Granja B	89
Tabela 66. Taxas de aplicação de SV, sistema de lagoas, Granja B	89
Tabela 67. Testes de regressão, eficiência da remoção bacteriana x taxas de aplicação de matéria orgânica, Granja B	91

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1.	Fluxo de produção, Granja A	39
Figura 2.	Sistema de tratamento esquematizado, Granja A	41
Figura 3.	Layout do sistema de lagoas, Granja A	44
Figura 4.	Lagoa Anaeróbia 1 (LA1)	45
Figura 5.	Lagoa Anaeróbia 2(LA2)	45
Figura 6.	Lagoa Anaeróbia 3 (LA3)	45
Figura 7.	Lagoa Facultativa (LF)	45
Figura 8.	LA3 e LF	45
Figura 9.	Fluxo de produção, Granja B	47
Figura 10.	Fluxograma do sistema de tratamento, Granja B	49
Figura 11.	Layout sistema de lagoas, Granja B	50
Figura 12.	Dejeto bruto, Granja B	51
Figura 13.	RAFA, visto a partir do sistema de lagoas, Granja B	51
Figura 14.	Sistema de lagoas, Granja B	51
Figura 15.	RAFA e decantador, Granja B	51
Figura 16.	Gel de agarose, 1,5%, produto de PCR com primers P1 e P6 (externos)	62
Figura 17.	Gel de agarose, 1,5%, produto denested-PCR com primers P2 e P5 (internos)	62
Figura 18.	Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja A	70
Figura 19.	Amônia e nitrogênio orgânico, Granja A	70
Figura 20.	Eficiência de remoção de coliformes x taxa de aplicação volumétrica de DBO, Granja A	73
Figura 21.	Eficiência de remoção de <i>E. coli</i> x taxa de aplicação volumétrica de DBO, Granja A	73
Figura 22.	Eficiência de remoção de enterococos x taxa de aplicação volumétrica de DBO, Granja A	74
Figura 23.	Eficiência de remoção de estreptococos fecais x taxa de aplicação volumétrica de DBO, Granja A	74
Figura 24.	Eficiência de remoção de coliformes x taxa de aplicação volumétrica de DQO, Granja A	75
Figura 25.	Eficiência de remoção de <i>E.coli</i> x taxa de aplicação volumétrica de DQO, Granja A	75

Figura 26. Eficiência de remoção de enterococos x taxa de aplicação volumétrica de DQO, Granja A	76
Figura 27. Eficiência de remoção de estreptococos fecais x taxa de aplicação volumétrica de DQO, Granja A	76
Figura 28. Eficiência de remoção de coliformes totais x taxa de aplicação volumétrica de SV, Granja A	77
Figura 29. Eficiência de remoção de <i>E.coli</i> x taxa de aplicação volumétrica de SV, Granja A	77
Figura 30. Eficiência de remoção de enterococos x taxa de aplicação volumétrica de SV, Granja A	78
Figura 31. Eficiência de remoção de estreptococos fecais x taxa de aplicação volumétrica de SV, Granja A	78
Figura 32. Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja B	83
Figura 33. Amônia e nitrogênio orgânico, Granja B	88

RESUMO

ALVES, Renato Vieira, M.S., Universidade Federal de Viçosa, março de 2004.
Avaliação de Desempenho de Lagoas de Estabilização no tratamento de Dejetos de Suínos: Aspectos Microbiológicos. Orientadora: Paula Dias Bevilacqua. Conselheiros: Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Mauro Pires de Moraes.

O desenvolvimento da suinocultura no país evidenciou o problema do tratamento e da destinação dos dejetos de suínos, questão que até a década de 70 não era motivo de preocupação. Porém, além de conseqüências ambientais, a ausência ou inadequação de tratamento pode trazer prejuízos para a saúde, humana ou animal. Dois diferentes sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos foram monitorados por, aproximadamente, um ano. Um deles composto por três lagoas anaeróbias e uma facultativa (Granja A) e o outro por um reator anaeróbio e uma série de lagoas de polimento (Granja B). Pesquisaram-se microrganismos patogênicos (*Salmonella* spp. e parvovírus suíno) e indicadores (coliformes totais, *Escherichia coli*, enterococos e *Streptococcus* spp) no dejetos brutos e no efluente de cada unidade de tratamento. Outras seis granjas também tiveram as fezes dos suínos avaliadas para os mesmos parâmetros, em três amostras de cada propriedade. *Salmonella* spp. foi encontrada em 40% das amostras (14/35), sendo que, no sistema de lagoas da Granja B, foi identificada até o efluente da segunda lagoa anaeróbia. Os resultados para parvovírus foram positivos em 45% das amostras (9/20). Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de coliformes e estreptococos no dejetos brutos, mesmo resultado encontrado nas amostras de fezes de suínos. Em ambos os sistemas monitorados, a eficiência de remoção dos indicadores esteve abaixo do esperado. Para o sistema da Granja A, a eficiência foi próxima de 99,9% ($3\log_{10}$) com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 52,6 dias. Para o outro sistema, da Granja B, a eficiência foi entre 90-99% ($1-2\log_{10}$) para TDH de 122,5 dias. Em contraste ao desempenho global dos sistemas, as lagoas anaeróbias, individualmente,

revelaram boa eficiência de remoção bacteriana. Já no caso das lagoas facultativas – de polimento – os resultados indicam que deve haver melhor concepção do sistema para que estas efetivamente cumpram o papel esperado na remoção bacteriana. Estudos de regressão entre as taxas volumétricas de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Voláteis (SV) e a eficiência de remoção dos quatro organismos indicadores foram realizados, revelando, em geral, excelente associação entre as variáveis.

ABSTRACT

ALVES, Renato Vieira, M.S., Universidade Federal de Viçosa, march, 2004.
Performance valuation of stabilization ponds for swine wastewater treatment: microbiological aspects. Advisor: Paula Dias Bevilacqua.
Committee members: Rafael Kopschitz Xavier Bastos and Mauro Pires de Moraes.

The development of the hog production in Brazil evidenced the problem of the treatment and destination of the swine manure, subject that until the 70's it was not reason concern for. However, besides environmental consequences, the absence or treatment inadequacy can bring damages for the health, human or animal. Two different systems of stabilization ponds for swine wastewater treatment were monitored for, approximately, one year. One of them composed for three anaerobic ponds and one facultative pond (Farm A) and the other for an anaerobic reactor and a series of polishing ponds (Farm B). Pathogenics (*Salmonella* spp. and porcine parvovirus) and indicators (total coliforms, *Escherichia coli*, enterococci and *Streptococcus* spp) microorganisms were researched in the not treated effluent and in the effluent of each unit. Other six farms also had the feces of the herd evaluated, for the same parameters, in three samples of each property. *Salmonella* spp. was found in 40% of the samples (14/35), and, in the Farm B ponds system, it was identified until the effluent of the second anaerobic pond. 45% (9/20) of the samples were positive for parvovirus. Statistically significant differences were not observed between the coliforms and streptococci concentrations in the samples of not treated effluent, the same was found in the samples of swine feces. In both monitored systems, the removal efficiency was below the expected. For the system of Farm A, the efficiency was close to 99,9% ($3\log_{10}$) with a hydraulic detention time of 52,6 days. For the other system, the efficiency was among 90-99% ($1-2\log_{10}$) with a hydraulic detention time of 122,5 days. In contrast to the performance of the systems as a whole, the anaerobic ponds revealed good efficiency of bacterial removal. However, in the event of the optional ponds - of polishing - the results indicate that should have better conception of the system so that these indeed accomplish the expected

performance in the bacterial removal. Regression studies among the volumetric loading rates of Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demands (COD) and volatile solids and the removal efficiency of the four indicative organisms was accomplished, revealing, generally, excellent association among the variables.

1. Introdução

Estima-se que, anualmente, três milhões de pessoas morram em decorrência de doenças de veiculação hídrica, a grande maioria crianças, habitantes de regiões menos desenvolvidas (CDC,2000). A insuficiência de sistemas de tratamento de esgotos, tanto domésticos quanto agroindustriais, e a conseqüente contaminação dos cursos d'água, são fatores que contribuem na manutenção desse grave quadro.

Pelas suas características, os dejetos de suínos possuem grande potencial poluidor. Não estão isentos também do potencial de transmissão de doenças, inclusive zoonoses, ainda que avanços nessa área tenham sido obtidos com a modernização do manejo das propriedades.

Até a década de 70, a atividade suinícola não constituía fator de grandes preocupações ambientais, já que o sistema de produção, com baixa concentração de animais, não gerava quantidades elevadas de dejetos, facilitando o manejo adequado dos mesmos (PERDOMO, 1995). O confinamento de um número cada vez maior de animais, visando à otimização da produção, provocou, naturalmente, o aumento do volume de dejetos produzidos, conseqüência também da maior exigência de água para o manejo e manutenção da limpeza das instalações, além das elevadas perdas em bebedouros (OLIVEIRA, 1993; PERDOMO, 1995).

Por outro lado, o desenvolvimento tecnológico da suinocultura não foi acompanhado por um manejo adequado dos dejetos.

O elevado volume de dejetos líquidos, com elevada carga orgânica e de nutrientes, em situações de reduzida disponibilidade de áreas para a lavoura pode exceder a capacidade de absorção dos solos, dificultando a tradicional solução de aproveitamento dos dejetos como fertilizante. Além disso, devido à até relativamente recente pouca preocupação com a questão ambiental e, ou, a imposições topográficas em regiões de relevo acidentado (como na região da Zona da Mata – MG), muitas vezes as instalações de suínos localizam-se nas partes de vales das propriedades, próximas aos cursos d'água. O somatório destes fatores favoreceu a disseminação do lançamento direto nos cursos d'água como solução de destino final dos dejetos de suínos.

O problema torna-se mais evidente em regiões com grande concentração de produtores, por exemplo, as regiões do oeste de Santa Catarina e a Zona da Mata mineira.

Minas Gerais possui o quarto maior rebanho suíno do país, com aproximadamente 3,5 milhões de cabeças, pouco mais de 10% do rebanho brasileiro (IBGE, 2003). A região da Zona da Mata Norte, mais especificamente a região do Vale do Rio Piranga, é a maior produtora de suínos de Minas Gerais, respondendo por aproximadamente 25 % do rebanho do estado (IBGE, 2003).

A intensificação da produção suinícola, com o conseqüente aumento da produção de dejetos e impacto sobre o meio ambiente, fez com que a legislação ambiental se acercasse do problema específico. Em Minas Gerais, além das normas estabelecidas para o licenciamento ambiental (COPAM, 1986), a partir de 1995, o licenciamento e o controle da atividade de suinocultura foram devidamente normatizados (COPAM, 1995).

A ação fiscalizadora dos órgãos competentes, induzindo inclusive a elevação do grau de consciência ambiental dos suinocultores da região, tem levado os mesmos à busca de soluções, a um só tempo ambientalmente sustentáveis e economicamente viáveis, dentre as quais, tem-se destacado o emprego de lagoas de estabilização para o tratamento dos dejetos líquidos.

O baixo custo e a facilidade de operação são fatores decisivos na escolha de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos. Diversos estudos têm demonstrado a eficiência desse tipo de tratamento para o caso específico das suinoculturas (SILVA, 1973; MEDRI *et al.*, 1996; SILVA, 1996; COSTA *et al.*, 1997).

Muito embora já se disponha de alguma informação sobre critérios de dimensionamento de lagoas específicos para dejetos de suínos e, particularmente, para o sul do país (COSTA *et al.*, 1997; DARTORA *et al.*, 1998; PERDOMO *et al.*, 1999; BELLI FILHO, 2001), em uma análise mais rigorosa, os mesmos parecem insuficientes ou pouco consolidados. A bem da verdade, a maioria dos projetos ainda é realizada com base na aplicação de critérios desenvolvidos para esgotos sanitários.

A este respeito, desde a década de 60, HART & TURNER (1965) já alertavam para a fundamental diferença no funcionamento de lagoas para tratamento de dejetos de suínos e esgotos sanitários, em função da composição distinta destes resíduos. Mais recentemente, outros autores têm também apontado para o risco de mau funcionamento de lagoas para dejetos de suínos projetadas com base em critérios próprios de esgotos sanitários (SHILTON, 1993; COSTA *et al*, 1997).

Outro aspecto a ser destacado é a aparente pouca atenção dedicada à qualidade sanitária dos dejetos de suínos, seja no âmbito da pesquisa, seja na legislação ambiental. Por outro lado, nos campos da Medicina Veterinária, Engenharia Sanitária e Epidemiologia Ambiental ganham importância as zoonoses, dadas as especificidades na perpetuação dos elos de transmissão dessas doenças via esgotos sanitários e dejetos de animais (BASTOS *et al*, 2003; BEVILACQUA, *et al*, 2003).

Este trabalho apresenta-se como uma contribuição ao melhor conhecimento do emprego de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos, com ênfase em aspectos microbiológicos, procurando, em alguma medida, preencher lacunas de informação.

2. Revisão de literatura

2.1. Os dejetos de suínos como problema ambiental

O desenvolvimento da suinocultura tecnificada, com a criação de animais em regime de confinamento, trouxe como consequência a produção de grandes quantidades de dejetos com elevado potencial poluidor (OLIVEIRA, 1993). A modernização dos sistemas de confinamento acentuou ainda mais o volume de dejetos produzidos, dado o uso crescente de água para limpeza das baias e higienização de animais, além das elevadas perdas e desperdícios em bebedouros (PERDOMO, 1995).

Aspectos relacionados à alimentação dos animais na suinocultura tecnificada constituem também fatores determinantes do potencial poluidor dos dejetos, haja vista a reduzida eficiência de utilização de nutrientes por parte dos suínos – cerca de 40-60 % do nitrogênio, 50-80% do fósforo e 70-95% do potássio presentes nos alimentos são excretados (PERDOMO *et al*, 2001). Dada sua relevância, o fator ambiental tem sido, mais recentemente, incorporado na agenda da pesquisa na área de nutrição animal aplicada à suinocultura (LIMA *et al*, 1993; LIMA & NONES, 1999).

Em resumo, as características dos dejetos de granjas de suinocultura dependem de fatores zootécnicos (ex: tamanho, fase de desenvolvimento, raça dos animais), dietéticos (ex.:valor energético e protéico dos alimentos, digestibilidade, conteúdo de fibra e proteína), características das edificações e manejo (ex.: tipo de bebedouros, sistema de limpeza, instalações de águas pluviais).

Nas Tabelas 1, 2 e 3 são reunidas informações de literatura sobre características de dejetos de granjas de suinocultura.

Tabela 1 – Valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) diária em função do peso e do ciclo produtivo dos suínos.

Categoria	Peso (Kg/cab)	DBO (Kg DBO/cab.dia)
Varrão	160	0,182
Porca gestação	125	0,182
Porca em lactação com leitões	170	0,340
Leitões desmamados	16	0,032
Suínos em crescimento	30	0,059
Suínos em terminação	68	0,136

Fonte: OLIVEIRA, (1993)

Tabela 2 – Produção média diária de dejetos por diferentes categorias de suínos.

Categoria	Dejeto líquido (L/dia)
Porca reposição cobrição e gestante	16,00
Porca em lactação com leitões	27,00
Macho	9,00
Leitões (26-45 dias)	1,40
Leitões (46-70 dias)	9,00
Suínos em crescimento (71-110 dias)	13,00
Suínos em terminação	13,00

Fonte: adaptado de OLIVEIRA, (1993)

Tabela 3 – Características dos dejetos de suínos em função do teor de matéria seca.

Grau de diluição	MS (%)	DBO₅(mg/L)	N (%)	P₂O₅ (%)	K₂O (%)
Concentrado	5-6	40.000	0,49	0,48	0,31
Semi-concentrado	4-5	33.000	0,44	0,41	0,28
Semi-diluído	3-4	27.000	0,37	0,31	0,23
Diluído	2-3	21.000	0,31	0,23	0,19
Muito diluído	<2	15.000	0,26	0,14	0,16

Nota: A concentração em mg/L pode ser obtida do valor em percentagem. Exemplo: 0,31% representa 0,31kg de nitrogênio em 100 L ou 3,10 g/L ou 3.100 mg/L. De forma análoga, a concentração de sólidos totais (ST) em mg/L pode ser obtida do valor em percentagem de matéria seca (MS); exemplo: 3% de MS corresponde a 30.000 mg ST/L.

Fonte: adaptado de DARTORA *et al.*, (1998)

Tais informações revelam claramente o potencial poluidor dos dejetos de suínos, com concentração de matéria orgânica e de nutrientes bem superior à de outros tipos de efluentes, como os esgotos sanitários e vários efluentes industriais e agroindustriais (OLIVEIRA, 1993; von SPERLING, 1996). Os elevados teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo bem demonstram os problemas potenciais de poluição (consumo de oxigênio dissolvido) e eutrofização de águas superficiais, decorrentes do lançamento de dejetos de suínos sem tratamento; demonstram ainda o potencial de contaminação de águas subterrâneas por lixiviação de nitratos, caso a prática, aliás freqüente, de aplicação de dejetos no solo como fertilizante, não observar os necessários cuidados (OLIVEIRA, 1993).

2.2. Aspectos sanitários

2.2.1. Organismos patogênicos

Os problemas gerados pelos dejetos produzidos pela suinocultura não se limitam à questão ambiental. Diversos aspectos da atividade contribuem para o agravamento de questões relacionadas à saúde humana e à sanidade animal, dos quais destacam-se três: contaminantes químicos, compostos voláteis e odores e aspectos microbiológicos, todos com potencial de afetar solos, ar e água (D'ALLAIRE *et al.*, 1999). Pesquisas avaliam inclusive os efeitos psicológicos que os odores provenientes de uma granja comercial têm na vizinhança (SCHIFFMAN, 1995).

São poucos os estudos que caracterizam microbiologicamente as fezes dos suínos. Além disso, os trabalhos existentes são, na maioria das vezes, de países de clima temperado do hemisfério norte. Por isso é preciso cautela ao se analisar essas fontes, tanto pelas características sanitárias distintas em relação ao rebanho nacional, quanto pelas diferentes condições climáticas que interferem sobremaneira na resistência dos diferentes microrganismos no ambiente.

D'ALLAIRE *et al.*, (1999) identificaram mais de 125 agentes infecciosos encontrados em suínos em todo o mundo. Desses, destacaram oito de maior potencial zoonótico:

- *Campylobacter coli* e *C. jejuni*
- *Escherichia coli*
- *Leptospira spp.*
- *Salmonella spp.*
- *Yersinia enterocolitica*
- *Cryptosporidium parvum*
- *Giardia lamblia*

Esses são os microrganismos geralmente citados como os relacionados à suinocultura e de potencial zoonótico. Além desses, outros estudos lembram ainda *Erysipelothrix rhusiopathiae* (HILL, 2003), *Ascaris suum* (HILL, 2003; OLSON, 1999), vírus da hepatite E (HILL, 2003; VAN DER POEL *et al.*, 2001), *Balantidium coli* (NEVES, 1998), *Streptococcus suis* (KONEMAN *et al.*, 1997) e *Citrobacter freundii* (TSCHÄPE *et al.*, 1995).

A contaminação da água, solos e carne pelas fezes de animais portadores é o principal modo de transmissão desses agentes para os seres humanos. Os casos de agravos relacionados à água, nos EUA, de 1986 a 1998, são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Surtos relacionados à água nos EUA, de 1986 a 1998.

Agente	Água para consumo		Recreação	
	Surtos	Casos	Surtos	Casos
GIA ⁽¹⁾	81	20.206	20	2.007
<i>Cryptosporidium parvum</i>	11	421.254	3	429
<i>E. coli</i> O157:H7	6	442	9	293
<i>Giardia lamblia</i>	31	3.992	4	65
<i>Leptospira spp.</i>	0	0	3	389
<i>Campylobacter spp.</i>	4	473	0	0
<i>Salmonella spp.</i>	3	695	0	0
Total	136	447.062	39	3.183

Nota: (1) GIA: gastroenterite aguda sem etiologia definida.

Fonte: HILL (2003)

Ainda nos EUA, o serviço de vigilância de agravos de origem alimentar registra que as frutas e os vegetais são responsáveis por 24% dos surtos e 41% dos casos, enquanto carnes respondem por 29% dos surtos e 20% dos casos e frutos do mar por 14% dos surtos e 8% dos casos (GUAN & HOLLEY, 2003). No

começo da década de 90, um surto na Alemanha causou uma morte e mais dezesseis casos sintomáticos. O agente era o *Citrobacter freundii* e a fonte foi identificada como sendo salsinha irrigada com dejetos de suínos (TSCHAPE *et al.*, 1995). Esses dados reforçam a importância da água como veículo de transmissão para diversas doenças.

Na Tabela 5, OLSON (1999) sugere a prevalência de diversos microrganismos em seres humanos, bovinos, suínos e aves.

Tabela 5 - Prevalência de patógenos em diversas espécies.

	Ser humano	Bovinos	Suínos	Aves
<i>Salmonella spp.</i>	1%	0 – 13%	0 – 38%	10 – 100%
<i>E. coli</i> O157:H7	1%	16%	0,4%	1,3%
<i>Campylobacter jejuni</i>	1%	1%	2%	100%
<i>Yersinia enterocolitica</i>	0,002%	< 1%	18%	0%
<i>Giardia lamblia</i>	1 – 5%	10 – 100%	1 – 20%	0%
<i>Cryptosporidium sp.</i>	1%	1 – 100%	0 – 10%	0%

Fonte: OLSON (1999)

Dentre os microrganismos citados, o *Campylobacter spp.* e a *E. coli* parecem ser os que os suínos têm a participação na transmissão para o ser humano menos definida.

O *Campylobacter spp.* é o agente mais comum de diarreias na América do Norte. Apesar de não estar associado a casos mais graves, afeta mais de dois milhões de pessoas por ano (OLSON, 1999). A maioria dos casos está associada com carne de aves, contudo as fezes de suínos e bovinos são reconhecidas como possíveis fontes de contaminação da água (OLSON, 1999; TAUXE, 1997; COLE *et al.*, 1999).

As cepas enteropatogênicas de *E. coli* podem ser encontradas tanto em seres humanos quanto em animais. A mais comum delas é a *Escherichia coli* O157:H7. A prevalência desta bactéria em suínos saudáveis é estimada entre 0,4 e 7,5 %, porém sua toxina raramente é isolada, ao contrário do que acontece com bovinos (OLSON, 1999). Não existem evidências de casos humanos na América do Norte tendo suínos como fonte de infecção (GUAN & HOLLEY, 2003).

Mesmo com a alta tecnificação da suinocultura comercial tendo reduzido sua presença, o *Ascaris suum* ainda é um problema para a atividade. Estudo em rebanhos comerciais nos EUA encontrou o parasita em 70% das propriedades, com uma prevalência de 13 a 68 % nos animais, dependendo do estágio de desenvolvimento. Em Saskatchewan, Canadá, 50% dos suínos abatidos apresentavam em seus fígados cicatrizes características da migração de larvas de *Ascaris* spp. Na província de Alberta, também no Canadá, o helminto foi identificado em 60% de 50 propriedades investigadas e em 8,5% dos animais (OLSON, 1999).

A leptospirose é considerada a zoonose mais disseminada no mundo e é normalmente relacionada aos roedores (LEVETT, 2001). Porém, é considerada uma doença ocupacional importante para indivíduos que trabalham com bovinos e suínos. Em um surto no estado do Missouri, EUA, trabalhadores de granjas de suínos foram contaminados a partir do contato com porcos infectados (HILL, 2003). Além disso, alguns surtos ocorridos a partir do uso de corpos d'água para recreação tiveram as fezes de suínos relacionadas como possíveis fontes de infecção (LEVETT, 2001).

O *Streptococcus suis*, assim como a *Leptospira* spp, pode ser considerado um importante agente de doença ocupacional. Além da enorme relevância econômica para a suinocultura, é considerado um importante agente com potencial zoonótico, produzindo quadros clínicos graves nos seres humanos (KONEMAN *et al.*, 1997; GILLESPIE & TIMONEY, 1992). Os primeiros casos humanos foram identificados em 1968 na Dinamarca. Em 1989, foram relatados 108 casos de infecção humana por *S. suis* em todo o mundo. A maioria dos casos concentra-se em Hong Kong, Países Baixos e Europa Central. Em 1991, foi relatado, em Quebec, Canadá, o primeiro caso de endocardite por *S. suis* na América do Norte (KONEMAN *et al.*, 1997). Como o microrganismo faz parte da flora normal do suíno, as modernas técnicas de manejo não conseguiram erradicar a doença (DEL'ARCO, 2001).

Apesar de não poder ser considerada estritamente ocupacional, a infecção de seres humanos por *Balantidium coli* está relacionada a regiões de grande concentração de granjas de suínos. De grande prevalência nesses animais, este

protozoário produz um quadro clínico pouco severo em seres humanos (NEVES, 1998). Outros protozoários, com importância bem maior para a saúde humana, são o *Cryptosporidium parvum* e a *Giardia lamblia*.

Geralmente, o *C. parvum* é mais associado ao gado de leite que aos suínos. Na maioria dos casos de infecções por fonte animal, surtos de criptosporidiose têm sido relacionados com fezes de bovinos. Principalmente por esse motivo, as informações a respeito desse patógeno em suínos são escassas. Entretanto, estudo realizado em Ontário, Canadá, encontrou maior prevalência de *C. parvum* em fezes suínas que em bovinas. O estudo encontrou 26% das amostras positivas em propriedades que trabalhavam com dejetos líquidos de suinoculturas, contra 8,1% de fazendas leiteiras que manejavam dejetos sólidos e 7,3% que manejavam dejetos líquidos. De cada tipo de propriedade foram encontrados entre 50 e 55% de positividade nas fezes frescas de leitões e bezerros. Porém, entre essas propriedades, nos dejetos armazenados, o agente foi encontrado em 75% das granjas de suínos. Nas criações de gado, a positividade foi de 20% nas propriedades que armazenavam dejetos sólidos, mas o microrganismo não foi encontrado onde se armazenavam os dejetos líquidos (FLEMING *et al.*, 1997). Os mesmos autores, em estudo mais recente, encontraram 37% de resultados positivos para *C. parvum* de um total de 60 amostras de dejetos armazenados de suinoculturas. Das amostras positivas, 89% continham oocistos viáveis do protozoário (FLEMING *et al.*, 1999).

Dados compilados por FLEMING *et al.* (1997) fornecem informações adicionais sobre a prevalência de *C. parvum* em suínos (Tabela 6).

Tabela 6 - Estudos de prevalência de *C. parvum* em diversos tipos de amostra.

Tipo de amostra	% Propriedades positivas	% de animais positivos ao menos uma vez	% Total de amostras positivas	Fonte
Fezes	-	11 %	-	Olson <i>et al.</i> (1996) Alberta, Canadá
Fezes – piso com estrado	-	Maternidade: 0% Creche: 27% Matrizes: 0% Leitões: 0%	-	Xiao (1994) Ohio, EUA
Fezes – piso de concreto	-	Maternidade: 29% Creche: 19% Matrizes: 0% Leitões: 7%	-	Xiao (1994) Ohio, EUA
Dejetos líquidos	90 %	-	26 %	Fleming <i>et al.</i> (1997) Ontario, Canada

Fonte: FLEMING *et al.*, (1997)

Outros levantamentos indicam, para os EUA e Canadá, prevalências de *C. parvum* e *G lamblia* entre 5 a 11% e 1 a 12 %, respectivamente (HILL, 2003).

A *Giardia* é um parasita intestinal comum nos vertebrados em geral e um dos protozoários mais freqüentes no ser humano, tendo distribuição mundial. A prevalência é de 2 a 7% na Europa, EUA e Canadá e chega a 40 % em países em desenvolvimento (OLSON, 1999). Geralmente é de veiculação hídrica, mas pode também ser transmitida por alimentos e por contato (FLEMING, 1999). Estudo na província de Alberta, Canadá, envolvendo 1602 animais e 50 propriedades, encontrou resultados positivos para *Giardia* em 70% das propriedades e em 8,5% das amostras coletadas (GUSELLE, 1999).

Yersinia enterocolitica é um patógeno intestinal presente nos dejetos de suínos. 90% dos rebanhos da Dinamarca são positivos para a bactéria (GUAN & HOLLEY, 2003). É um organismo psicrótrófico e, portanto, capaz de sobreviver em baixas temperaturas. A maioria das cepas presente nos animais não representa risco para a saúde humana, porém a *Yersinia enterocolitica* O:3 é patogênica para o ser humano e pode ser isolada das fezes de suínos (OLSON, 1999).

A salmonelose é observada em todas as espécies e ocorre em todo o mundo. Fezes de animais infectados podem contaminar a água e os alimentos, fazendo com que os animais sejam a principal fonte de salmonelose não tifóide

para os seres humanos (KONEMAN *et al.*, 1997). Existem aproximadamente 2.400 sorotipos de *Salmonella* encontrados nos animais e no ambiente (USDA, 1997). Estudo do Serviço Veterinário do Departamento de Agricultura dos EUA, encontrou positividade em 38,2% das propriedades (58/152). Os sorotipos mais freqüentes neste trabalho foram: *S.derby*, *S.agona*, *S.typhimurium copenhagen*, *S.brandenberg* e *S.mbandaka*. Com exceção do último, todos os outros são listados pelo Centro para Controle e Prevenção de Doenças (CDC), como os dez sorotipos mais isolados de casos humanos (USDA, 1997). Em suínos, a prevalência encontrada em Quebec, Canadá, foi entre 8 e 25% (OLSON, 1999). Na Carolina do Norte, *Salmonella* spp. foi encontrada em pelo menos uma amostra em 24 de 29 propriedades pesquisadas (83%), e em 25% do total de amostras colhidas (HILL, 2003).

Alguns vírus podem ter sua transmissão ao ser humano relacionada com os suínos. O vírus da hepatite E (HEV) é um deles. Este tipo de hepatite é uma doença de veiculação hídrica, sendo a causa mais importante de hepatite aguda no sudeste e centro da Ásia e a segunda causa no leste e norte da África (ZHANG, 2002). É, ainda, endêmico na Índia (ARANKALLE, 2002). Casos esporádicos acontecem nos EUA, onde o vírus encontrado nos seres humanos é bastante similar ao dos suínos (GRIMM, 2001). A mesma similaridade foi encontrada entre os vírus de suínos e humanos na Holanda (VAN DER POEL, 2001), ao contrário dos resultados obtidos por ARANKALLE (2002), na Índia, onde os vírus pertenciam a diferentes genótipos.

A maioria dos demais vírus parece ser espécie-específica, existindo ainda indícios de potencial zoonótico, associado com suínos, em relação ao rotavírus (USEPA, 1999).

2.2.2. Organismos indicadores de contaminação

Este é um tema vasto e bastante explorado na literatura especializada. A síntese a seguir é extraída, basicamente, de BASTOS *et al.* (2000) e BASTOS *et al.* (2003).

Dadas as dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos, na avaliação da contaminação de amostras ambientais recorre-se aos organismos

indicadores da presença de material fecal no meio-ambiente (indicadores de contaminação). A interpretação básica do emprego de organismos indicadores é que sua presença atesta poluição de origem fecal e, portanto, a presença potencial de patógenos. Entende-se ainda, que a densidade de indicadores indica o grau de poluição/contaminação.

Para tanto, alguns requisitos devem ser observados (CABELLI, 1982):

- serem de origem exclusivamente fecal;
- apresentarem maior resistência que os patogênicos aos efeitos adversos do meio ambiente;
- apresentarem-se em maior número que os organismos patogênicos;
- não se reproduzirem no meio ambiente;
- serem de fácil identificação.

Não há um único organismo que satisfaça, simultaneamente, todas estas condições. Assim, na ausência de um indicador ideal, deve-se trabalhar com o indicador mais adequado, que seria aquele que apresentasse a melhor associação com os riscos de saúde relacionados à contaminação de um determinado ambiente. Potencialmente, todos os habitantes da flora intestinal humana e animal prestar-se-iam ao papel de indicadores de contaminação. Entretanto, seja porque suas características ambientais são menos conhecidas, porque possam se adaptar ao meio ambiente, por serem excretados em densidades relativamente reduzidas ou por que as técnicas de isolamento não se revelam ágeis e práticas, ainda não se encontraram substitutos à altura dos indicadores clássicos, as bactérias dos grupos coliformes e estreptococos, especialmente os coliformes.

▪ **Bactérias do grupo coliforme**

As bactérias do grupo coliforme são definidas como:

- coliformes totais (bactérias do grupo coliforme) - bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5$ °C em 24-48 horas, e que podem apresentar atividade da enzima β -galactosidase.

- coliformes termotolerantes - subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ em 24 horas;
- *Escherichia coli* - bactéria da família *Enterobacteriaceae* e do grupo coliforme que fermenta a lactose e o manitol, com produção de ácido e gás a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ em 24 horas, produz indol a partir do triptofano, oxidase negativa, não hidroliza a uréia e apresenta atividade das enzimas β -galactosidase e β -glucoronidase.

Atualmente se reconhece a limitação dos coliformes totais como indicadores de contaminação de águas *in natura*, uma vez que o grupo é bastante heterogêneo, compreendendo espécies encontradas tanto em fezes quanto em águas ricas em nutrientes, solos e matéria orgânica em decomposição.

Embora em menor proporção, o grupo dos coliformes termotolerantes inclui também espécies de vida livre e, para evitar uma falsa indução sobre sua exclusividade fecal, a tendência atual é de evitar o emprego do termo coliformes fecais. Apesar disso, e com base no fato de que dentre os cerca de 10^6 - 10^8 coliformes termotolerantes/100 mL usualmente presentes nos esgotos sanitários e dejetos de animais predomina a *Escherichia coli* (esta sim, uma bactéria de origem exclusivamente fecal, humana e animal), estes organismos ainda têm sido largamente utilizados como indicadores de contaminação.

▪ **Streptococos fecais**

O termo streptococos “fecais” é bastante vago e refere-se a um grupo de bactérias que, a exemplo dos coliformes “fecais”, inclui diversas espécies de vida livre. Por isso, alguns autores preferem referir-se ao grupo como streptococos do grupo “D” de Lancefield, antígeno comum às bactérias do grupo, que em sua classificação mais recente inclui dois subgrupos. Um primeiro, dos enterococos (pertencentes ao gênero *Enterococcus*), que inclui as espécies mais estreitamente associadas aos dejetos humanos: *E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecorum*, *E. durans*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, *E. malodoratus*, *E. mundtii*, *E. solitarius*. Entretanto, estas espécies podem também ser isoladas em fezes de animais, enquanto algumas espécies e subespécies são também de vida livre, tais como *E. casseliflavus*, *E. faecalis* var. *liquefaciens* e *E. malodoratus*. *Enterococos*

faecium são encontrados em frequência elevada no trato intestinal de suínos. Um segundo grupo, que retém a denominação genérica de estreptococos fecais (pertencentes ao gênero *Streptococcus*), inclui as espécies *Streptococcus bovis* e *Streptococcus equinus*, associadas com dejetos animais (KNUDTSON & HARTMAN, 1992).

Na Tabela 7 são resumidas informações sobre a ocorrência de coliformes e estreptococos em fezes humanas e animais. Tais informações parecem confirmar uma tendência, um tanto genérica, de que os “coliformes fecais” (CF) predominam em fezes humanas e os “estreptococos fecais” (EF) em fezes animais. Tal entendimento chegou, por algum tempo, a ser utilizado na tentativa de diferenciação de poluição de origem humana e animal. Assumia-se que uma relação CF/EF = 4 indicaria poluição de origem humana e, entre 0,1 e 0,6, de origem animal. Entretanto, tais pressupostos são hoje amplamente questionados, com base no reconhecimento da diversidade de espécies e habitats dos dois grupos, além das taxas de mortalidade bastante diferenciadas entre espécies do grupo estreptococos (USEPA, 2001).

Tabela 7 - Ocorrência de organismos indicadores em fezes humanas e animais (org./g).

Origem	Coliformes termotolerantes	Estreptococos fecais
Humanos	$1,3 \times 10^7$	$3,0 \times 10^6$
Animais de criação		
Bovinos	$2,3 \times 10^5$	$1,3 \times 10^6$
Suínos	$3,3 \times 10^6$	$8,4 \times 10^7$
Eqüinos	$1,2 \times 10^4$	$6,3 \times 10^6$
Animais domésticos		
Gatos	$7,9 \times 10^6$	$2,7 \times 10^7$
Cães	$2,3 \times 10^7$	$9,8 \times 10^8$
Animais silvestres		
Ratos	$3,3 \times 10^5$	$7,7 \times 10^6$
Coelhos	$2,0 \times 10^1$	$4,7 \times 10^4$

Fonte: Adaptado de GELDREICH (1977)

2.2.3. Resistência dos microrganismos no ambiente

O risco à saúde humana e animal representado pelos organismos patogênicos eliminados nas fezes dos suínos está diretamente associado à capacidade de resistência desses agentes no ambiente.

De maneira geral, a água parece ser o meio no qual os microrganismos melhor se adaptam, seguida do solo e dos dejetos. Naturalmente, sobrevivem por mais tempo a temperaturas mais baixas (GUAN & HOLLEY, 2003). GUAN & HOLLEY (2003) apresentam dados compilados sobre a resistência de diversos microrganismos, em variados ambientes (Tabela 8).

Tabela 8 - Resistência de alguns microrganismos no ambiente, em dias.

Ambiente	Temp.	<i>E.coli</i> O157:H7	<i>Salmonella</i>	<i>Yersinia</i>	<i>Campylobacter</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Água	-4°C	> 91	152	448	120	<7	>84
	4-8°C	>91	152	448	8-120	77	>84
	20-30°C	49-84	45-152	10	<2	14	70
Solo	-4°C	99	63	10	20	<7	>84
	4-6°C	99	63	10	20	49	56
	20-30°C	56	>45	10	10	7	28
Fezes bovino	-4°C	>100	48	10	21	<7	>84
	4-5°C	70	48	10	12-21	7	56
	20-37°C	49-56	48	10	3	7	28
Dejetos líquidos	20°C	27-60	19-60	10	3	7	28

Fonte: Adaptado de GUAN & HOLLEY (2003)

2.3. Legislação ambiental aplicada aos dejetos de suínos

Em termos gerais, as exigências de tratamento de dejetos de suínos e lançamento de efluentes em corpos receptores segue o disposto na Resolução CONAMA nº 20/86, que estabelece a classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional e, em Minas Gerais, na legislação congênere – Deliberação Normativa COPAM nº 10/86, complementada pela Deliberação Normativa COPAM nº 32/98, que estabelecem normas e padrões para a qualidade das águas e para o lançamento de efluentes nas coleções de águas.

Resume-se a seguir o disposto nas referidas normas, em termos de padrão de lançamento de efluentes:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): no máximo 60 mg/L – este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora de efluentes em termos de DBO em, no mínimo, 85% (DN COPAM nº 10/86).
- Demanda Química de Oxigênio (DQO): no máximo 90 mg/L – este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora de efluentes em termos de DQO em, no mínimo, 90% (DN COPAM nº 32/98).
- Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento (Resolução CONAMA nº 20/86, DN COPAM nº 10/86).

É interessante observar a legislação do estado do Rio Grande do Sul (o segundo maior pólo suinícola do país), que incorpora no padrão de lançamento para efluentes o conceito de carga orgânica, conforme a Tabela 9.

Tabela 9 - Limites de lançamento de DBO₅ e DQO - Rio Grande do Sul.

Vazão Q(m³/dia)	DBO₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
Q < 20	≤ 200	≤ 450
20 ≤ Q < 200	≤ 150	≤ 450
200 ≤ Q < 1000	≤ 120	≤ 360
1000 ≤ Q < 2000	≤ 80	≤ 240
2000 ≤ Q < 10000	≤ 60	≤ 200
Q ≥ 10000	≤ 40	≤ 160

Fonte: adaptado de von SPERLING & NASCIMENTO (1999)

Em termos de nutrientes, incluindo cobre e zinco (usualmente presentes na dieta de suínos, como promotores de crescimento), são destacados na Tabela 10 os padrões de lançamento da legislação nacional e dos estados de Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (três dentre os quatro maiores produtores de carne suína no Brasil).

Tabela 10 - Limites de lançamento de nutrientes da legislação nacional e dos estados de MG, RS e SC.

Parâmetro	CONAMA 20/86	MG	RS	SC
Fósforo ⁽¹⁾	-	-	1,0	1,0
Nitrogênio total	-	-	10,0	10,0
NH ₃	5,0	-	-	-
Cobre	1	0,5	0,5	0,5
Zinco	5	5	1	1

Notas: (1) Fósforo total

Fonte: adaptado de von SPERLING e NASCIMENTO (1999)

Em relação aos organismos indicadores de contaminação, apenas a legislação do Rio Grande do Sul estabelece um padrão de lançamento: 3000 coliformes fecais/100 mL (SSMA, 1989).

Entretanto, os limites de coliformes a serem mantidos no corpo receptor, como parâmetro para o enquadramento dos cursos d'água em função da qualidade das águas e respectivos usos preponderantes (Resolução CONAMA nº 20/86¹, DN COPAM nº 10/86) (Tabelas 11 e 12), servem como um padrão indireto de lançamento, uma vez que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu plano de enquadramento”.

Tabela 11 - Padrão de qualidade bacteriológica para os corpos d'água (Resolução CONAMA 20/86)

Parâmetro	Classe			
	1	2	3	4
Coliformes totais	1.000	5.000	20.000	NA
Coliformes fecais	200	1.000	4.000	NA

NA: não se aplica

¹No momento deste trabalho, a resolução CONAMA Nº 20/86 encontrava-se em processo de revisão.

Tabela 12 - Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes (Resolução CONAMA 20/86)

Usos	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento doméstico	X	X ^(a)	X ^(b)	X ^(b)	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X				
Recreação de contato primário	X	X	X		
Proteção das comunidades aquáticas	X	X	X		
Irrigação	X	X ^(c)	X ^(d)	X ^(e)	
Aqüicultura	X	X	X	X	
Dessedentação de animais	X	X	X	X	X
Navegação	X	X	X	X	X
Harmonia paisagística	X	X	X	X	X
Usos menos exigentes	X	X	X	X	X

Nota: (a) após tratamento simplificado; (b) após tratamento convencional; (c) hortaliças consumidas cruas, frutas que se desenvolvem rente ao solo e, ou, são ingeridas sem remoção de película; (d) demais hortaliças e frutíferas (e) culturas arbóreas e cerealíferas.

Fonte : adaptado de von Sperling (1996).

Os critérios de balneabilidade (recreação de contato primário) foram atualizados na Resolução CONAMA nº 274/ 2000 (Tabela 13).

Tabela 13 - Critério de balneabilidade⁽¹⁾

Excelente	Muito boa	Satisfatória
≤ 250 CF	≤ 500 CF	≤ 1.000 CF
≤ 200 <i>E. coli</i>	≤ 400 <i>E. coli</i>	≤ 800 <i>E. coli</i>
≤ 25 enterococos ⁽²⁾	≤ 50 enterococos ⁽²⁾	≤ 100 enterococos ⁽²⁾

Notas: (1) 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores (2) Os padrões referentes aos enterococos aplicam-se somente às águas marinhas.

Dada a magnitude dos problemas ambientais associados aos dejetos de suínos, em vários estados a legislação ambiental define normas e critérios específicos para o licenciamento ambiental de atividades de suinocultura e o lançamento de efluentes. Por exemplo, na legislação de Minas Gerais, a Deliberação Normativa nº 34/95, que estabelece normas para o licenciamento e controle da atividade de suinocultura, encontram-se, entre outras, as seguintes disposições:

- É vedado o lançamento de efluentes gerados na atividade de suinocultura fora dos padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM nº 10/86

- O sistema de tratamento adotado, como medida alternativa de controle ambiental dos efluentes gerados pelo empreendimento, deverá apresentar eficiência suficiente para o atendimento aos padrões de lançamento e qualidade do corpo receptor estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM nº 10/86.

Enfim, observadas as características dos dejetos de suínos e as exigências de padrões de efluentes para o lançamento em corpos receptores, conclui-se que estes não são de fácil atendimento e que, para tanto, os dejetos deverão receber tratamento rigoroso para a remoção eficiente de matéria orgânica, nutrientes e organismos indicadores de contaminação, aliás como já registrado por von SPERLING (2000) e von SPERLING & CHERNICHARO (2000) em relação aos esgotos sanitários.

2.4. Tratamento de dejetos de suínos: o emprego de lagoas de estabilização

O conhecimento acumulado no país sobre lagoas de estabilização é sólido, traduzido em vasta literatura nacional. As informações reunidas a seguir, de forma a facilitar a discussão deste trabalho, são, essencialmente, extraídas das seguintes referências: SILVA & MARA (1979); KELLNER & PIRES (1998); von SPERLING, (2002); von SPERLING *et al.*, (2003).

Entretanto, há que se observar que boa parte da literatura especializada reflete a experiência do emprego de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos sanitários, sendo bem mais escassa a sistematização de informações sobre a aplicação com outros tipos de águas residuárias, particularmente os dejetos de suínos. Há também que se registrar que a maioria das informações sobre o tratamento de dejetos de suínos em lagoas de estabilização, disponível principalmente em artigos científicos, refere-se à remoção de matéria orgânica e de nutrientes, pouco se dedicando à remoção de organismos patogênicos e indicadores de contaminação, objeto deste trabalho.

Muito embora a remoção de matéria orgânica, geralmente expressa em termos de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), não tenha sido objeto desta

pesquisa, na revisão de literatura a seguir incluem-se informações a respeito, de forma a auxiliar a compreensão do funcionamento das lagoas.

Lagoas de estabilização constituem uma alternativa de eficiência comprovada no tratamento de águas residuárias e apresentam diversos atrativos para seu emprego, tais como:

- elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos;
- grande simplicidade e confiabilidade de operação;
- grande simplicidade e facilidade de manutenção;
- custos de implantação e operação bastante competitivos.

Além disso, por serem processos inteiramente naturais e, por conseguinte, estreitamente vinculados às condições climáticas reinantes, apresentam-se como soluções adequadas às condições brasileiras de temperatura e insolação elevadas.

Por outro lado, dentre as principais limitações ao seu emprego encontra-se a elevada demanda de área, o que no caso do tratamento de dejetos de suínos assume particular importância devido às elevadas cargas orgânicas dos mesmos.

2.4.1. Lagoas anaeróbias

Projetadas com profundidades maiores (3-4 m), as lagoas anaeróbias cumprem a função de acúmulo de lodo e de absorverem cargas orgânicas elevadas, aliviando as cargas afluentes às lagoas subseqüentes.

As lagoas anaeróbias para o tratamento de esgotos sanitários têm sido dimensionadas, principalmente, por critérios empíricos, usualmente centrados na escolha criteriosa de tempos de detenção hidráulica (TDH) e cargas orgânicas volumétricas

Para esgotos sanitários, em termos gerais, são recomendados tempos de detenção de 1 a 5 dias e cargas volumétricas de 0,1 a 0,3 kg DBO/m³. dia, de forma a garantir condições estritamente anaeróbias e evitar o desprendimento de maus odores.

A eficiência de remoção de DBO é geralmente estimada entre 50-60%, dependendo das condições climáticas.

2.4.2. Lagoas facultativas

Lagoas facultativas são lagoas de estabilização com períodos prolongados de detenção hidráulica e profundidades relativamente reduzidas, onde se estabelecem três zonas: anaeróbia (lodo sedimentado), facultativa e aeróbia. Nas duas últimas a matéria orgânica dissolvida e em suspensão é degradada, principalmente, pelo metabolismo aeróbio de bactérias em relação simbiótica com algas fornecedoras do oxigênio necessário.

O equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico é geralmente garantido a partir das próprias características das lagoas - profundidade reduzida, grandes áreas de espelho d'água expostas à ação da luz solar e elevados tempos de detenção. Lagoas rasas (1,5 - 2,0 m) favorecem a penetração dos raios solares no perfil de profundidade, evitando a formação de maiores volumes de água sob condições anaeróbias, otimizando a produção de oxigênio por fotossíntese e sua predominância sobre o consumo, decorrente da respiração das bactérias aeróbias e das próprias algas no período noturno. As condições ambientais induzidas nas lagoas facultativas são, portanto, caracterizadas, durante o dia, pela intensa produção de oxigênio dissolvido (OD), consumo de CO₂ e, conseqüentemente, elevação do pH.

O ambiente criado nas lagoas, além de favorecer a degradação da matéria orgânica propicia a remoção de organismos patogênicos (bactérias e vírus), de nitrogênio e fósforo. Teores elevados de OD e pH acentuam o efeito letal dos raios solares ultravioleta; pH elevado favorece a volatilização de amônia e a precipitação de fósforo.

Depreende-se, do exposto, que o funcionamento das lagoas facultativas é fortemente influenciado pelas condições climáticas.

□ **Critérios de dimensionamento**

Para a estimativa de remoção de DBO, os parâmetros de projeto geralmente utilizados são o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a taxa de aplicação superficial (LS). Os tempos de detenção para esgotos sanitários são, em geral, da ordem de 15 a 45 dias. A taxa de aplicação superficial corresponde à

carga orgânica máxima, por unidade de área, considerada como limite de manutenção das condições aeróbias. A literatura sugere os seguintes valores, para esgotos sanitários:

- Regiões com inverno quente e elevada insolação: LS = 240 a 350 kg DBO₅/ha.dia
- Regiões com inverno e insolação moderados: LS = 120 a 240 kg DBO₅/ha.dia
- Regiões com inverno frio e baixa insolação: LS = 100 a 180 kg DBO₅/ha.dia

LS pode ser estimado também a partir das seguintes relações:

- $LS = 50 \times 1,072^T$
(T = temperatura média do ar, °C).
- $LS = 350 \times (1,072 - 0,002 \times T)^{(T-25)}$
(T = temperatura média do líquido no mês mais frio, °C).

A remoção de DBO e o decaimento bacteriano obedecem a uma reação de primeira ordem, isto é, a taxa de reação, ou remoção, é diretamente proporcional à concentração do substrato ou de bactérias afluente à lagoa, sendo determinante a influência do regime hidráulico.

Devido ao seu caráter didático, sintetizamos o desenvolvido por von SPERLING (2002), em relação à influência do regime hidráulico no dimensionamento e performance das lagoas facultativas (Tabelas 14 e 15).

Tabela 14 - Características dos modelos hidráulicos mais frequentemente utilizados no dimensionamento e avaliação de desempenho das lagoas de estabilização.

Modelo hidráulico	Esquema do reator	Características
Fluxo em pistão		As partículas de fluido entram continuamente em uma extremidade do tanque, passam através do mesmo e são descarregadas na outra extremidade, na mesma seqüência em que entraram. O fluxo se processa como um êmbolo, sem misturas longitudinais. As partículas mantêm a sua identidade e permanecem no tanque por um período igual ao tempo de detenção hidráulico. Este tipo de fluxo é reproduzido em tanques longos, com uma elevada relação comprimento/largura, na qual a dispersão longitudinal é mínima.
Mistura completa		As partículas que entram no tanque são imediatamente dispersas em todo o corpo do reator. As partículas deixam o tanque em proporção à sua distribuição estatística. A mistura completa pode ser obtida em tanques circulares ou quadrados se o conteúdo do tanque for contínua e uniformemente distribuído.
Reatores de mistura completa em série		Os reatores de mistura completa em série são usados para modelar o regime hidráulico que existe entre os regimes ideais de fluxo em pistão e mistura completa. Se a série for composta de uma unidade apenas, o sistema reproduz um reator de mistura completa. Se o sistema apresentar um número infinito de reatores em série, o fluxo em pistão é reproduzido. Unidades em série são também comumente encontradas em lagoas de estabilização e de maturação.
Fluxo disperso		O fluxo disperso ou arbitrário é obtido em um sistema qualquer com um grau de mistura intermediário entre os dois extremos de fluxo em pistão e mistura completa. Na realidade, a maior parte dos reatores apresenta fluxo disperso.

Fonte: von SPERLING (2002)

Tabela 15 - Fórmulas para o cálculo da contagem de coliformes efluentes (N) de lagoas.

Regime hidráulico	Esquema	Fórmula da contagem de coliformes efluentes (N)
Fluxo em pistão		$N = N_0 e^{-K_b \cdot t}$
Mistura completa (1 célula)		$N = \frac{N_0}{1 + K_b \cdot t}$
Mistura completa (células iguais em série)		$N = \frac{N_0}{\left(1 + K_b \cdot \frac{t}{n}\right)^n}$
Fluxo disperso		$N = N_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4K_b \cdot t \cdot d}$

No = contagem de coliformes no afluente (org/100 ml)

N = contagem de coliformes no efluente (org/100 ml)

Kb = coeficiente de decaimento bacteriano (d-1)

t = qh = tempo de detenção hidráulica (d)

n = número de lagoas em série (-)

d = número de dispersão (adimensional)

Fonte: von SPERLING (2002)

Das equações acima se verifica que a eficiência de uma lagoa, de acordo com o regime hidráulico e em ordem decrescente, seria: fluxo em pistão (FP), lagoas em série, fluxo disperso (FD), mistura completa (MC). Em outras palavras, para um mesmo volume, lagoas concebidas como mistura completa apresentarão um efluente de pior qualidade que o de uma lagoa de fluxo em pistão, ou, inversamente, para uma mesma eficiência desejada (qualidade do efluente), uma lagoa de mistura completa terá um volume maior.

Na prática, a configuração das lagoas deve buscar ao máximo se aproximar do FP, o que é alcançável com lagoas bastante alongadas e, ou, com uma série de lagoas.

Entretanto, os modelos de MC (dispersão longitudinal infinita) e FP (dispersão longitudinal nula) são idealizados e, na prática, as lagoas funcionarão em FD. Lagoas concebidas como em FP estariam subdimensionadas em relação ao FD, real, e por isso sua modelagem teórica não pode ser utilizada como critério de dimensionamento. Por sua vez, lagoas concebidas como em MC estariam superdimensionadas em relação do fluxo real, porém, este modelo tem sido largamente utilizado como critério de projeto, dada sua simplicidade - depende apenas do coeficiente de decaimento bacteriano (K_b). A modelagem segundo o FD, apesar de mais próximo do funcionamento real da lagoa, é mais complexa, pois depende do conhecimento de dois parâmetros; K_b e o número de dispersão d . Na etapa de projeto o coeficiente de decaimento bacteriano pode ser estimado dentre as seguintes recomendações (von SPERLING, 2002):

- Fluxo disperso:

$$K_{b_{20}} \text{ (FD)} = 0,917.H^{-0,877} . TDH^{-0,329}$$

ou

$$K_{b_{20}} \text{ (FD)} = 0,542.H^{-1,259}$$

onde H = profundidade da lagoa (m)

- Mistura completa:

$$\frac{Kb_{20}(MC)}{Kb_{20}(FD)} = 1,0 + [0,0540 (Kb_{20 FD} \times TDH)^{1,8166} \times d^{-0,8426}]$$

Kb é função ainda da temperatura: $K_T = K_{20} \cdot (T-20)^{1,07}$, onde:
= coeficiente de temperatura (1,07)

Como bem destaca von SPERLING (2002) e von SPERLING (2003), o coeficiente Kb não deveria variar com o modelo hidráulico, representando apenas o decaimento bacteriano de acordo com sua cinética. No entanto, a distância entre os regimes hidráulicos idealizados e as condições hidrodinâmicas reais das lagoas leva aos seguintes desvios, os quais devem ser levados em consideração quando da determinação do coeficiente Kb partir do monitoramento de sistemas em funcionamento.

- no regime de mistura completa, os coeficientes obtidos experimentalmente são maiores do que os determinados puramente segundo a cinética, devido ao fato de que os reatores de mistura completa são menos eficientes;
- no regime de fluxo disperso, os coeficientes devem se aproximar dos valores segundo a cinética, desde que o número de dispersão seja adotado com o devido critério.

Em lagoas existentes, d pode ser obtido experimentalmente por meio de ensaios com traçadores. Na etapa de projeto, pode ser estimado com base nas seguintes relações empíricas:

$$d = 0,102 \cdot \left(\frac{3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot t \cdot v}{4 \cdot L \cdot B \cdot H} \right)^{-0,410} \cdot \left(\frac{H}{L} \right) \cdot \left(\frac{H}{B} \right)^{-(0,981 + 1,385 \cdot H/B)}$$

(AGUNWAMBA *et al.*, 1992)

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254 \cdot (L/B) + 1,014 \cdot (L/B)^2}$$

(YANEZ, 1993)

$$d = \frac{1}{(L/B)}$$

(von SPERLING, 2002)

onde:

L = comprimento da lagoa (m)

B = largura da lagoa (m)

H = profundidade da lagoa (m)

t = tempo de detenção (d)

n = viscosidade cinemática da água (m²/d)

von SPERLING (2002), demonstra que os modelos de Yanez e von Sperling conduzem a praticamente os mesmos resultados para as seguintes faixas: L/B 1-16; L 20-300 m; H 1-3 m; TDH 3 -40 dias; temperatura 15-25° C.

2.4.3. Associação de lagoas em série e lagoas de maturação

A associação de lagoas anaeróbias - lagoas facultativas é experimentada, essencialmente, com vistas à redução da demanda total de área, pois a carga orgânica afluyente à lagoa facultativa seria bem menor.

As chamadas lagoas de maturação, em seqüência às lagoas facultativas, têm por finalidade principal a remoção de organismos patogênicos, e não mais a remoção adicional de DBO, supostamente já “completa” nas unidades anteriores. Projetadas com profundidades mais reduzidas (< 1,0 m), a penetração da luz solar na massa líquida é facilitada e a atividade fotossintética acentuada, promovendo, de forma também acentuada, a produção de OD, o consumo de CO₂ e a elevação do pH.

Bactérias e vírus apresentam taxas de decaimento segundo uma cinética de primeira ordem e, portanto, sua modelagem é análoga à de remoção de DBO. A fim de aproximar o regime hidráulico do fluxo em pistão, a configuração do sistema deve prever a associação de mais de uma lagoa de maturação em série (ver item 2.4.2).

O mesmo intento de economia de área na associação de lagoas anaeróbias-lagoas facultativas pode ser alcançado, com vantagens, na associação de reatores anaeróbios-lagoas de polimento, pois os reatores são mais compactos

e eficientes que as lagoas anaeróbias. Reatores bem operados podem alcançar 70-80% de remoção de DBO.

Inicialmente, as lagoas de polimento eram projetadas como lagoas facultativas; entretanto em argumentos mais recentes sugere-se que, devido à remoção de DBO nos reatores anaeróbios, o efluente não cause problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série. Assim, o entendimento atual é de que lagoas de polimento não necessitam de ser dimensionadas como lagoas facultativas clássicas, mas sim como lagoas de maturação. Na realidade, o funcionamento das lagoas de polimento mais próximo à de lagoas facultativas ou de maturação, dependerá da eficiência do reator e da posição da lagoa na série.

Sejam de polimento ou de maturação, o pós-tratamento de efluentes anaeróbios ou de lagoas facultativas pode também visar a remoção de nutrientes, principalmente, nitrogênio, alcançável, preponderantemente, por volatilização da amônia em ambientes com pH elevado, portanto, em lagoas rasas em série.

2.4.4. Emprego de lagoas no tratamento de dejetos de suínos

2.4.4.1. Lagoas anaeróbias

No tratamento de dejetos de suínos, dadas as suas características, é usual o emprego de tratamento preliminar para a remoção de sólidos, em geral com o emprego de decantadores ou peneiras (OLIVEIRA, 1993; PERDOMO *et al.*, 1999).

Em lagoas de dejetos de suínos, têm-se observado a manutenção de condições anaeróbias com tempos de detenção tão elevados quanto 30 ou 40 dias (SILVA, 1973; COSTA *et al.*, 1997).

Neste caso, as cargas volumétricas recomendadas e, ou, estudadas, são bastante variadas. No final da década de 60, HART (1970), nos EUA, propôs cargas de 0,016 a 0,024kg DBO/m³.dia. LOEHR (1974), também nos EUA, trabalhou com taxas de aplicação mais elevadas (0,23kg DBO/m³.dia) obtendo uma remoção de DBO de 78%. No Brasil, SILVA (1973), estudou lagoas anaeróbias experimentais com 30 dias de tempo de detenção e cargas variáveis de 0,03 a 0,07kg DBO/m³.dia, sendo que a taxa de 0,05kg DBO/m³.dia proporcionou o melhor desempenho (90% de remoção de DBO). COSTA *et al.* (1997), em Santa Catarina, monitorando um sistema experimental de lagoas em

escala real, registraram remoção de DBO de aproximadamente 80% em uma lagoa anaeróbia com 35 dias de tempo de detenção, operando com uma carga volumétrica de 0,22kg DBO/m³.dia. Em experimentos em escala piloto, BELLI FILHO (2001), obteve eficiência mais baixa (44 - 58%) com TDH de 30 - 35 dias e carga volumétrica de 0,40kg DQO/m³.dia. BASTOS & SOUZA (2003), monitorando um sistema em escala real, para um TDH de 18 dias e carga volumétrica de 0,36kg DBO/m³.dia, registraram remoção de DBO em torno de 86%.

Diversos autores sugerem que as lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos de suínos operam sob condições bastante diferenciadas daquelas verificadas em lagoas de esgotos sanitários. HART & TURNER, já em 1965, sugeriam que as lagoas de dejetos de suínos eram melhor comparáveis aos digestores de lodo do que às lagoas de esgotos sanitários propriamente ditas e chegou a recomendar como parâmetro de projeto cargas de 0,16kg SV/m³.dia. Neste mesmo sentido, LOEHR (1974), recomenda cargas de sólidos voláteis na faixa de 0,05 a 0,17kg/ m³.dia. OLIVEIRA (1993) recomenda, para o sul do Brasil, 0,10kg SV/ m³.dia.

COSTA *et al.* (1997) e BELLI FILHO (2001), aplicaram ao monitoramento de lagoas anaeróbias os modelos de lagoas facultativas de esgotos sanitários, admitindo uma cinética de primeira ordem e sugerindo que os regimes hidráulicos das lagoas se aproximavam do de mistura completa.

A experiência até então acumulada, ainda que pequena se comparada à com esgotos sanitários, consolidou no meio técnico o critério de projetos de lagoas anaeróbias segundo o modelo de mistura completa (DARTORA *et al.*, 1998). Parece ter consolidado também, a prática de projeto de mais de uma lagoa anaeróbia em série (DARTORA *et al.*, 1998; DIESEL *et al.*, 2002).

Citam-se, a seguir, algumas recomendações de projeto encontradas em Boletins Técnicos (DARTORA *et al.*, 1998):

“As lagoas devem ter em torno de 2,2 m de profundidade útil e uma relação de comprimento x largura de 2 a 3:1, devendo ser dimensionadas em função da carga orgânica (DBO₅) e tempo de retenção hidráulica. A profundidade em torno de 2,2 m é fundamental para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias. O tempo de retenção hidráulica deve ficar entre 30 a 40 dias. (...) Para reduzir a DBO₅ do efluente em níveis razoáveis, há

necessidade do efluente passar por duas lagoas de estabilização anaeróbias.”

Em sistemas de lagoas anaeróbias em série, vários trabalhos demonstram que a maior remoção ocorre na primeira lagoa, decaindo ao longo das lagoas seguintes: 60 - 80 % na primeira e 40-50% na segunda e terceira lagoas (COSTA *et al.*,1997; BELLI FILHO, 2001; BASTOS & SOUZA, 2003). BASTOS & SOUZA (2003) encontraram as seguintes associações entre a remoção de DBO e DQO e as respectivas cargas volumétricas:

$$E_{\text{DBO}} (\%) = 2,5693 L_{\text{V DBO}} + 0,006 \quad (R^2=0,9194)$$

$$E_{\text{DQO}} (\%) = 0,8046 L_{\text{V DQO}} - 0,00209 \quad (R^2=0,9088)$$

Onde E representa a remoção e L_{V} as cargas volumétricas.

2.4.4.2. Lagoas facultativas / polimento

O emprego de lagoas facultativas para o tratamento de dejetos de suínos é quase inevitavelmente vinculado à associação em série com lagoas anaeróbias, usualmente mais de uma, pois caso contrário a demanda por área pode tornar-se impeditiva (HART & TURNER , 1965; MEDRI *et al.*, 1996).

Em sistemas em série, as lagoas anaeróbias são de fato as responsáveis pela remoção da maior parcela de DBO. Nas lagoas facultativas, a remoção é mais reduzida, da ordem de 50%, ou inferior (COSTA *et al.*, 1995, 1997; BASTOS & SOUZA, 2003).

Parâmetros de projeto adaptados às condições brasileiras são escassos. Da revisão de literatura realizada parece também consolidado o critério de projeto de lagoas facultativas em regime de mistura completa (DARTORA *et al.*, 1998).

A título de ilustração, citam-se recomendações de projeto extraídas de Boletins Técnicos:

“Essas lagoas têm por finalidade auxiliar o processo de remoção da carga orgânica e nutrientes do efluente. As lagoas devem ter em torno de 1,0 m de profundidade útil, devendo ser dimensionadas com base na carga superficial e tempo de retenção hidráulica.”(DARTORA *et al.*, 1998)

“As lagoas facultativas tem como objetivo a remoção de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) e auxílio ao processo de remoção da carga orgânica e coliformes fecais. São lagoas rasas (1 m) e (...) dimensionadas de acordo com a carga orgânica e tempo de retenção hidráulica. (...) nas condições climáticas locais [SC] (mínimo de 152 kg de DBO₅/ha.dia, considerando que a temperatura média do mês mais frio é superior a 15°C).” (PERDOMO *et al.*, 2001)

Em geral, os tempos de detenção hidráulica, recomendados para projeto, ou encontrados em estudos em escala piloto ou real, estão em torno de 20 – 40 dias (COSTA *et al.*, 1997; DARTORA *et al.*, 1998; BASTOS & SOUZA, 2003).

MERCKEL (1981) sugere o valor de 49kg DBO/ha.dia. Em estudos, desenvolvidos em Santa Catarina, COSTA *et al.* (1997), em uma lagoa facultativa recebendo efluente de duas lagoas anaeróbias em série, com carga superficial em torno de 338kg DBO/ha.dia, determinaram valores de coeficientes de remoção de DBO da ordem de 0,03d⁻¹ (MC). BASTOS & SOUZA, 2003, monitorando lagoas facultativas, recebendo efluentes de três lagoas anaeróbias em série e de um reator anaeróbio, com cargas superficiais em torno de 388kg DBO/ha.dia e 239kg DBO/ha.dia determinaram, respectivamente, coeficientes de remoção de DBO da ordem de 0,008 d⁻¹ e 0,07 d⁻¹ (MC). BASTOS & SOUZA (2003) encontram também associação entre a taxas volumétricas e superficiais de DBO e a remoção de DBO.

Os coeficientes de remoção de DBO registrados são bem inferiores aos normalmente sugeridos para esgotos sanitários. Uma explicação plausível seria que a remoção da matéria orgânica mais facilmente degradável tenha ocorrido nas unidades anaeróbias precedentes. De fato, estas lagoas seriam, mais propriamente, lagoas de polimento.

2.4.5. Remoção de organismos patogênicos

Lagoas de estabilização são comprovadamente eficientes na remoção de organismos patogênicos, destacando-se dentre os fatores determinantes:

- insolação, na medida em que os raios ultravioletas apresentam ação bactericida e viricida;

- pH: valores elevados de pH são em si letais aos organismos patogênicos;
- competição: sendo o trato intestinal, humano ou animal, o habitat natural dos organismos patogênicos, estes, nas lagoas, competem com a biota aquática, em desvantagem, pelos alimentos disponíveis;
- predação: nas lagoas, em especial nas facultativas ou de maturação, desenvolve-se uma rica comunidade de fito e zooplâncton, a qual, particularmente a zooplantônica, exerce ação predatória sobre as bactérias;
- sedimentação: o elevado tempo de detenção hidráulica das lagoas favorece a sedimentação de organismos de maior densidade, como os cistos de protozoários e ovos de helmintos; os diversos organismos patogênicos podem ainda sedimentar aderidos à matéria particulada;
- temperatura: a temperatura atua como agente catalisador da ação de diversos fatores citados; por exemplo ao limitar a disponibilidade de alimentos e acentuar a competição e a predação, pela proliferação mais intensa da biota aquática; adicionalmente vários estudos comprovam que a ação dos raios ultravioletas são acentuados em condições de temperatura, pH e oxigênio dissolvido elevados.

O ambiente criado nas lagoas - elevados tempos de detenção e, nas lagoas facultativas e de maturação, profundidade reduzida, grandes áreas de espelho d'água expostos à ação da luz solar - favorece a ação dos fatores acima descritos. Em termos gerais, pode-se dizer que bactérias e vírus são inativados, preponderantemente, pela exposição prolongada à irradiação solar (raios UV). Por sua vez, cistos de protozoários e ovos de helmintos são removidos da fase líquida por sedimentação.

No monitoramento de rotina de processos de tratamento de esgotos, a pesquisa de organismos patogênicos é dificultada por aspectos práticos e financeiros. Recorre-se então aos organismos indicadores de contaminação, no pressuposto de que, conforme BASTOS *et al.* (2003):

- a ausência do organismo indicador no efluente indicaria a ausência de patógenos, pela destruição e, ou, remoção de ambos através dos processos de tratamento, ou;
- a presença dos organismos indicadores no efluente seria em densidades às quais corresponderia a ausência de patógenos.

Neste sentido, para que um organismo cumpra o papel de indicador da eficiência do tratamento, torna-se necessário que, segundo BASTOS *et al.* (2003):

- o indicador seja mais resistente aos processos de tratamento que os patógenos,
- o mecanismo de remoção de ambos seja similar;
- o indicador esteja presente no afluente em densidades superiores às dos patógenos;
- as taxas de remoção/decaimento de ambos sejam similares ou a taxa de remoção/decaimento dos patógenos seja superior à do indicador.

Com este enfoque, na avaliação de lagoas de estabilização, tratando esgotos sanitários, empregam-se os seguintes indicadores para reuso agrícola, conforme von SPERLING (2002):

- 1.000 coliformes termotolerantes/100mL: indicador da virtual ausência no efluente de bactérias patogênicas e vírus;
- < 1 ovo de nematóides intestinais humanos/L: indicador da ausência no efluente de outros organismos sedimentáveis, como demais helmintos e cistos de protozoários.

Os estreptococos cumprem papel análogo ao dos coliformes, entretanto, devido a questões práticas de laboratório, em geral, são preteridos em aplicações de rotina. Vários trabalhos registram decaimento similar entre coliformes e estreptococos: ALMASI & PESCOD (1995): *E.coli* e *Streptococcus faecalis*; PEARSON *et al.* (1993 a); CEBALLOS *et al.*, 1993; MENDES *et al.*, 1993: coliformes fecais e estreptococos fecais.

Apenas como referência genérica, os tempos de detenção necessários para a produção de efluentes com < 1 ovo de helmintos/L e 1.000 coliformes/100 mL

encontram-se, respectivamente, em torno de 8-10 dias e 20-30 dias (von SPERLING *et al.*, 2003).

Conforme descrito no item 2.4.2, a taxa de decaimento bacteriano pode ser modelada segundo uma cinética de primeira ordem, necessitando-se conhecer o coeficiente de decaimento bacteriano (Kb). Cada organismo apresenta um Kb típico, refletindo sua resistência aos mecanismos que interagem em sua inativação em um ambiente específico, ou seja, na lagoa em questão. Em outras palavras, Kb é função das características de cada organismo e de cada lagoa.

Do exposto, é então de se supor que o Kb dos coliformes seja inferior ao Kb de outras bactérias patogênicas.

2.4.5.1. Lagoas anaeróbias

Embora a literatura registre alguns, poucos e discrepantes, valores de Kb para coliformes em lagoas anaeróbias, em geral, para efeito de projeto admite-se, como critério prático para esgotos sanitários, uma eficiência de remoção de 1 log₁₀ ou 90%.

Nesta revisão de literatura, as informações encontradas sobre a remoção em lagoas tratando dejetos de suínos são escassas e variadas. OLIVEIRA *et al.* (1995) reportam que em uma série de cinco lagoas anaeróbias, com tempo de detenção total de 70 dias, a remoção de coliformes fecais foi desprezível: 1,8 x 10¹⁰ org/100 mL no efluente da primeira lagoa e 1,1 x 10¹⁰ org /100 mL no efluente final.

Já COSTA *et al.* (1997a) citados por PERDOMO *et al.* (2001) reportam 99% de remoção de coliformes em cada uma de duas lagoas anaeróbias em série.

Em uma das poucas referências sobre eficiência de remoção de patogênicos - ainda que de maneira indireta - em lagoa anaeróbia para tratamento de dejetos de suínos, GLOCK *al.* (1975) analisaram as fezes e a carcaça de suínos alimentados com o efluente da lagoa anaeróbia de uma granja onde a salmonelose era enzoótica. *Salmonella saint-paul* foi recuperada, repetidas vezes, nas fezes e nos tecidos dos animais.

2.4.5.2. Lagoas facultativas / polimento

Para efeito de síntese são reproduzidas a seguir informações sistematizadas por von SPERLING *et al.* (2003), no que diz respeito à eficiência típica de remoção de organismos patogênicos e critérios de projeto para diferentes arranjos de sistemas de lagoas de estabilização, para o tratamento de esgotos sanitários (Tabelas 16 e 17).

Como destacado pelos autores (von SPERLING *et al.*, 2003), na interpretação da Tabela 16, deve-se levar em conta os tempos de detenção e condições ambientais associados a cada arranjo de lagoas. Além disso, as informações de remoção devem ser complementadas com as de densidades usuais correspondentes encontradas no esgoto bruto, de forma a se fazer uma idéia mais clara da qualidade esperada do efluente.

Tabela 16 - Faixas de eficiências de remoção de organismos patogênicos e indicadores em lagoas de estabilização.

Parâmetro	Eficiência típica de remoção (% ou unidades log removidas) (*)				
	Lagoa facultativa	Lagoas anaeróbia – facultativa	Lagoas facultativa – maturação	Lagoas anaeróbia – facultativa - maturação	Reator UASB – lagoa de polimento
Coliformes	1 – 2 log	1 – 2 log	3 – 6 log	3 – 6 log	3 – 6 log
Bactérias patogênicas	1 – 2 log	1 – 2 log	3 – 6 log	3 – 6 log	3 – 6 log
Vírus	≤ 1 log	≈ 1 log	2- 4 log	2- 4 log	2- 4 log
Cistos de protozoários	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%
Ovos de helmintos	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%

Nota: (*) 1 log = 90%; 2 log = 99%; 3 log = 99,9%; 6 log = 99,9999%

Fonte: von SPERLING *et al.* (2003)

Tabela 17 - Principais relações e coeficientes utilizados na estimativa da remoção de coliformes em lagoas de estabilização.

Parâmetro de projeto	Lagoas facultativas primárias	Lagoas facultativas secundárias	Lagoas de maturação	Lagoas de polimento
K_b (MC.) (20°C) (d^{-1}) (coliformes)	0,4 – 5,0	0,4 – 5,0	0,6–1,2 (a)	0,6–1,2 (a)
K_b (FD) (20°C) (d^{-1}) (coliformes)	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	0,4 – 0,7	0,4 – 0,7
Número de dispersão d (L/B=1)	-	-	0,4 - 1,1	0,4 - 1,1
Número de dispersão d (L/B=2 a 4)	0,1 - 0,7	0,1 - 0,7	0,1 - 0,5	0,1 - 0,5
Número de dispersão d (L/B≥5)	-	-	0,07 - 0,23	0,07 - 0,23

Fonte: adaptado de von SPERLING *et al.* (2003)

O pressuposto de que bactérias patogênicas e vírus são removidos em lagoas mais rapidamente que os coliformes e estreptococos, seja porque apresentam maior taxa de decaimento, seja porque se apresentam em concentrações mais baixas, é demonstrado em diversos trabalhos, incluindo o monitoramento de *Salmonella* spp., *Vibrio cholerae*, *Campylobacter* spp., enterovirus e rotavirus (ORAGUI *et al.*, 1987, 1993, 1995; PEARSON *et al.*, 1993, 1993 a, 1993 b; SOBSEY & HILL, 1999).

Interessante destacar que no trabalho de PEARSON *et al.* (1993), os autores registram que a concentração de sulfeto mostrou-se determinante na remoção de *V. cholerae*, sugerindo a propriedade de se prever lagoas anaeróbias em arranjos de lagoas em série. Na mesma linha, ORAGUI *et al.* (1995) especulam sobre este mesmo efeito para explicar a elevada remoção de *Campylobacter* spp. em lagoas anaeróbias. ALMASI & PESCOD (1995) encontraram associação entre as cargas afluentes de sulfato + sulfeto com a remoção de *Streptococcus faecalis*, mas não com a de *E. coli*, em lagoas denominadas pelos autores de anóxicas.

Já KOTT (1993) registra que a inativação de *Salmonella thyphimurium* revelou-se associada com as grandes variações de concentração de oxigênio dissolvido em lagoas facultativas.

Em relação aos dejetos de suínos, ao menos na literatura consultada, mais uma vez depara-se com a escassez de informações. Na já citada referência de COSTA *et al.* (1997a) citados por PERDOMO *et al.* (2001), em um arranjo de lagoas em série (decantador- duas anaeróbias – uma facultativa - uma lagoa de aguapé) é informada a seguinte eficiência de remoção, reproduzida literalmente na Tabela 18.

Tabela 18- Remoção de coliformes fecais no tratamento de dejetos de suínos.

Unidade	Concentração (org/100 mL) ou remoção (%)
Dejeto bruto	$7,6 \times 10^9$
Decantador	33 %
Lagoa anaeróbia 1	99 %
Lagoa anaeróbia 2	99%
Lagoa facultativa	93%
Lagoa de aguapé	79 %
Efluente final	$2,7 \times 10^3$
Total	99,9999%

Fonte: COSTA *et al.* (1997a) citados por PERDOMO *et al.* (2001)

Apesar do reduzido número de informações, do reunido nesta revisão bibliográfica, em termos de organismos patogênicos de ocorrência mais freqüente e provável em dejetos de suínos, principalmente os de interesse zoonótico, dos mecanismos de remoção característicos das lagoas de estabilização e dos tempos de detenção usuais em lagoas de dejetos de suínos, é de se supor o mesmo potencial de remoção verificado para o tratamento de esgotos sanitários.

Entretanto, pode-se especular que a sedimentação de ovos de helmintos e cistos de protozoários sofra influência da elevada densidade dos dejetos de suínos e que os modelos disponíveis na literatura para esgotos sanitários (von SPERLING *et al.*, 2003), que admitem que 8-10 dias de tempo de detenção sejam suficientes para a remoção desses parasitas, não necessariamente se ajustem às lagoas de dejetos de suínos. Localiza-se aqui um bom objeto de pesquisa.

3. Materiais e métodos

3.1. Caracterização das granjas

Para seleção das granjas foram observados os seguintes critérios:

- diferentes configurações dos sistemas de tratamento;
- número diferenciado de animais;
- proximidade e facilidade de acesso.

Com base nestes aspectos foram selecionadas duas granjas de um mesmo empreendedor:

- Granja A: situada na zona rural do município de Ponte Nova-MG. O sistema de tratamento de dejetos apresenta a seguinte configuração: tratamento primário em peneiras rotativas e caixa de gordura, secundário em uma série de três lagoas anaeróbias e uma lagoa facultativa.
- Granja B: situada na rodovia MG 265 – Km 12, no distrito de Piscamba, município de Jequeri-MG. O sistema de tratamento de dejetos apresenta a seguinte configuração: tratamento primário em decantador; secundário, com reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de um sistema de quatro lagoas facultativas.

A caracterização dos empreendimentos, incluindo os sistemas de tratamento de dejetos, foi desenvolvida a partir de levantamentos de campo e consulta aos respectivos Relatórios de Controle Ambiental - RCA/PCAs.

3.1.1. Granja A

De acordo com as informações do RCA, a granja iniciou suas atividades em janeiro 1999, sendo que a partir de 2000 o plantel já havia se estabilizado em 10.751 animais.

No momento deste trabalho, a granja contava com um plantel de 12.493 animais, com a distribuição ilustrada na Figura 1.

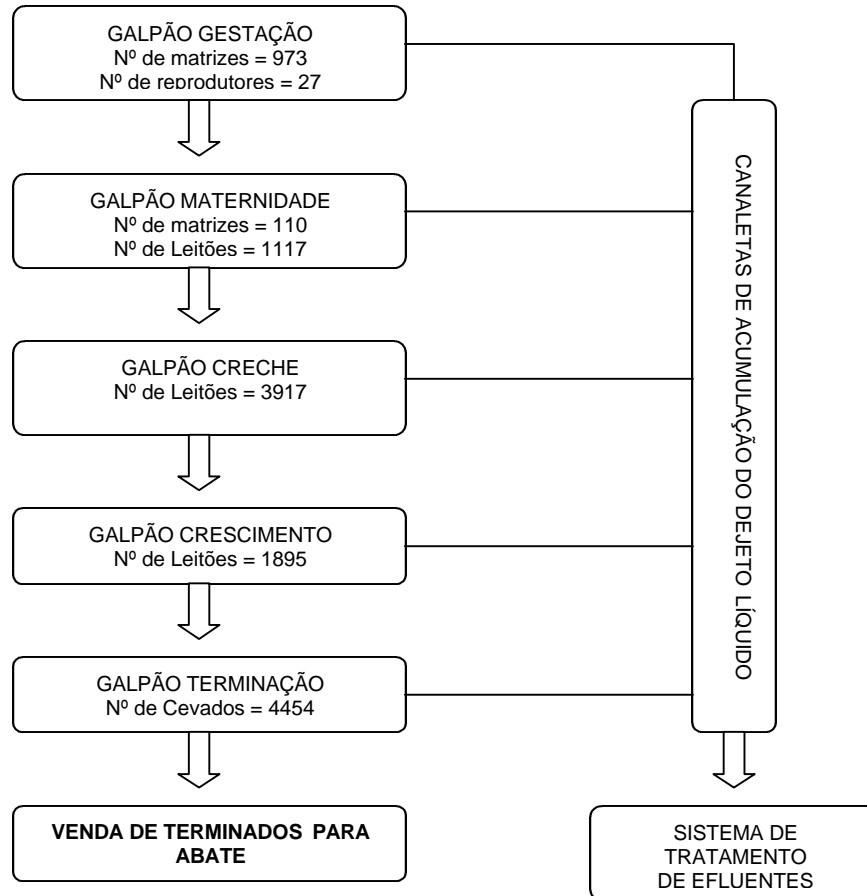


Figura 1 - Fluxo de produção, Granja A.

A propriedade compreende uma área total de 83,68 ha, explorada com as seguintes atividades: pastagens (38,58 ha), área para suinocultura (3,50 ha), matas (0,60 ha), reflorestamento (40,00 ha) e outros usos (1,00 ha). A área da fazenda é bem característica da Zona da Mata Mineira, no que diz respeito à topografia, relevo, vegetação e recursos naturais. A topografia é bastante acidentada, com morros no interior da propriedade. O Rio Piranga margeia a propriedade na sua parte baixa. O regime de chuvas na propriedade é também o característico da Zona da Mata, período chuvoso no verão e seco no inverno.

□ **Rotina de limpeza e desinfecção**

A limpeza das unidades de produção é feita semanalmente. A frequência de desinfecção também é semanal, sendo utilizados glutaraldeído, fenol 26% e creolina aplicados com máquina de pressão. O líquido resultante da limpeza é encaminhado para canaletas que permitem a acumulação e a condução do dejetos para o sistema de tratamento.

Os restos placentários e leitões mortos são retirados da maternidade logo após os partos e destinados a um fosso coberto com cal virgem, semanalmente. Outros resíduos decorrentes do manejo (corte de dentes, caudas, castração) também recebem o mesmo destino.

□ **Fontes de água**

São duas as fontes de toda água utilizadas na granja: represa e poço freático. A água “suja” das represas é utilizada na limpeza das unidades de produção e a água “limpa” dos poços é usada para dessedentação dos animais e para uso do pessoal da granja. Em média, são consumidos 250m³/dia; em torno de 65% de água “limpa” e 35% de água “suja”.

□ **Produção de efluentes**

Pelo projeto original, o volume diário de efluentes líquidos gerados, considerando as contribuições das fezes e urina dos animais, água de lavagens

das instalações, água desperdiçada nos bebedouros e outros usos, está demonstrado na Tabela 19.

Tabela 19 – Estimativa da produção total de efluentes segundo RCA/PCA, Granja A.

Tipo de efluente	Quantidade diária (L)	Percentual (%)
Despejos de animais	101.125	30,7
Desperdício nos bebedouros	43.668	13,2
Limpeza das instalações	155.115	47,0
Outros usos	29.991	9,1
Total	329.899	100

□ **Sistema de tratamento proposto**

Na Figura 2, apresenta-se o fluxograma do sistema de tratamento da Granja A proposto pelo RCA/PCA.

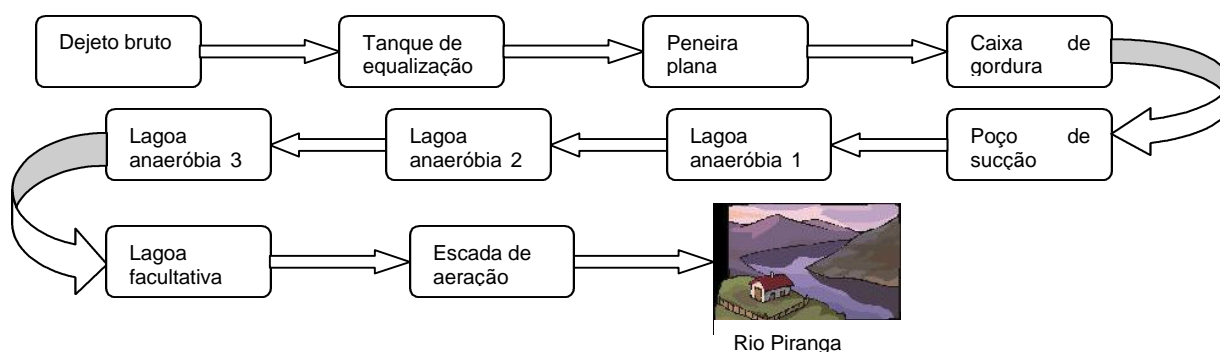


Figura 2 – Sistema de tratamento esquematizado, Granja A.

Em linhas gerais, não foram observadas maiores alterações entre o sistema proposto e o executado, em funcionamento há quatro anos. Dentre as mudanças, a peneira plana, prevista no projeto, foi substituída por duas peneiras rotativas. A remoção de sólidos nas peneiras resulta em volume médio diário de 3m³, doados como adubo, sendo que a própria empresa incumbe-se da entrega aos usuários.

As descargas dos dejetos líquidos no sistema de tratamento são realizadas mediante observação do nível do líquido na caixa de equalização e na caixa de gordura, ou seja, nas unidades anteriores ao bombeamento para o sistema de lagoas de estabilização. Isto porque as canaletas que conduzem os dejetos para o sistema de tratamento permitem um certo armazenamento. Em média, são feitas

quatro descargas diárias. Esta operação controla também o acionamento do sistema de recalque às lagoas, com vazão constante e período médio de bombeamento diário de 11 horas.

O dimensionamento das unidades de tratamento foi realizado apenas com base em estimativas de remoção e na adoção de cargas orgânicas máximas, volumétricas e superficiais, respectivamente para as lagoas anaeróbias e facultativa (Tabelas 20 e 21).

Tabela 20 - Estimativas de remoção de DBO segundo o RCA, Granja A.

Unidade	Redução de DBO (%)	DBO de entrada (mg/L)	DBO de saída (mg/L)
Peneira plana	27	5518	4028
Caixa de gordura	5-10	4028	3625
Lagoa anaeróbia 1	60	3625	1450
Lagoa anaeróbia 2	60	1450	580
Lagoa anaeróbia 3	60	580	232
Lagoa facultativa	80	232	59

Tabela 21 - Taxas de aplicação segundo RCA, Granja A.

Lagoa	Taxa volumétrica (kgDBO/m ³ .dia)
Anaeróbia 1	0,28
Anaeróbia 2	0,24
Anaeróbia 3	0,20
Facultativa	Taxa superficial (kgDBO/ha.dia)
	301

Considerando inalteradas as dimensões das lagoas propostas no RCA, os respectivos volumes e áreas foram recalculados a partir dos detalhes construtivos, mais especificamente dos taludes (Tabela 22).

Tabela 22 - Configuração real do sistema de lagoas, Granja A.

<i>Dimensões</i>	<i>Unidades de tratamento</i>			
	<i>LA1</i>	<i>LA2</i>	<i>LA3</i>	<i>LF</i>
Comprimento de topo (m)	44,00	32,00	24,00	103,00
Comprimento de fundo (m)	32,00	20,00	12,00	100,00
Largura de topo (m)	44,00	32,00	24,00	36,00
Largura de fundo (m)	32,00	20,00	12,00	33,00
Superfície de topo (m ²)	1936,00	1024,00	576,00	3708,00
Superfície de fundo (m ²)	1024,00	400,00	144,00	3300,00
Profundidade (m)	3,00	3,00	3,00	1,50
Volume (m ³)	4.440,00	2.136,00	1.080,00	5.256,00

Com o objetivo de registrar a vazão afluyente real ao sistema de tratamento, foram realizadas medições de campo, na entrada da primeira lagoa anaeróbia. Considerando a vazão da bomba constante, funcionando em média 11 horas por dia, chegou-se ao valor de 241,3 m³/dia, inferior ao valor estimado no RCA (330 m³/dia). Com esses dados, os tempos de detenção hidráulica corrigidos são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - Tempos de detenção hidráulica, em dias, Granja A.

<i>LA1</i>	<i>LA2</i>	<i>LA3</i>	<i>LF</i>
18,4	8,8	4,5	21,8

Na figura 3, apresenta-se um esquema do sistema de tratamento, elaborado a partir de observações de campo. Nas figuras 4 a 8, estão ilustradas as lagoas do sistema de tratamento.

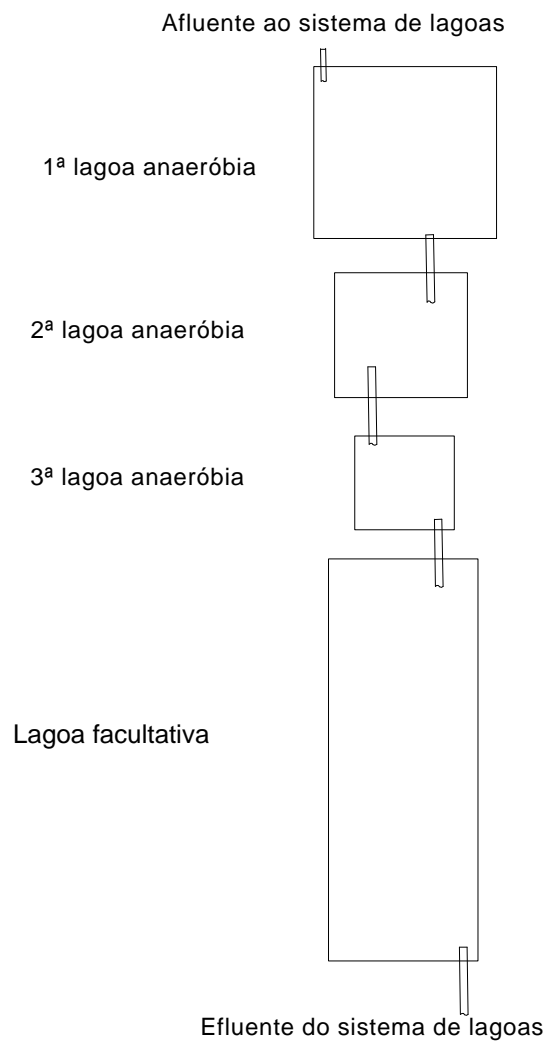


Figura 3 – Layout do sistema de lagoas, Granja A.



Figura 4 – Lagoa anaeróbia 1 (LA1)



Figura 5 - Lagoa anaeróbia 2 (LA2)



Figura 6 – Lagoa anaeróbia 3 (LA3)



Figura 7 – Lagoa facultativa (LF)



Figura 8 – LA3 e LF

3.1.2. Granja B

A Granja B é mais antiga do que a Granja A, tendo aproximadamente 7 anos de funcionamento. A área do sítio é bem característica da Zona da Mata Mineira, no que diz respeito à topografia, relevo, vegetação e recursos naturais. Um pequeno córrego margeia a propriedade. De acordo com informações do RCA, o empreendimento ocupa uma área total de 45 ha, distribuídos conforme a Tabela 24.

Tabela 24 - Uso e ocupação do solo, Granja B (RCA).

Descrição	Área (ha)
Área construída na suinocultura	2,1
Área da sede e outras benfeitorias	0,3
Pastagens de capim gordura	0,05
Capineiras de capim elefante	1,6
Estradas	1,4
Córregos	0,25
Capoeiras	6,8
Pastagens a reformar	22
Terras de cultura	9,0
Área destinada aos sistemas de tratamento de efluentes e controle de resíduos	1,5

Ainda de acordo com o RCA, a granja apresentava um plantel estabilizado em 4.325 animais. No momento deste trabalho, a granja contava com um plantel de 6.511 animais, com distribuição ilustrada na Figura 9.

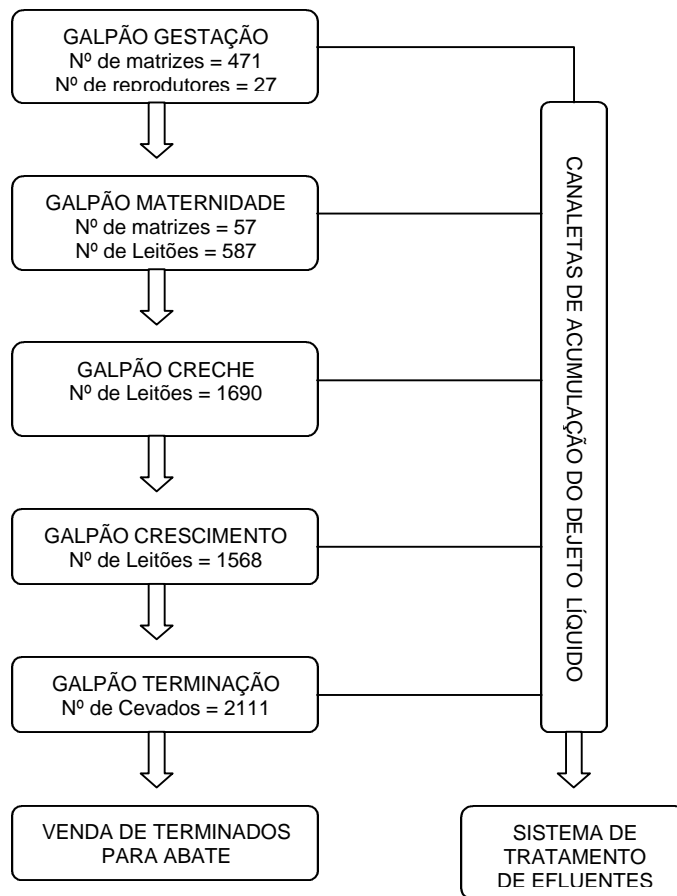


Figura 9 - Fluxo de produção, Granja B.

□ **Rotina de limpeza e desinfecção**

A limpeza das unidades de produção é feita semanalmente. A frequência de desinfecção também é semanal, sendo utilizados glutaraldeído, fenol 26% e creolina aplicados com máquina de pressão. O líquido resultante da limpeza é encaminhado para canaletas que permitem a acumulação e a condução do dejetos para o sistema de tratamento.

□ **Fontes de água**

O consumo médio diário de água na granja é de 130m³/dia. Em grande parte, essa água é utilizada no processo produtivo e convertida em afluente ao sistema de tratamento.

A água consumida nos galpões de produção de suínos é proveniente em

70% de dois poços artesianos e 30%, de uma lagoa, sendo a água dos poços artesianos destinada aos bebedouros dos animais e a água da lagoa destinada à limpeza das instalações.

□ **Produção de efluentes**

As estimativas de produção de efluentes, constantes no RCA, estão apresentadas na Tabela 25.

Tabela 25 - Estimativa da produção total de efluentes segundo RCA, Granja B.

Tipo de efluente	Quantidade diária (L)	Percentual (%)
Despejos de animais	21.273	16,97
Desperdício nos bebedouros	9.186	7,33
Limpeza das instalações	64.875	51,76
Outros usos	30.000	23,93
Total	125.334	100

□ **Sistema de tratamento**

O sistema de tratamento proposto no RCA era composto pelas seguintes unidades: tratamento primário em decantador, tratamento secundário em reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA), seguido de lagoa aerada e lagoa facultativa, porém o sistema implantado possui outra configuração.

Apenas para registro, foram consideradas as seguintes eficiências de remoção de DBO:

- Tratamento primário: 34%
- RAFA: 70%
- Lagoa aerada: 74%
- Lagoa facultativa: 76,4%

Previa-se, assim, um efluente final com DBO de 58,3 mg/L.

O sistema de tratamento atualmente existente foi construído com a granja já em operação, tendo aproximadamente cinco anos de funcionamento.

O sistema de tratamento executado e em operação apresenta alterações substanciais em relação ao proposto. Enquanto no projeto fazia-se menção a um sistema de lagoas constituído por uma lagoa aerada seguida de lagoa facultativa,

ambas de dimensões retangulares, foram executadas quatro lagoas facultativas, de dimensões não retangulares, mas poligonais variadas.

A seqüência existente do sistema de tratamento é a seguinte: o dejetos bruto é lançado em uma lagoa/tanque de acumulação, a partir do qual é recalçado até um decantador circular (tratamento primário); daí por gravidade, em seqüência, alimenta um reator anaeróbico de fluxo ascendente (secundário), e uma série de quatro lagoas de estabilização. Supostamente, haveria uma quinta lagoa, que, no entanto, acaba por funcionar como campo de infiltração uma vez que opera com efluente zero.

As descargas dos dejetos líquidos no sistema de tratamento são realizadas mediante observação do nível do líquido na lagoa de acumulação.

O lodo do decantador primário é encaminhado para uma lagoa de armazenamento e secagem. O fluxograma do sistema de tratamento é apresentado na Figura 10.

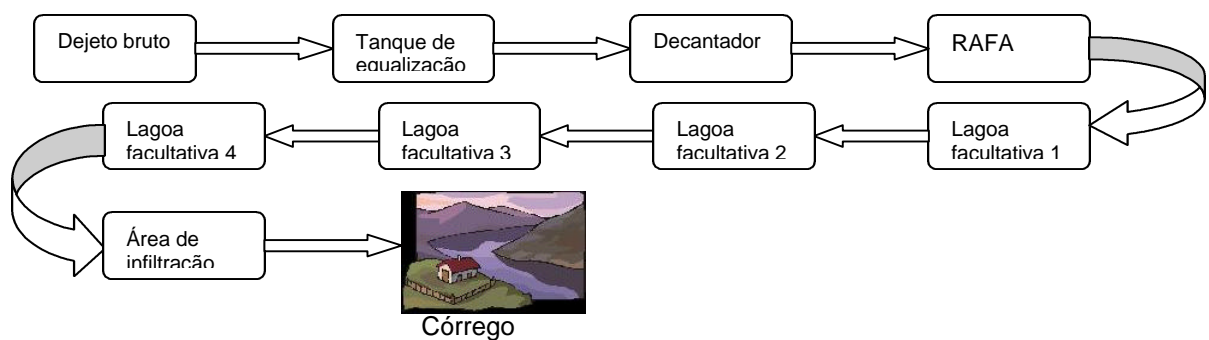


Figura 10 – Fluxograma do sistema de tratamento, Granja B.

Na Figura 11 e Tabela 26 apresenta-se a configuração do sistema de tratamento, a partir de observações de campo. As lagoas foram executadas com paredes laterais verticais e, conforme referido, em formas poligonais irregulares.

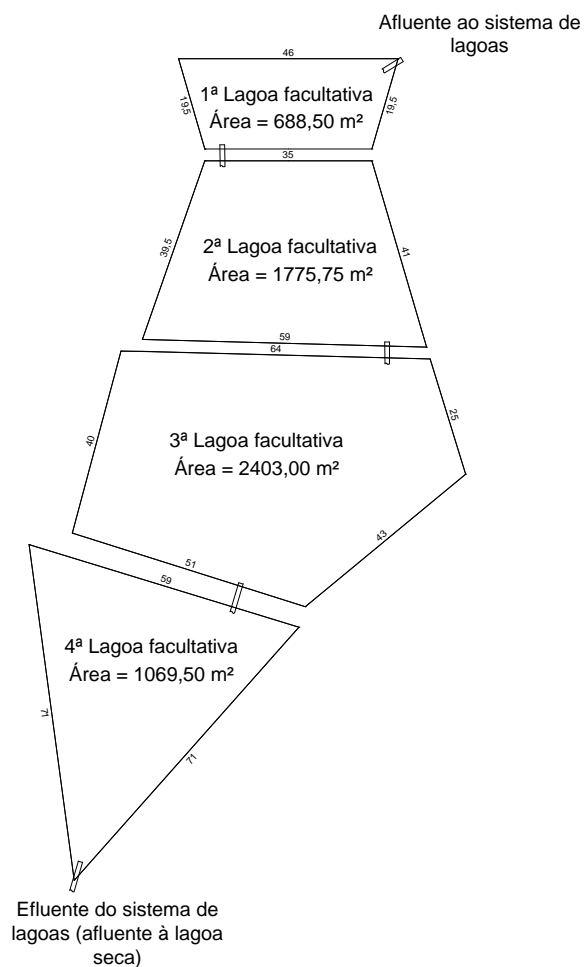


Figura 11 – Layout do sistema de lagoas, Granja B.

Tabela 26 – Configuração real do sistema de lagoas, Granja B.

<i>Dimensões</i>	Unidades de tratamento					
	<i>Decantador</i>	RAFA	LF1	LF2	LF3	LF4
Altura (m)	2,5	5,0	1,30	1,30	1,30	1,30
Diâmetro (m)	2,35	-				
Comprimento	-	9,2				
Largura	-	9,2				
Área (m ²)	4,33	84,64	688,50	1775,75	2403,00	1917,50
Volume (m ³)	10,8	423,2	895,05	2308,48	3123,90	2492,75

De forma análoga ao descrito para a Granja A, as vazões afluentes ao sistema de lagoas foram medidas, sendo a vazão média diária avaliada em 72 m³/dia, também, bastante inferior ao total estimado no RCA (130 m³/dia). Para esta vazão e as dimensões reais do sistema de tratamento, os tempos de detenção hidráulica são mostrados na Tabela 27.

Tabela 27 – Tempos de detenção hidráulica, em dias, Granja B.

LF1	LF2	LF3	LF4
12,4	32,1	43,4	34,6

As figuras 12 a 17 ilustram o sistema de tratamento de dejetos da granja.



Figura 12 – Dejeito bruto, Granja B.

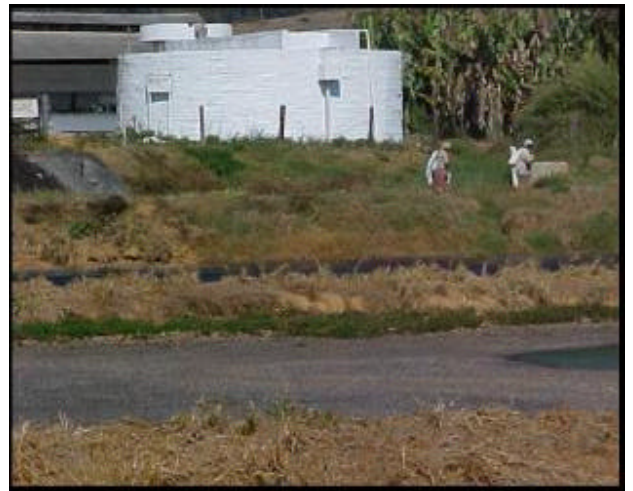


Figura 13 – Reator anaeróbio, visto a partir do sistema de lagoas, Granja B.



Figura 14 – Sistema de lagoas, Granja B.



Figura 15 – RAFA e decantador, Granja B.

3.2. Monitoramento dos sistemas de tratamento

O monitoramento foi realizado através de coletas periódicas do efluente das diversas unidades dos sistemas de tratamento.

Em cada uma das granjas, seis pontos de coleta foram estabelecidos:

Granja A: P1 – dejetos brutos
P2 – peneira rotativa
P3 – lagoa anaeróbia 1
P4 – lagoa anaeróbia 2
P5 – lagoa anaeróbia 3
P6 – lagoa facultativa (efluente final)

Granja B: P1 – dejetos brutos
P2 – reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
P3 – lagoa facultativa 1
P4 – lagoa facultativa 2
P5 – lagoa facultativa 3
P6 – lagoa facultativa 4 (efluente final)

As coletas foram realizadas durante, aproximadamente, um ano, procurando-se cobrir as variações climáticas do período. Também se procurou cobrir as variações semanais da produção dos dejetos. Todas as coletas foram realizadas no período da manhã e obedeceram ao mesmo procedimento, sendo que todas as amostragens foram simples.

O dejetos era recolhido na saída da canalização afluenta às lagoas. As amostras eram acondicionadas em frascos de vidro, com capacidade de 1L, que permaneciam em caixa de isopor com gelo durante todo o transporte. Já no laboratório, as amostras eram armazenadas em geladeira até sua utilização, no máximo 24 horas após a coleta, com exceção de alíquotas de aproximadamente 20 mL reservadas para análise de parvovírus, as quais eram congeladas para posterior processamento. Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Controle da Qualidade da Água da Divisão de Água e Esgotos, com exceção da pesquisa para parvovírus, realizada no Laboratório de Virologia Molecular Animal do Instituto de Biotecnologia Aplicada à Agropecuária (BIOAGRO), ambos na Universidade Federal de Viçosa (UFV).

As Tabelas 28 e 29 contêm as datas de coletas em cada granja e os microrganismos pesquisados:

Tabela 28 – Datas de coletas e análises realizadas, Granja A.

	Coliformes totais	<i>E. coli</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	<i>Salmonella sp.</i>	Parvovirus
09.08.02						
24.09.02						
24.10.02						
07.11.02						
21.11.02						
13.12.02						
04.02.03						
24.02.03						
03.04.03						
24.04.03						
17.05.03						
22.05.03						
23.06.03						

Tabela 29 – Datas de coletas e análises realizadas, Granja B.

	Coliformes totais	<i>E. coli</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	<i>Salmonella sp.</i>	Parvovirus
23.07.02						
20.08.02						
15.10.02						
01.11.02						
23.01.03						
14.02.03						
03.05.03						
08.05.03						
29.05.03						
12.06.03						
30.06.03						

Análise realizada

Análise não realizada

Durante o período de monitoramento procurou-se realizar as coletas em intervalos de tempo regulares, porém nem sempre isso foi possível. Dificuldades de locomoção até as granjas e, principalmente, problemas no funcionamento dos

sistemas de tratamento (danos nas bombas de sucção, infiltração nos taludes) fizeram com que os intervalos das coletas assumissem o padrão acima exposto.

□ **CARACTERIZAÇÃO DOS DEJETOS DE SUÍNOS**

Além do monitoramento das duas granjas citadas, foram coletadas amostras de fezes e dejetos brutos de mais seis criações de suínos, dos seguintes locais:

- Granja 1 – Viçosa
- Granja 2 – Viçosa
- Granja 3 – Teixeiras
- Granja 4 – Viçosa
- Granja 5 – Viçosa
- Granja 6 – Ponte Nova

As granjas pesquisadas apresentam níveis variados de tecnificação. As granjas 1 e 2 possuem, respectivamente, 10 e 20 matrizes e são, ao lado da granja 4, as que apresentam menor nível de tecnificação. Aspectos básicos de controle sanitário, como restrição de acesso às baias dos animais, não são praticados. Em nenhuma delas existe sistema de tratamento de dejetos. Apenas a granja 2 prevê instalação de um sistema de lagoas em curto prazo.

As granjas 3, 5 e 6 têm 200, 500 e 60 matrizes, respectivamente. Todas possuem controle rígido de acesso ao interior dos galpões. As granjas 3 e 5 possuem sistemas de tratamento de dejetos instalados, ambos com lagoas de estabilização.

Os procedimentos de coleta foram os mesmos usados no monitoramento das granjas A e B. O dejetos brutos foram coletados nas descargas das propriedades em frascos de vidro de 1L.

Nas fezes, calculou-se a densidade de coliformes totais, *E. coli*, enterococos e *Streptococcus* sp. No efluente não tratado, foi investigada a presença de *Salmonella* sp. e parvovírus.

A inclusão do parvovírus suíno dentre os microrganismos pesquisados deveu-se, basicamente, a dois fatores: resistência do vírus no ambiente e alta

prevalência no rebanho brasileiro (SOARES *et al.*, 1999; GILLESPIE & TIMONEY, 1992). Essas características foram importantes em virtude da técnica de diagnóstico utilizada, pouco aplicada em amostras de dejetos líquidos. Existe maior número de estudos que utilizam a técnica para amostras de água e / ou fezes (TOZE, 1999).

3.3. Análises laboratoriais

Essencialmente, as análises bacteriológicas seguiram os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA / WEF / ASCE, 1998).

3.3.1. Coliformes totais e *E.coli*

Foi utilizado o método cromogênico com a técnica de tubos múltiplos, com três séries de cinco tubos. Foi utilizado o meio de cultura caldo LMX Fluorocult[®] 1. Os tubos (séries de diluição) eram incubados em estufa a 37°C, por 24 horas. A cor azul após a incubação indicava resultado positivo para coliformes totais. Sob luz ultravioleta, a fluorescência indicava resultado positivo para *Escherichia coli*. Através de tabela de quantificação estatística de coliformes, foi encontrado o Número Mais Provável (NMP) de microrganismos por 100 mL.

3.3.2. Enterococos e *Streptococcus sp*

A técnica usada foi a da membrana filtrante. O volume total restante das duas maiores diluições de cada ponto de coleta, preparadas para a análise de coliformes, era filtrado em aparato apropriado, em membranas estéreis com poros de 0,45 mm. Em seguida, as membranas eram colocadas em placas de Petri com ágar KF[®] e incubadas em estufa a 37°C por 24/48 horas. Das duas placas de cada amostra, era considerada aquela que apresentasse o número mais apropriado para contagem, entre 20 e 200 colônias. As colônias típicas (de cor rosa a vermelho escuro) eram enumeradas como resultado presuntivo de estreptococos do Grupo D. Como o volume inicial era de 95 mL, já que eram utilizadas as mesmas diluições realizadas para as análises de coliformes, o número encontrado de colônias era então corrigido para 100 mL.

¹ Merck. Alemanha

Cinco colônias de cada placa eram então selecionadas. Cada uma delas era repicada para três tubos com caldo BHI, um deles com 6,5 % de NaCl , o segundo com pH 9,6 e o terceiro com o caldo sem alterações. Os dois primeiros eram incubados em estufa a 37°C, por 48 e 72 horas, respectivamente. O terceiro era incubado em banho–maria a 45°C, por 48 horas.

O crescimento bacteriano nas condições estabelecidas, indicado pela turvação do meio, foi considerado como característico dos enterococos. Com esse resultado, proporcionalmente, foi diferenciada a enumeração de enterococos e *Streptococcus* sp. a partir do número total de UFC/100mL encontrado anteriormente.

A bem da verdade, o protocolo empregado é uma simplificação do sugerido por vários autores: estreptococos do grupo D de Lancefield são confirmados a partir do resultado positivo em "Brain Heart Infusion" (BHI) à 45°C e reação de catalase negativa; os enterococos pelo teste positivo em BHI em pH 9,6, contendo NaCl 6,5% à 10°C e 45°C. Os estreptococos fecais de origem animal a partir do resultado negativo em BHI, NaCl 6,5% (FACKLAM, 1972; DUTKA, 1984; HAVELAAR & ENGEL,1981). Mesmo as referências citadas já constituem um protocolo simplificado e, portanto, os resultados deste trabalho devem ser devidamente relativizados.

3.3.3. *Salmonella* sp

Inicialmente, 25 mL da amostra eram inoculados em 225 mL de água peptonada tamponada e incubados a 37°C durante 24 horas (pré-enriquecimento). Após a incubação, 0,1 mL era inoculado em 10 mL de caldo Rapaport/Vassalidis(enriquecimento), incubado à mesma temperatura, durante 24 horas. A positividade era indicada pelo clareamento do meio.

Em seguida, prosseguia-se o plaqueamento, com estrias compostas, em meio Xilose Lactose Desoxicolato (XLD) e Bismuto sulfito ágar (BSA) e ágar Verde brilhante (VB), incubados a 37°C por 24/48 horas.

As colônias características eram repicadas para os meios "Triple sugar irion" (TSI) e "Lisine Iron Agar" (LIA) e incubadas a 37°C por 24 horas. Simultaneamente, as mesmas colônias suspeitas eram inoculadas em tubos com

caldo uréia e incubadas à mesma temperatura e pelo mesmo período. O resultado negativo no teste da urease (meio inalterado) é característico das salmonelas.

Dos tubos de TSI com resultados compatíveis para salmonela era realizado o teste sorológico, com soros polivalentes (PROBAC[®]) para antígenos somático e flagelar.

As amostras com aglutinação no teste sorológico foram consideradas positivas para o gênero *Salmonella*.

3.3.4. Parvovírus

3.3.4.1. Extração de DNA

O primeiro passo foi realizar a extração de DNA das amostras. 200 µL da amostra foram misturados a 200µL de TE (10mM Tris-HCl pH8,0, 1mM EDTA pH 8,0). A essa mistura foram adicionados 500µL de tampão de extração (10mM Tris – HCl pH 8,0, 0,1 mM EDTA pH 8,0, 20µg / mL RNAase pancreática e 0,5% SDS), seguido de incubação em banho-maria a 37° C, por uma hora. Depois da adição de 20µL de proteinase K, foi feita nova incubação, a 56°C por duas horas. A extração do DNA foi então realizada em três etapas: com volumes iguais de fenol puro, o mesmo volume dividido entre fenol e clorofórmio e, por fim, apenas clorofórmio. Para cada etapa, centrifugou-se o material por 15 minutos, a 5.600 g. Em seguida, para precipitar o material, 0,4 volumes de acetato de amônia 5M e 2 volumes de etanol 100% foram acrescentados e a amostra centrifugada por 5 minutos a 5.600 g. O *pellet* então foi lavado por duas vezes com etanol 70% e ressuscitado em 30µL de TE.

3.3.4.2. Primers

Os dois pares de primers para a realização do nested – PCR são mostrados na Tabela 30. Os primers externos (P1 e P6) produzem um fragmento de 330 pares de bases, enquanto para o par interno (P2 e P5) o tamanho do fragmento é de 127pb.

Tabela 30 – Posição e sequência dos primers.

Primer	Posição	Seqüência
P1	1453-1477	5' - ATA CAA TTC TAT TTC ATG GGC CAG C - 3'
P6	1759-1782	5' - TAT GTT CTG GTC TTT CCT CGC ATC - 3'
P2	1522-1546	5' - TTG GTA ATG TTG GTT GCT ACA ATG C - 3'
P5	1634-1658	5' - ACC TGA ACA TAT GGC TTT GAA TTG G - 3'

3.3.4.3. Amplificação

Seguiu-se o protocolo usado por SOARES *et al.* (1999) com algumas modificações. Para um volume final de 25µL, foram misturados 1,25µL dos primers externos (P1 e P6), 0,2 µL Taq DNA polimerase, 2,5µL de tampão de reação 10x, 0,5µL de mix das DNTP's, 1,5 µL de MgCl₂, 0,5µL do DNA e o volume restante de água destilada milli-Q.

A programação usada no termociclador é iniciada com o aquecimento a 95°C por 5 minutos, seguida de 35 ciclos de 95°C / 45 segundos, 55°C / 60 segundos e 72°C / 90 segundos e aquecimento final a 72°C por 10 minutos.

Para a realização do nested-PCR, procedimento idêntico foi seguido, com exceção do par de primers utilizados, neste caso o par interno (P2 e P5).

Os produtos do PCR e do nested-PCR foram examinados por eletroforese em gel de agarose 1,5%, corado com brometo de etídeo.

3.4. Análise dos dados

Os mesmos sistemas de tratamento também foram monitorados para diversos parâmetros físico –químicos (BASTOS & SOUZA, 2003). Alguns desses parâmetros (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio orgânico, amônia, e as taxas de aplicação de DBO, DQO e SV) foram utilizados na discussão dos resultados desse trabalho.

Foi realizada a estatística descritiva de todos os indicadores pesquisados. O mesmo tratamento também é apresentado para todos os parâmetros físico-químicos.

Para avaliar a significância da diferença entre as concentrações dos diversos indicadores no dejetos bruto foi utilizado o Teste t.

Quando a expressão gráfica de alguns resultados foi interessante para a compreensão dos dados, recorreu-se a esse expediente.

Foram realizados também diversos estudos de regressão entre as taxas orgânicas volumétricas de DBO, DQO e SV e a eficiência de remoção dos organismos indicadores.

4. Resultados e discussão

4.1. Pesquisa Salmonella e Parvovirus

Na Tabela 31 são apresentados os resultados da pesquisa de organismos patogênicos (*Salmonella* spp. e parvovirus) em amostras de dejetos brutos, coletadas em oito granjas de suinocultura nas imediações de Viçosa e Ponte Nova - MG.

Tabela 31 - Pesquisa de organismos patogênicos em dejetos de suínos.*

Granja	<i>Salmonella</i> spp.	Parvovirus
1	1 / 1	0 / 1
2	0 / 1	1 / 1
3	1 / 2	1 / 1
4	2 / 2	1 / 1
5	0 / 2	1 / 2
6	2 / 3	2 / 3
7 (B)	5 / 12	1 / 9
8 (A)	7 / 18	2 / 2
Total	14 / 35	9 / 20

Notas: * dejetos brutos (amostras positivas/número de amostras analisadas).
(A) (B): correspondentes às granjas denominadas A e B, objeto do monitoramento dos respectivos sistemas de tratamento.

Na Tabela 32 são apresentados os resultados da pesquisa de *Salmonella* spp. ao longo dos sistemas de tratamento de dejetos das Granjas A e B.

Tabela 32 – Pesquisa de *Salmonella* spp ao longo dos sistemas de tratamento.*

Granja A					
DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
4 / 14	3 / 4	0 / 4	0 / 1	0 / 1	0 / 1
Granja B					
DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
5 / 12	4 / 7	1 / 3	1 / 2	NR	NR

Notas: * amostras positivas/número de amostras analisadas
Granja A - DB: dejetos brutos, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbicas; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final)
Granja B - DB: dejetos brutos, RA: efluente do reator anaeróbio; LFi: efluente das lagoas facultativas.
NR: não realizado

De toda maneira, chama atenção a elevada ocorrência de *Salmonella* spp. e parvovirus no total de amostras analisadas, em torno de 40%, o que demonstra os riscos sanitários potenciais associados aos dejetos de suínos e de seu

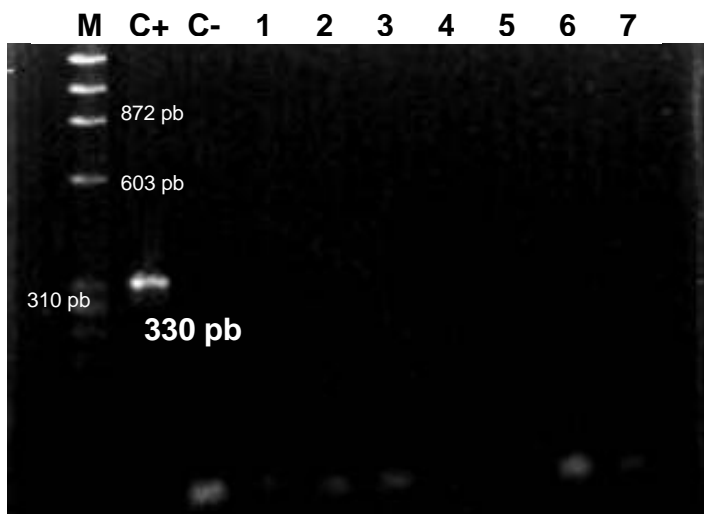
lançamento no ambiente sem tratamento adequado. Chama também atenção a persistência de salmonela ao longo do sistema de tratamento da Granja B, o que será discutido adiante em conjunto com outras informações.

Os parvovírus são vírus DNA, não –envelopados e, conseqüentemente, não possuem lipídios ou carboidratos em sua constituição. São, portanto, bastante resistentes a solventes lipídicos e desinfetantes. Permanecem estáveis sob grande amplitude de pH (de 3 a 9) e temperatura (por 1 hora a 56°C). Podem manter a infectividade nas fezes por meses (GILLESPIE & TIMONEY, 1992).

Os achados positivos não indicam, necessariamente, a viabilidade do vírus, detectando apenas a existência de ácido nucléico do agente nas amostras testadas. Para aferir a viabilidade do parvovírus seria necessário que realizássemos o isolamento deste. Contudo, em virtude da já citada grande resistência deste microrganismo no ambiente, é possível supor que a positividade das amostras deveu-se à presença de virions com sua infectividade preservada.

Apesar da parvovirose suína não ser considerada uma zoonose, os resultados guardam relevância na medida em que se prestam como “sentinela” da circulação de outros vírus em populações suínas e respectivos dejetos. Cabe também destacar a importância dos achados para a sanidade animal e o sucesso obtido na realização da técnica, como já citado, pouco usual em amostras do tipo das estudadas.

Os resultados confirmaram a maior sensibilidade do nested-PCR em relação ao PCR. Quando da realização da reação de PCR com os primers externos, nenhuma amostra foi positiva. Os resultados positivos só foram encontrados quando foi utilizado o segundo par de primers (nested-PCR). A Figura 16 traz a reprodução de um gel com os produtos da reação de PCR com os primers P1 e P6 (externos). Só é visualizado o controle positivo, um fragmento de 330 pb. Já na Figura 17 é possível observar amostras positivas (fragmento de 127 pb). Cabe ainda ressaltar que a especificidade do nested – PCR também é maior. Segundo SOARES (1999), os primers P1 e P6 identificam fragmentos do genoma, além do parvovírus suíno, também do parvovírus canino. Já o par de primers internos (P2 e P5) identifica apenas o parvovírus suíno.



M – marcador ϕ X; C+ - controle positivo; C- - controle negativo; 1 a 7 - amostras

Figura 16 – Gel de agarose, 1,5%, produto de PCR com primers P1 e P6 (externos).

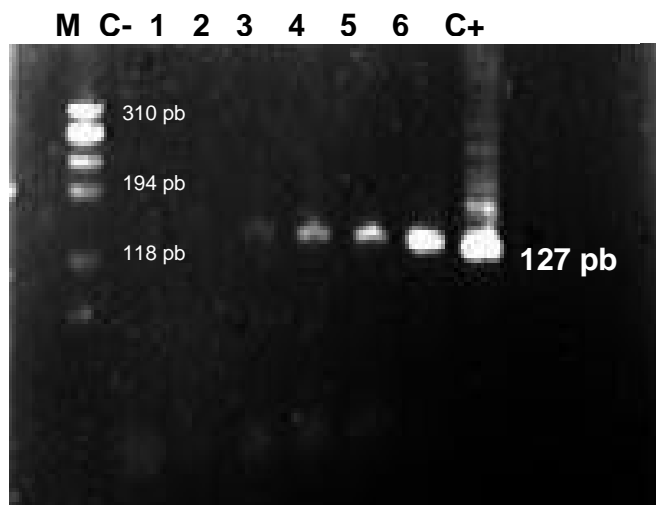


Figura 17 – Gel de agarose, 1,5%, produto denested-PCR com primers P2 e P5 (internos).

4.2. Caracterização dos dejetos de suínos: organismos indicadores

Na Tabela 33 são apresentados os resultados da composição das fezes de suínos nas amostras pesquisadas, em termos de bactérias dos grupos coliforme, enterococos e estreptococos fecais.

Tabela 33 – Pesquisa de organismos indicadores em fezes de suínos.*

Granja	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Enterococos	Estreptococos fecais
1	$2,31 \times 10^9$	$5,94 \times 10^8$	$1,93 \times 10^8$	$1,69 \times 10^8$
2	$5,93 \times 10^7$	$3,87 \times 10^7$	$2,57 \times 10^7$	$2,93 \times 10^7$
3	$2,12 \times 10^9$	$5,04 \times 10^8$	$4,42 \times 10^8$	$5,34 \times 10^8$
4	$7,62 \times 10^9$	$8,48 \times 10^8$	$1,53 \times 10^9$	$2,72 \times 10^9$
5	$1,39 \times 10^8$	$6,98 \times 10^7$	$1,99 \times 10^8$	$1,05 \times 10^8$
6	$9,45 \times 10^7$	$3,96 \times 10^7$	$2,31 \times 10^7$	$1,46 \times 10^7$
Média geométrica	$5,55 \times 10^8$	$1,73 \times 10^8$	$1,58 \times 10^8$	$1,49 \times 10^8$

Notas: * organismos / g fezes (peso úmido), média geométrica de três eventos de amostragem para cada granja.

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas, ao nível de significância de 5%, entre as concentrações de coliformes e estreptococos nas

amostras de fezes de suínos (Tabela 34). É, portanto, de se supor que dentre os coliformes totais predomine a *E.coli*, e de que não haja predominância entre enterococos e estreptococos. Apenas a identificação de espécies, particularmente no caso dos estreptococos e enterococos (o que não foi realizado), possibilitaria uma melhor discussão sobre a composição dos dejetos de suínos. De toda maneira, convém observar que, de certa forma, os resultados contradizem um entendimento, quase tácito, de que os coliformes prevalecem em fezes humanas e esgotos sanitários e os estreptococos em fezes e dejetos de animais, bem como o de que enterococos tendem a ocorrer em maiores densidades em fezes humanas.

Tabela 34 - Avaliação comparativa entre as concentrações de organismos indicadores em fezes de suínos.

Parâmetro	Teste t	
	t	p
coliformes totais x <i>E.coli</i>	1,9225	0,0629
coliformes totais x enterococos	1,9950	0,0540
coliformes totais x estreptococos	1,8661	0,0709
<i>E.coli</i> x enterococos	0,1659	0,8692
<i>E.coli</i> x estreptococos	0,2115	0,8338
enterococos x estreptococos	0,0616	0,9513

diferença significativa $p < 0,05$

4.3. Remoção de organismos indicadores nos sistemas de tratamento

4.3.1. Granja A

□ Resultados do monitoramento bacteriológico

Nas Tabelas 35 a 38 é apresentada a estatística descritiva dos resultados do monitoramento ao longo do sistema de tratamento da Granja A, referente a 13 eventos de amostragem, de setembro de 2002 a junho de 2003, com alguma variação dentre os quatro indicadores analisados. O banco de dados completo é apresentado anexo.

Tabela 35 – Coliformes totais, estatística descritiva, Granja A (NMP/100 mL).

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média Geom	$2,39 \times 10^7$	$2,73 \times 10^7$	$7,42 \times 10^5$	$2,31 \times 10^5$	$3,25 \times 10^4$	$1,96 \times 10^4$
Desvio padrão	$5,43 \times 10^7$	$6,30 \times 10^7$	$1,52 \times 10^6$	$7,18 \times 10^5$	$5,27 \times 10^4$	$6,45 \times 10^4$
Mediana	$5,40 \times 10^7$	$2,40 \times 10^7$	$7,90 \times 10^5$	$1,70 \times 10^5$	$3,50 \times 10^4$	$2,10 \times 10^4$
Max	$1,60 \times 10^8$	$1,60 \times 10^8$	$5,40 \times 10^6$	$1,70 \times 10^6$	$1,60 \times 10^5$	$1,60 \times 10^5$
Min	$7,20 \times 10^5$	$1,30 \times 10^6$	$1,80 \times 10^4$	$6,80 \times 10^3$	$4,50 \times 10^2$	$1,70 \times 10^3$
1ºquartil	$9,20 \times 10^6$	$1,30 \times 10^7$	$4,90 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	$2,30 \times 10^4$	$1,10 \times 10^4$
3ºquartil	$5,40 \times 10^7$	$9,20 \times 10^7$	$1,30 \times 10^6$	$1,60 \times 10^6$	$9,20 \times 10^4$	$2,80 \times 10^4$
CV(%)	227,65	230,77	204,37	311,03	162,36	329,68

DB: dejetos brutos, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbicas; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final)

Tabela 36 – *E. coli*, estatística descritiva, Granja A (NMP/100 mL).

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média Geom	$1,89 \times 10^7$	$2,40 \times 10^7$	$6,05 \times 10^5$	$1,84 \times 10^5$	$2,21 \times 10^4$	$1,11 \times 10^4$
Desvio padrão	$5,42 \times 10^7$	$6,30 \times 10^7$	$3,30 \times 10^5$	$6,58 \times 10^5$	$5,43 \times 10^4$	$1,10 \times 10^4$
Mediana	$5,40 \times 10^7$	$2,20 \times 10^7$	$7,90 \times 10^5$	$2,20 \times 10^5$	$2,30 \times 10^4$	$1,10 \times 10^4$
Max	$1,60 \times 10^8$	$1,60 \times 10^8$	$1,30 \times 10^6$	$1,60 \times 10^6$	$1,60 \times 10^5$	$3,50 \times 10^4$
Min	$6,40 \times 10^5$	$1,10 \times 10^6$	$6,80 \times 10^4$	$3,70 \times 10^3$	$1,20 \times 10^3$	$3,30 \times 10^3$
1ºquartil	$5,40 \times 10^6$	$1,60 \times 10^7$	$7,00 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	$7,90 \times 10^3$	$4,90 \times 10^3$
3ºquartil	$9,20 \times 10^7$	$5,40 \times 10^7$	$7,90 \times 10^5$	$9,20 \times 10^5$	$9,20 \times 10^4$	$2,20 \times 10^4$
CV(%)	287,22	262,03	54,56	357,24	245,21	99,10

DB: dejetos brutos, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbicas; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final)

Tabela 37 – Enterococos, estatística descritiva, Granja A (UFC/100 mL).

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média Geom	$4,33 \times 10^7$	$1,32 \times 10^7$	$3,70 \times 10^5$	$1,60 \times 10^5$	$4,90 \times 10^4$	$2,47 \times 10^4$
Desvio padrão	$7,85 \times 10^7$	$3,59 \times 10^7$	$5,64 \times 10^5$	$2,99 \times 10^5$	$3,42 \times 10^4$	$3,01 \times 10^4$
Mediana	$5,83 \times 10^7$	$1,63 \times 10^7$	$6,95 \times 10^5$	$1,45 \times 10^5$	$6,32 \times 10^4$	$2,49 \times 10^4$
Max	$2,21 \times 10^8$	$1,11 \times 10^8$	$1,56 \times 10^6$	$7,36 \times 10^5$	$1,20 \times 10^5$	$9,72 \times 10^4$
Min	$6,60 \times 10^6$	$1,08 \times 10^6$	$3,00 \times 10^4$	$1,92 \times 10^4$	$1,64 \times 10^4$	$7,96 \times 10^3$
1ºquartil	$2,28 \times 10^7$	$6,18 \times 10^6$	$1,71 \times 10^5$	$8,53 \times 10^4$	$3,29 \times 10^4$	$1,34 \times 10^4$
3ºquartil	$9,69 \times 10^7$	$2,93 \times 10^7$	$1,05 \times 10^6$	$5,49 \times 10^5$	$6,95 \times 10^4$	$4,73 \times 10^4$
CV(%)	181,24	271,69	152,40	187,09	69,88	121,70

DB: dejetos brutos, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbicas; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final)

Tabela 38 - Estreptococos fecais, estatística descritiva, Granja A (UFC/100 mL).

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média Geom	$1,64 \times 10^7$	$5,40 \times 10^6$	$3,15 \times 10^5$	$1,28 \times 10^5$	$3,46 \times 10^4$	$2,24 \times 10^4$
Desvio padrão	$2,03 \times 10^7$	$1,48 \times 10^7$	$2,00 \times 10^6$	$2,24 \times 10^5$	$3,68 \times 10^4$	$3,78 \times 10^4$
Mediana	$1,78 \times 10^7$	$5,48 \times 10^6$	$5,48 \times 10^5$	$2,58 \times 10^5$	$3,35 \times 10^4$	$2,15 \times 10^4$
Max	$5,60 \times 10^7$	$4,02 \times 10^7$	$4,24 \times 10^6$	$6,08 \times 10^5$	$9,66 \times 10^4$	$1,16 \times 10^5$
Min	$1,80 \times 10^6$	$1,62 \times 10^6$	$2,00 \times 10^4$	$4,80 \times 10^3$	$9,20 \times 10^3$	$5,20 \times 10^3$
1ºquartil	$1,11 \times 10^7$	$2,05 \times 10^6$	$5,15 \times 10^4$	$5,51 \times 10^4$	$1,94 \times 10^4$	$1,15 \times 10^4$
3ºquartil	$4,06 \times 10^7$	$8,84 \times 10^6$	$3,20 \times 10^6$	$4,17 \times 10^5$	$8,36 \times 10^4$	$4,23 \times 10^4$
CV(%)	124,31	275,04	634,87	174,64	106,23	169,11

DB: dejetto bruto, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbicas; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final)

A grande variação apresentada pelos resultados é típica de contagem bacteriana em amostras ambientais. Não se percebem diferenças nítidas entre a variação dos resultados de coliformes e estreptococos.

Para facilitar a discussão comparativa, os resultados são rearranjados na Tabela 39 e Figura 18.

Tabela 39 – Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja A.*

Unidade	Coliformes totais	<i>E. coli</i>	Enterococos	Estreptococos fecais.
DB	$2,39 \times 10^7$	$1,89 \times 10^7$	$4,33 \times 10^7$	$1,64 \times 10^7$
PR	$2,73 \times 10^7$	$2,40 \times 10^7$	$1,32 \times 10^7$	$5,40 \times 10^6$
LA1	$7,42 \times 10^5$	$6,05 \times 10^5$	$3,70 \times 10^5$	$3,15 \times 10^5$
LA2	$2,31 \times 10^5$	$1,84 \times 10^5$	$1,60 \times 10^5$	$1,28 \times 10^5$
LA3	$3,25 \times 10^4$	$2,21 \times 10^4$	$4,90 \times 10^4$	$3,46 \times 10^4$
LF	$1,96 \times 10^4$	$1,11 \times 10^4$	$2,47 \times 10^4$	$2,24 \times 10^4$

Nota: * médias geométricas (NMP OU UFC /100 mL)

DB: dejetto bruto, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbicas; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final)

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de coliformes e estreptococos nas amostras de dejetto bruto (Tabela 40), confirmando os resultados encontrados para as fezes de suínos em diversas granjas (item 4.2).

Tabela 40 - Avaliação comparativa entre as concentrações de organismos indicadores no dejetto bruto, Granja A.

Parâmetro	Teste t	
	t	p
coliformes totais x <i>E.coli</i>	0,2796	0,7826
coliformes totais x enterococos	- 0,6381	0,5310
coliformes totais x estreptococos	0,1594	0,8752
<i>E.coli</i> x enterococos	- 0,8452	0,4140
<i>E.coli</i> x estreptococos	- 0,1297	0,8986
enterococos x estreptococos	0,8543	0,4084

diferença significativa p < 0,05

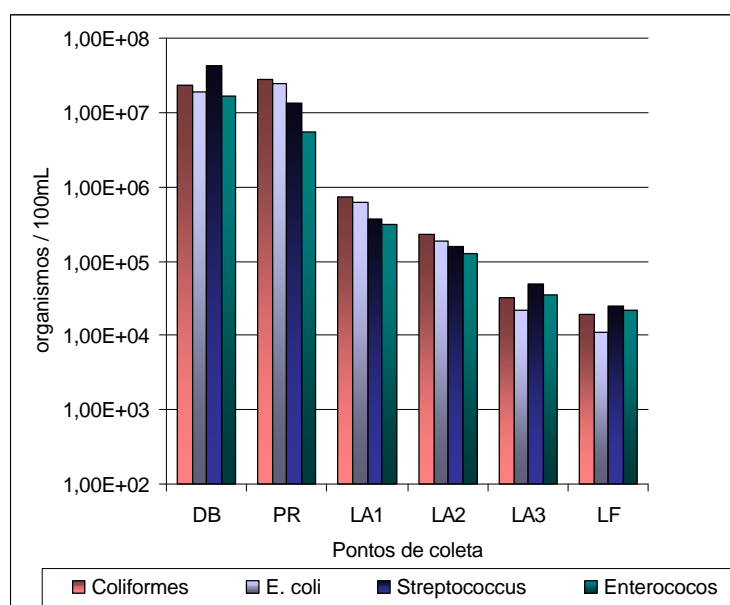


Figura 18 - Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja A.

Das tabelas e da figura acima, observa-se que, ao longo do sistema de tratamento, o decaimento de todos os organismos indicadores é bastante similar. O aparente crescimento de bactérias do grupo coliforme ao passarem pela peneira rotativa, não necessariamente deve se interpretado como tal; poder-se-ia admitir a ausência de qualquer efeito do tratamento preliminar sobre os coliformes e que a diferença de contagem refletiria apenas o largo intervalo de confiança típico do método utilizado (NMP – número mais provável) (BELIAEFF & MARY, 1993). Embora de forma menos evidente, o mesmo poderia ser admitido em relação à aparente remoção de enterococos e estreptococos fecais. Em não se admitindo esta especulação, ficariam por se explicar os resultados aparentes: crescimento

de coliformes e remoção de enterococos e estreptococos fecais na peneira rotativa.

O efluente final, com TDH acumulado de 52,6 dias, apresenta concentrações da ordem de 10^4 organismos indicadores/100 mL, coliformes e estreptococos, o que, em si, já levantaria questionamentos sobre a configuração do sistema para a remoção de indicadores e, por conseguinte, de organismos patogênicos, o que será aprofundado adiante. Por ora, cabe a observação adicional de que os resultados da pesquisa de salmonela (Tabela 32) não desmentem esta suposição, apesar do diminuto número de amostras analisadas e as limitações das técnicas de isolamento de salmonela em amostras de águas residuárias (TORRELLA e KNORR, 1993).

Com base nos dados médios, a eficiência de remoção, por microrganismo, no sistema está apresentada na Tabela 41.

Tabela 41 – Eficiência (%) de remoção de organismos indicadores, Granja A.

Organismo	PR	LA1	LA2	LA3	LF	Total	Total lagoas
Coliformes totais	-14,23	97,28	68,87	85,93	39,69	99,92	99,93
<i>E. coli</i>	-26,98	97,48	69,58	87,99	49,77	99,94	99,95
Enterococos	69,98	97,20	56,76	69,38	49,59	99,94	99,81
Estreptococos fecais	67,00	94,17	59,36	72,97	35,26	99,86	99,58

PR: peneira rotativa; LAi: lagoas anaeróbias; LF: lagoa facultativa (efluente final); Total: remoção total no sistema de tratamento; Total lagoas: remoção no sistema de lagoas

A eficiência total apresentada pelo sistema de lagoas foi próxima a 99,9% ou $3\log_{10}$. A remoção de coliformes foi um pouco superior à de enterococos e estreptococos fecais, confirmando, em parte, sugestões de que os enterococos são mais resistentes que os coliformes (McFETERS *et al.*, 1974; CURTIS, 1985). A primeira lagoa anaeróbia apresentou bom desempenho (94 - 97 % ou entre 1-2 \log_{10} de remoção); entretanto o desempenho cai de forma marcante na segunda lagoa anaeróbia, para, de certa forma, recuperar-se na terceira. Por sua vez, o desempenho da lagoa facultativa, supostamente incorporada, dentre outras funções, para otimizar a remoção de organismos indicadores e patogênicos, deixa muito a desejar, revelando o pior desempenho da série.

□ **Parâmetros físico – químicos**

O sistema de tratamento foi também monitorado para diversos parâmetros físico-químicos (BASTOS & SOUZA, 2003), dentre os quais incluem-se, a seguir, informações auxiliares à discussão dos presentes resultados.

Tabela 42 – pH, estatística descritiva, Granja A.

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média	7,14	7,14	7,64	7,84	8,10	8,17
Desvio padrão	0,45	0,08	0,08	0,07	0,06	0,05
Mediana	7,07	7,14	7,63	7,87	8,12	8,20
Max	7,77	7,24	7,73	7,91	8,16	8,21
Min	6,38	7,05	7,54	7,72	8,00	8,07
1ºquartil	6,96	7,08	7,58	7,80	8,07	8,14
3ºquartil	7,42	7,20	7,71	7,89	8,15	8,21
CV(%)	6,32	1,07	1,05	0,94	0,79	0,67

DB: dejetos bruto, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbias; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final).

Tabela 43 – OD (mg/L), estatística descritiva, Granja A.

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média	0,32	1,35	0,00	0,04	0,04	0,22
Desvio padrão	0,72	1,85	0,00	0,09	0,10	0,30
Mediana	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
Max	1,62	4,05	0,00	0,20	0,22	0,57
Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1ºquartil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3ºquartil	0,00	2,52	0,00	0,00	0,00	0,52
CV(%)	223,61	137,59	-	223,61	223,61	137,17

DB: dejetos bruto, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbias; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final).

Tabela 44 – Temperatura (°C), estatística descritiva, Granja A.

Parâmetro	DB	PR	LA1	LA2	LA3	LF
Média	24,2	24,9	24,4	23,9	23,3	23,3
Desvio padrão	2,7	2,9	3,4	2,7	3,0	2,9
Mediana	24,0	24,8	24,2	23,4	22,1	23,4
Max	27,6	29,3	29,4	27,5	26,5	27,3
Min	19,9	21,5	19,4	20,8	19,5	19,7
1ºquartil	22,8	22,8	22,5	21,6	21,1	20,8
3ºquartil	26,1	26,7	26,3	26,2	26,3	25,5
CV(%)	11,33	11,58	13,76	11,32	12,81	12,56

DB: dejetos brutos, PR: efluente da peneira rotativa; LAi: efluente das lagoas anaeróbias; LF: efluente da lagoa facultativa (efluente final).

Os valores de pH, em geral, parecem condizentes, com as características para as quais as lagoas foram concebidas: lagoas anaeróbias e facultativa. Entretanto, a elevação do pH nas lagoas anaeróbias 2 e 3, assim como a detecção de OD, poderiam levantar dúvidas quanto à sua natureza estritamente anaeróbia. Por outro lado, os baixos teores de OD no efluente da lagoa facultativa, levam também a se questionar seu bom funcionamento como tal. O fato de ter-se levado a cabo amostras pontuais, e não se dispor de informações sobre amostra do interior das lagoas, impede maiores especulações a respeito.

Na seqüência, apresenta-se a variação dos teores de amônia e nitrogênio orgânico ao longo do tratamento (Tabelas 47 e 48 e Figura 19). De início, é de se observar a elevada concentração no dejetos brutos, bem superior a outros tipos de águas residuárias. Verifica-se ainda uma amonificação relativamente intensa do dejetos na peneira rotativa e na caixa de gordura. Entretanto, a julgar pelos valores médios, já a partir da primeira lagoa anaeróbia e até a lagoa facultativa, os teores de amônia decrescem, e de forma pouco usual para lagoas anaeróbias e facultativas.

Tabela 45 - N-NH₃ (mg/L),estatística descritiva, Granja A.

Parâmetro	DB	PR	ALA1	LA1	LA2	LA3	LF
Média	762	1060	1119	993	962	750	705
Desvio padrão	425	364	321	185	181	153	160
Mediana	683	1044	1148	997	946	732	690
Máximo	1652	1758	1674	1375	1347	1022	956
Mínimo	274	521	532	745	669	512	440
1ºquartil	424	791	958	837	844	642	612
3ºquartil	1026	1229	1210	1100	1061	848	825
CV(%)	55,79	34,38	28,66	18,61	18,86	20,43	22,63

DB: dejetos brutos; PR: efluente peneira rotativa; ALA1; afluente à lagoa anaeróbia 1 (efluente da caixa de gordura); LAi; efluente das três lagoas anaeróbias; LF: efluente lagoa facultativa (efluente final).

Tabela 46 - N-org (mg/L),estatística descritiva, Granja A.

Parâmetro	DB	PR	ALA1	LA1	LA2	LA3	LF
Média	101	107	125	51	42	34	18
Desvio padrão	51	123	106	58	22	24	17
Mediana	81	84	92	38	41	29	12
Máximo	202	426	342	196	90	84	50
Mínimo	56	28	6	0	11	0	0
1ºquartil	63	45	50	12	29	19	6
3ºquartil	123	95	198	66	48	48	31
CV (%)	49,98	115,29	84,75	114,05	52,16	70,99	93,07

DB: dejetos brutos; PR: efluente peneira rotativa; ALA1; afluente à lagoa anaeróbia 1 (efluente da caixa de gordura); LAi; efluente das três lagoas anaeróbias; LF: efluente lagoa facultativa (efluente final).

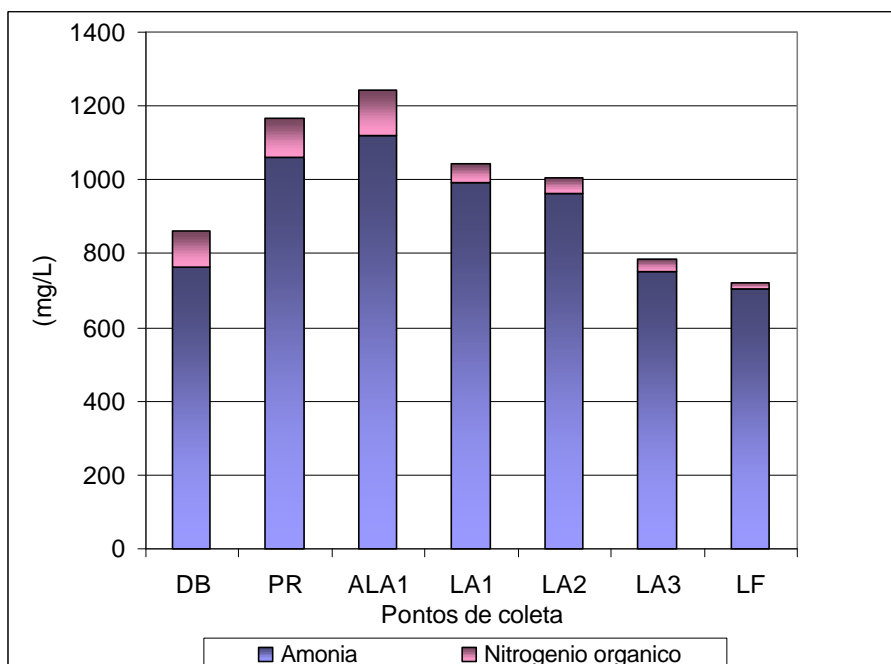


Figura 19 – Amônia e nitrogênio orgânico, Granja A.

As incertezas sobre o real funcionamento das lagoas levaram os autores (BASTOS & SOUZA, 2003) a calcular as taxas de aplicação de matéria orgânica, volumétricas e superficiais, para as lagoas anaeróbias e facultativa (Tabelas 49 a 51).

Tabela 47 - Taxas de aplicação de DBO, sistema de lagoas, Granja A.

Lagoa	Carga orgânica (kg DBO/dia)	Taxa superficial (kg DBO/ha.dia)	Taxa volumétrica (kg DBO/m ³ .dia)
Anaeróbia 1	1611,7	10889,9	0,363
Anaeróbia 2	224,4	3151,7	0,105
Anaeróbia 3	168,2	4672,2	0,156
Facultativa	84,0	239,7	0,016

Tabela 48 - Taxas de aplicação de DQO, sistema de lagoas, Granja A.

Lagoa	Carga orgânica (kg DQO/dia)	Taxa superficial (kg DQO/ha.dia)	Taxa volumétrica (kg DQO/m ³ .dia)
Anaeróbia 1	4834,6	32666,2	1,089
Anaeróbia 2	716,4	10061,8	0,335
Anaeróbia 3	550,7	15297,2	0,510
Facultativa	360,1	1027,7	0,069

Tabela 49 - Taxas de aplicação de SV, sistema de lagoas, Granja A.

Lagoa	Carga de sólidos (kg SV/dia)	Taxa superficial (kg SV/ha.dia)	Taxa volumétrica (kg SV/m ³ .dia)
Anaeróbia 1	1905,9	12877,7	0,429
Anaeróbia 2	546,8	7679,8	0,256
Anaeróbia 3	472,4	13122,2	0,437
Facultativa	386,9	1104,2	0,074

A taxa de aplicação volumétrica de DBO à primeira lagoa anaeróbia é um pouco superior às recomendações para esgotos sanitários, assim como ao longo da série de lagoas anaeróbias as taxas mostram-se superiores ao usualmente experimentado para este tipo de configuração tratando dejetos de suínos (ver itens 2.4.1 e 2.4.4.1). As taxas de aplicação de DQO e SV, se comparadas às poucas informações de literatura para dejetos de suínos, são bem elevadas, o que revela a elevada relação DQO/DBO do dejetos em questão. A taxa de aplicação superficial à lagoa facultativa é bem elevada, se considerados os critérios de

cargas máximas (item 2.2) e a temperatura de projeto usualmente adotada na região para esgotos sanitários: 17 °C (BASTOS *et al.*, 2002), o que, novamente, permite questionar o bom funcionamento desta lagoa como facultativa.

Entretanto, o que mais chama atenção é a evolução das taxas ao longo da série de lagoas anaeróbias: decaindo da primeira para a segunda lagoa, para elevar-se na terceira. Como observado por BASTOS & SOUZA (2003), isto se deve a pressupostos de projeto não verificados na operação do sistema: subestimativa da remoção de matéria orgânica na primeira lagoa, por conseguinte, superdimensionamento e fraco desempenho da segunda lagoa, o que por sua vez acarretou a subsequente reelevação das cargas afluentes à terceira lagoa e a recuperação de desempenho.

□ **Discussão dos resultados de remoção bacteriana**

A fim de melhor discutir a remoção bacteriana no sistema de lagoas, foram realizados os mais diversos estudos de regressão entre as taxas volumétricas de DBO, DQO e SV e a eficiência de remoção dos quatro organismos indicadores. Cabe registrar que em função da última lagoa da série ser “oficialmente facultativa”, os estudos de regressão foram tentados para as três lagoas anaeróbias e para a série completa, sendo os resultados bastante parecidos. Nas Figuras 20 a 31, ilustram-se os resultados para a série completa. Vale também explicar que, em função de todas as incertezas inerentes à determinação dos coeficientes de remoção bacteriana para este tipo de lagoas, optou-se por realizar os estudos de regressão com a variável eficiência de remoção.

Salvo raras exceções encontrou-se excelente associação entre as taxas volumétricas aplicadas e a remoção dos quatro indicadores, ou seja, quanto maiores as taxas, maior a remoção de coliformes, *E.coli*, enterococos e estreptococos fecais (Figuras 20 a 31).

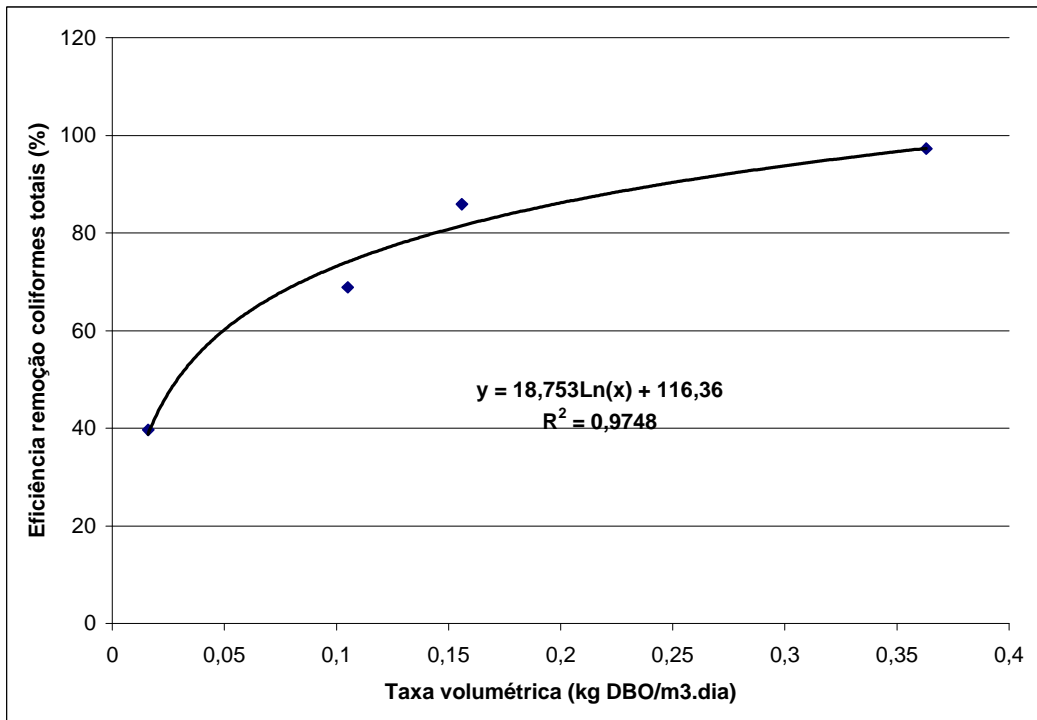


Figura 20 – Eficiência de remoção de coliformes x taxa orgânica volumétrica de DBO, Granja A.

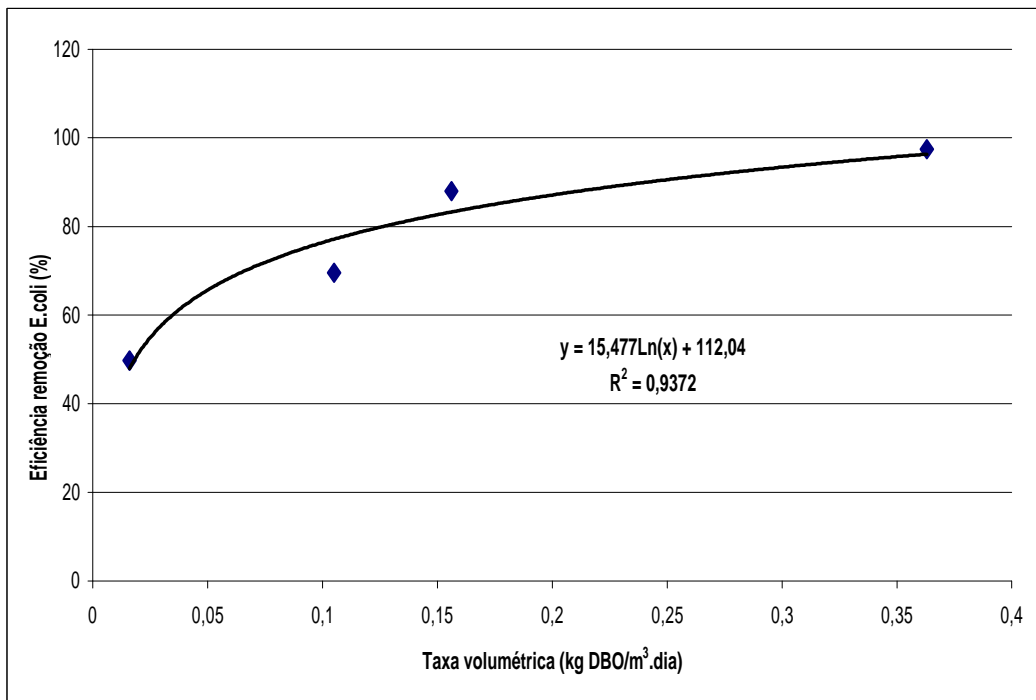


Figura 21 – Eficiência de remoção de *E.coli* x taxa orgânica volumétrica de DBO, Granja A.

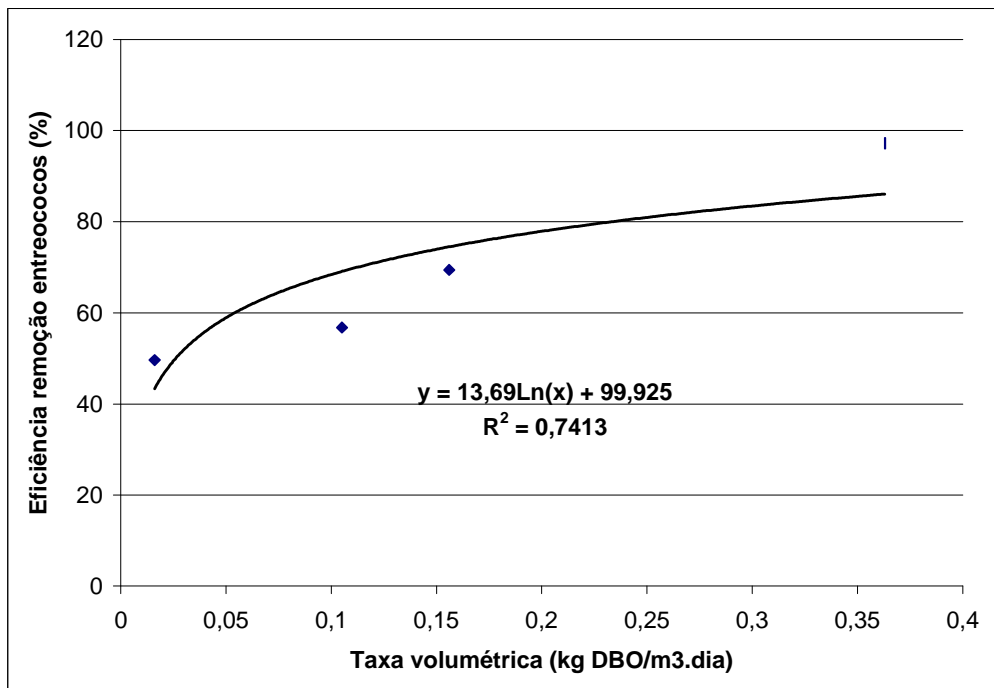


Figura 22 – Eficiência de remoção de enterococos x taxa orgânica volumétrica de DBO, Granja A.

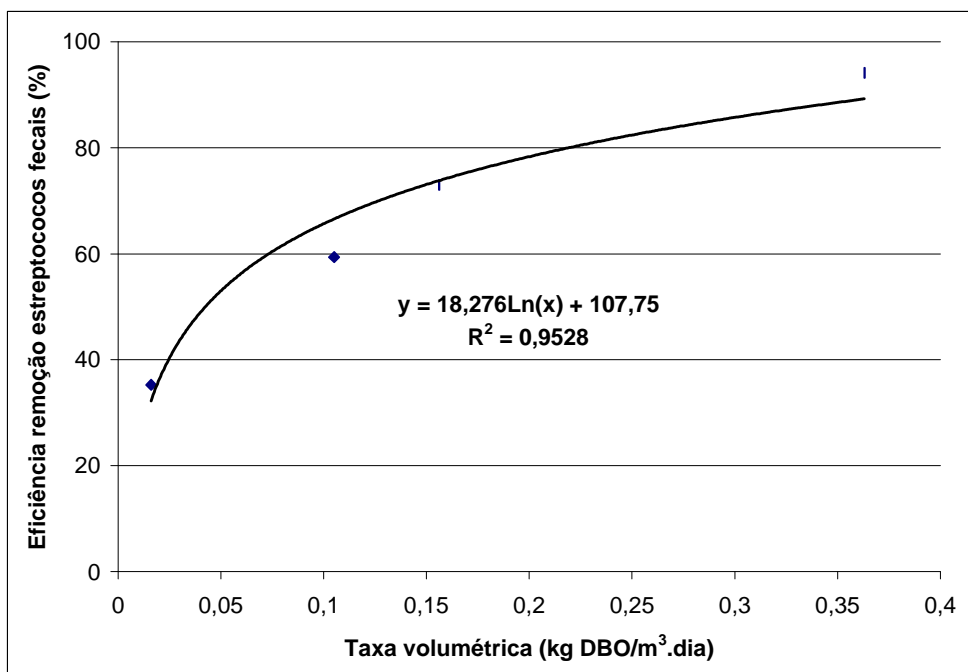


Figura 23 – Eficiência de remoção de estreptococos fecais x taxa orgânica volumétrica de DBO, Granja A.

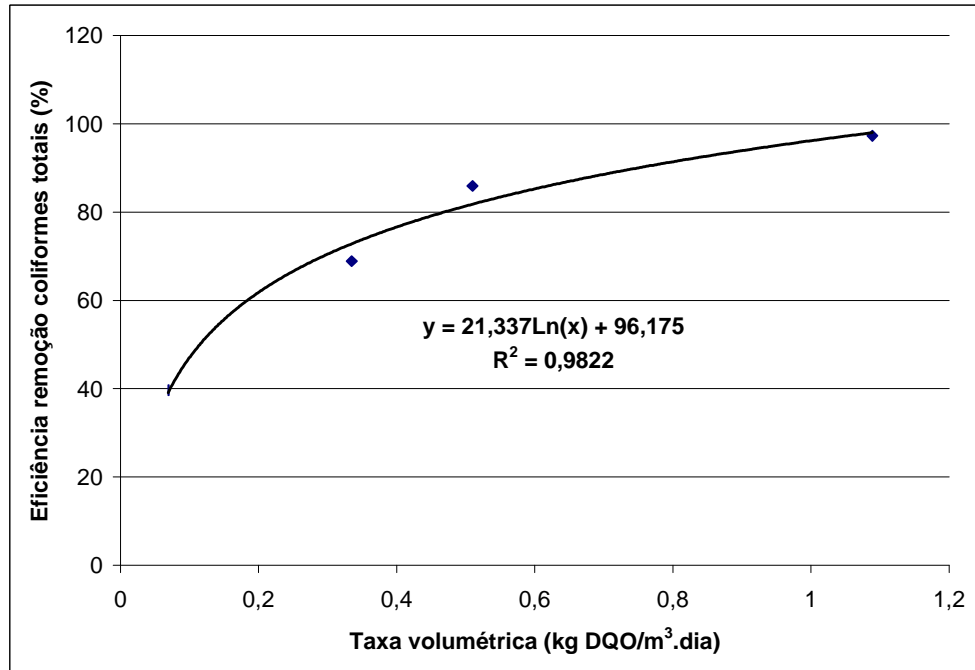


Figura 24 – Eficiência de remoção de coliformes x taxa orgânica volumétrica de DQO, Granja A.

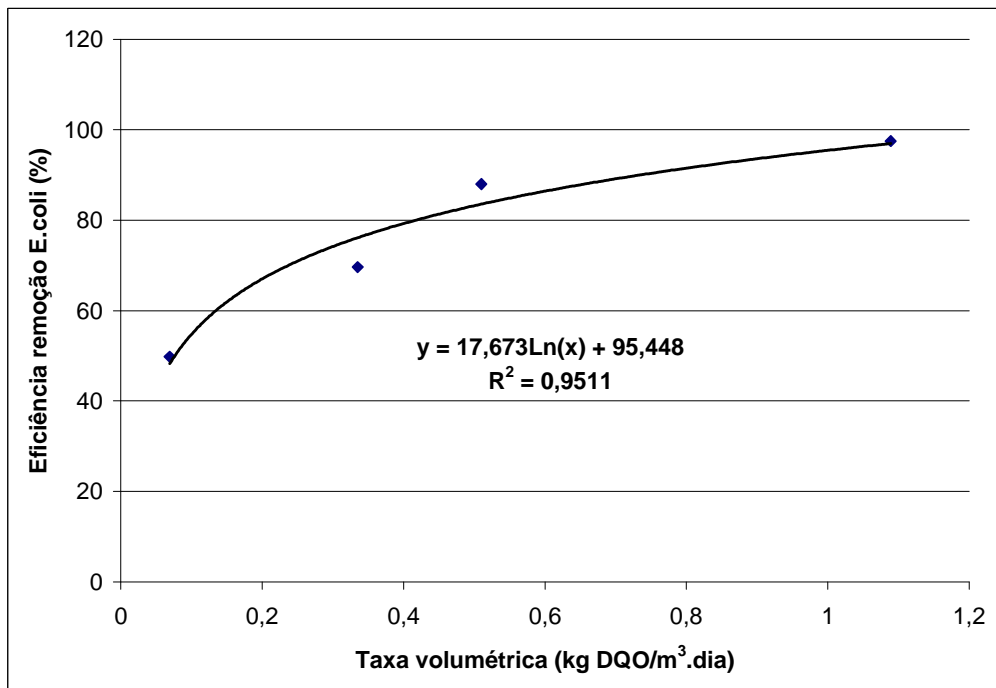


Figura 25 – Eficiência de remoção de *E.coli* taxa orgânica volumétrica de DQO, Granja A.

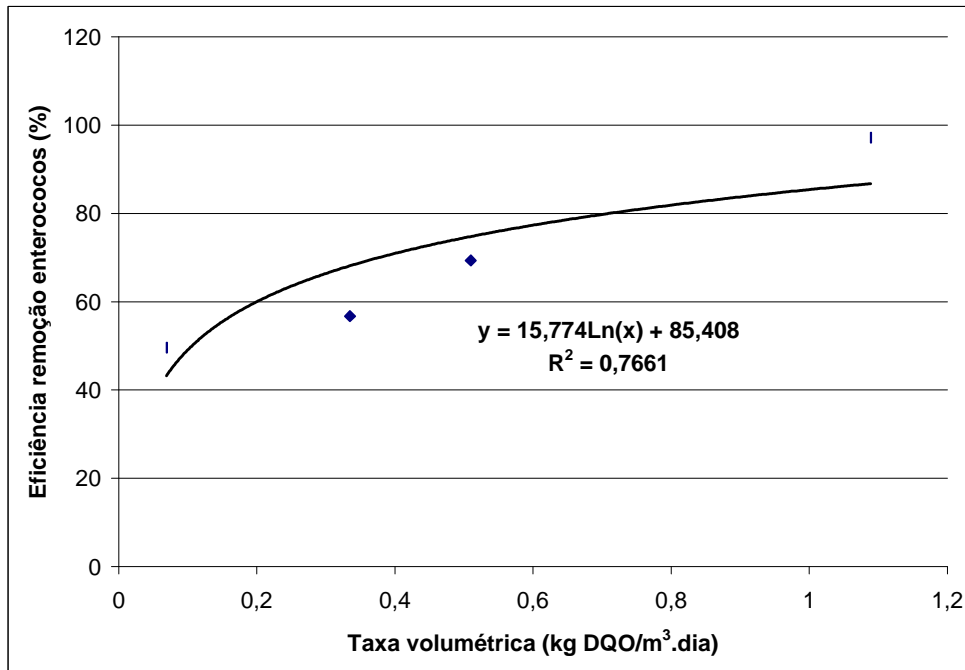


Figura 26 – Eficiência de remoção de enterococos x taxa orgânica volumétrica de DQO, Granja A.

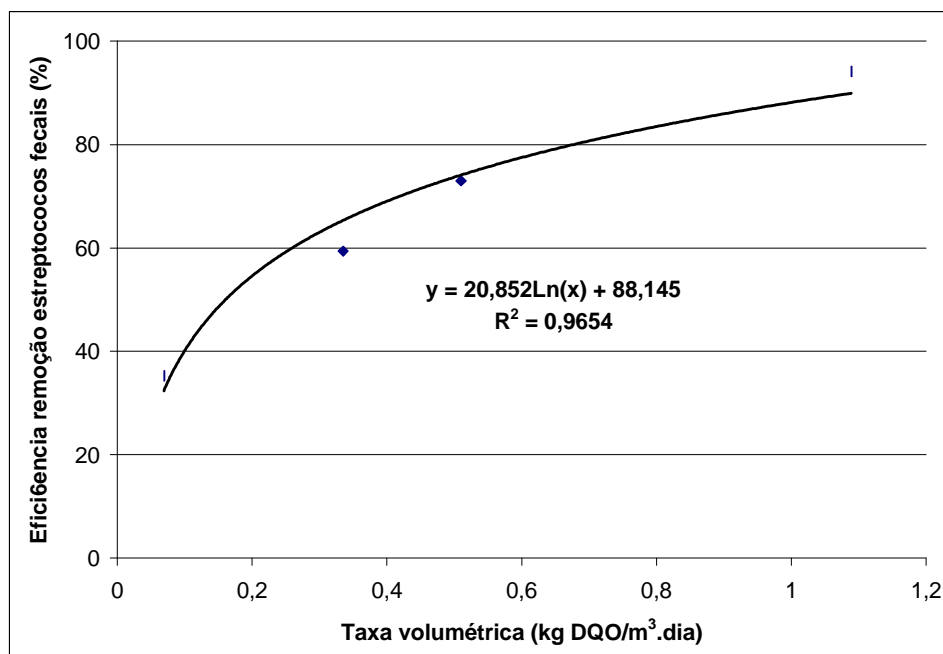


Figura 27 – Eficiência de remoção de estreptococos fecais x taxa orgânica volumétrica de DQO, Granja A.

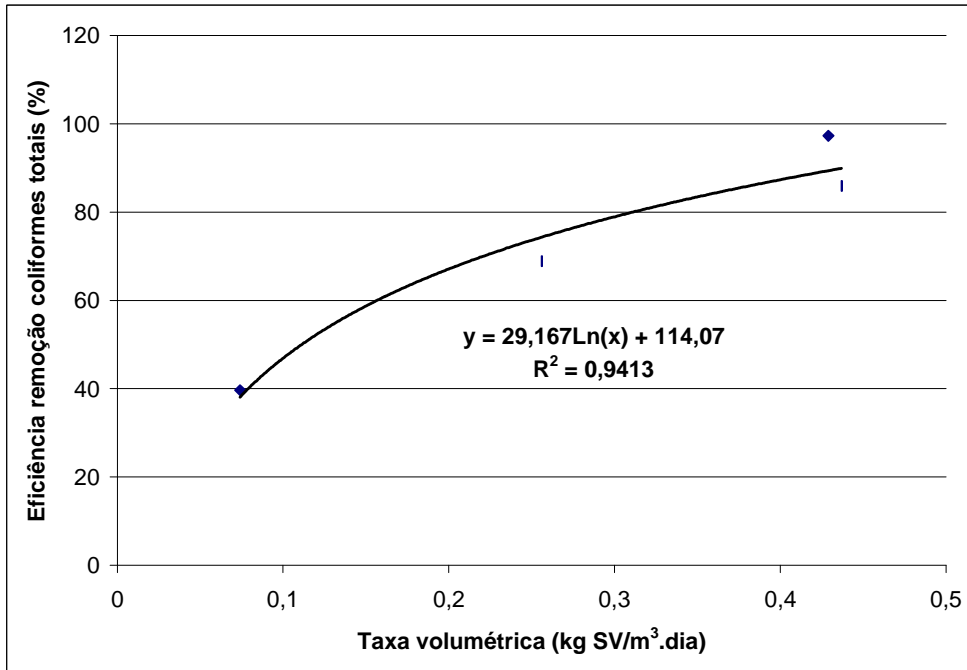


Figura 28 – Eficiência de remoção de coliformes totais x taxa orgânica volumétrica de SV, Granja A.

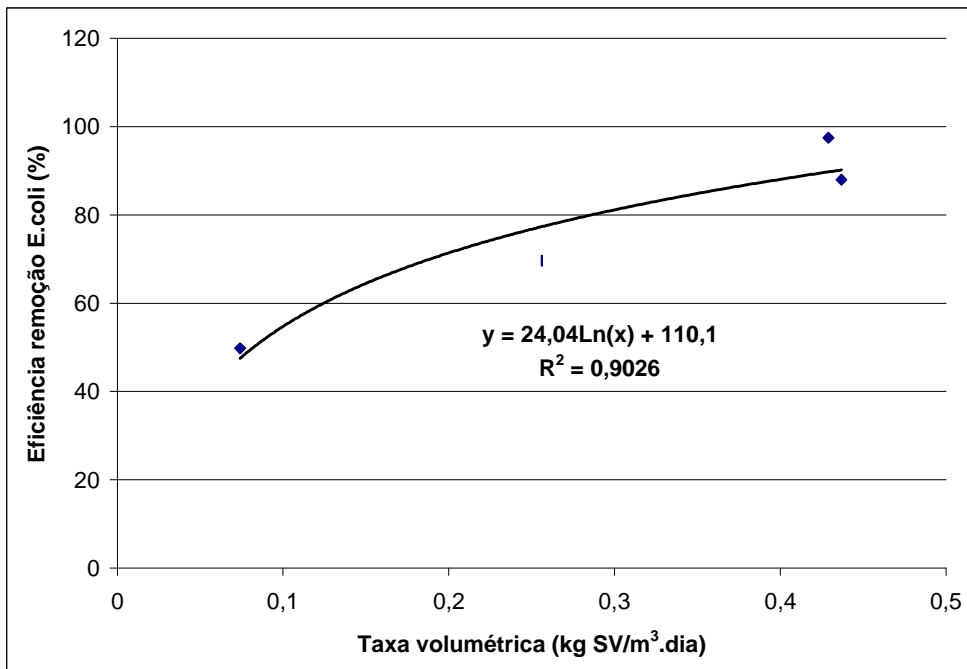


Figura 29 – Eficiência de remoção de *E.coli* x taxa orgânica volumétrica de SV, Granja A.

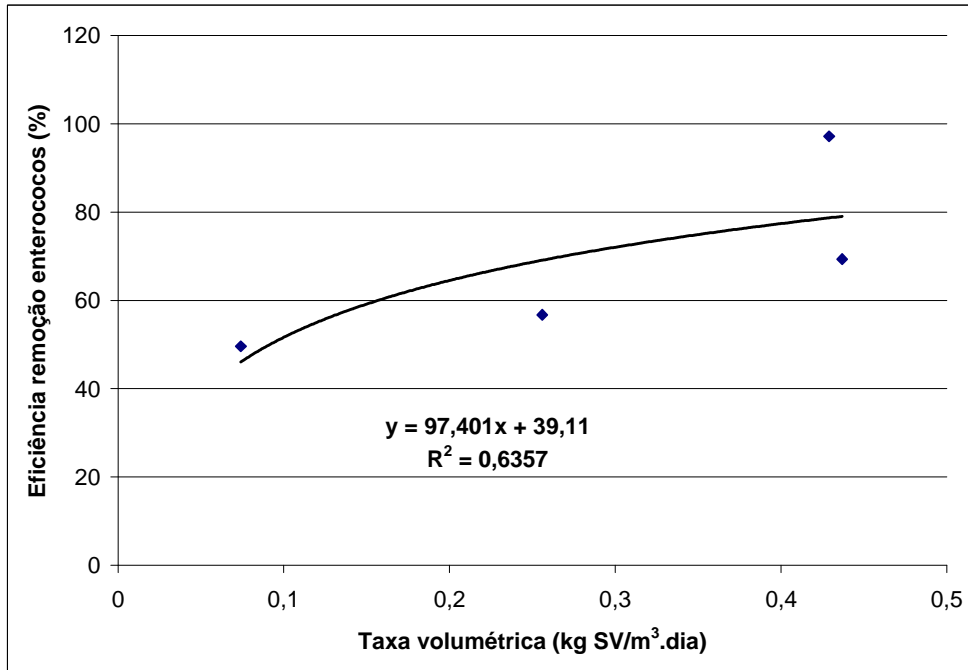


Figura 30 – Eficiência de remoção de enterococos x taxa orgânica volumétrica de SV, Granja A.

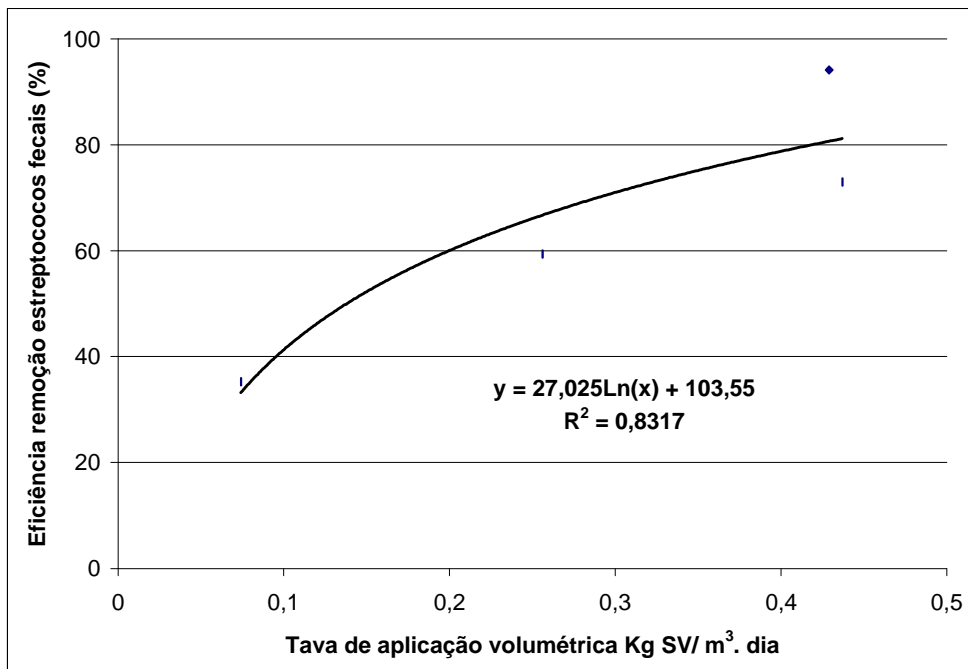


Figura 31 – Eficiência de remoção de estreptococos fecais taxa orgânica volumétrica de SV, Granja A.

Em séries de lagoas tratando esgotos sanitários, em geral, admite-se o contrário do observado neste estudo, ou seja, a remoção bacteriana é mais acentuada à medida em que a carga orgânica diminui (SAQQAR & PESCOD, 1992; ALMASI & PESCOD, 1995). Entretanto, esta observação deve ser entendida no sentido de que, em uma série de lagoas, incluindo anaeróbias, facultativas e de maturação, a diminuição da carga orgânica reflete, dentre outros aspectos, o estabelecimento, cada vez mais favorável, do ambiente propício à remoção de bactérias: melhor penetração da luz solar na massa d'água, menor produção de CO₂ e consumo de OD, como resultado da degradação da matéria orgânica, maior atividade fotossintética, elevação do pH, etc. ALMASI & PESCOD (1995) chegam a afirmar que a elevação de taxas de aplicação volumétricas (0,03–0,1kg DBO/m³.dia), alterando o ambiente da lagoa de “anóxico” para anaeróbio, resulta em redução da remoção de *E.coli* e *Streptococos faecalis* (sic), uma vez que “condições anaeróbias são mais favoráveis à sobrevivência” destes organismos. Não se questiona esta afirmação. Entretanto, depara-se aqui com uma situação bem diferente: um dejetos de composição bastante distinta, tratado em uma série de lagoas recebendo cargas orgânicas elevadas, todas, aparentemente, ao menos periodicamente, em condições anaeróbias.

É de se supor, portanto, a influência de outros fatores para explicar a tendência observada de decaimento bacteriano, com destaque para a elevada remoção na primeira lagoa anaeróbia, superior ao usualmente esperado neste tipo de lagoas tratando esgotos sanitários. De início, há que se registrar o elevado TDH destas lagoas, principalmente da primeira (18 dias), o que em si é favorável ao decaimento bacteriano. Entretanto, o TDH em si não explica a tendência de remoção observada no restante da série. Diante dos resultados dos estudos de regressão, poder-se-ia especular sobre efeitos tóxicos decorrentes da aplicação de elevadas cargas orgânicas e das reações que ocorreriam em um ambiente anaeróbio, por exemplo, redução de sulfatos, intensa amonificação, redução de nitratos ou produção de nitritos em um ambiente eventualmente oscilante entre estritamente anaeróbio e anóxico.

Como já destacado no item 2.4.5.2, PEARSON *et al.* (1993) registram que a concentração de sulfeto mostrou-se determinante na remoção de *V. cholerae* e

ALMASI & PESCOD (1995) encontraram associação entre as cargas afluentes de sulfato + sulfeto com a remoção de *Streptococcus faecalis*. Cabe ainda notar que TAMÁSI (1981) sugere a ocorrência de efeitos tóxicos da desnitrificação em populações de *Salmonella typhimurium* e *E. coli* em solos. Embora na literatura pesquisada não tenham sido encontrados registros de efeitos tóxicos diretos da amônia, não se quer de todo descartar esta hipótese, em vista das elevadíssimas concentrações nas lagoas (Tabela 47).

Infelizmente os resultados deste estudo não foram devidamente cercados por outras variáveis de controle, por exemplo, o acompanhamento dos teores de sulfatos ou da dinâmica do nitrogênio nas lagoas. Por ora, fica o registro de que lagoas anaeróbias tratando dejetos de suínos podem ser eficientes na remoção bacteriana, desde que devidamente otimizadas para tanto, e que as taxas de aplicação de matéria orgânica parecem exercer papel fundamental, ainda que indireto. Deve-se, entretanto, enfatizar que o exercício acima apenas revela a influência das taxas de aplicação volumétricas de DBO e DQO na remoção bacteriana, sem se fixar na relação matemática, uma vez que as mesmas são baseadas em um banco de dados restrito.

Como já destacado, o fraco desempenho da lagoa facultativa suscita dúvidas sobre seu real funcionamento. Se facultativa ou anaeróbia, em todo caso, a lagoa não parece ter seu funcionamento otimizado, o que, em vista do exposto, ajuda a explicar seu desempenho. Por fim, registra-se que outros autores observaram também elevada remoção de coliformes em lagoas anaeróbias de dejetos de suínos, embora não tenham também melhor elucidada a questão (COSTA *et al.*, 1997a) (ver item 2.4.5.2).

4.3.2. Granja B

□ Resultados do monitoramento bacteriológico

Nas tabelas 50 a 53 é apresentada a estatística descritiva dos resultados do monitoramento ao longo do sistema de tratamento da granja, referente a 11 eventos de amostragem, de junho de 2002 a junho de 2003, com alguma variação dentre os quatro indicadores analisados. O banco de dados completo é apresentado anexo.

Tabela 50 – Coliformes totais (NMP/100 mL), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
MédiaGeom.	$3,66 \times 10^7$	$1,37 \times 10^6$	$2,29 \times 10^5$	$6,94 \times 10^4$	$2,98 \times 10^4$	$4,57 \times 10^4$
Desvio padrão	$5,58 \times 10^7$	$1,59 \times 10^7$	$1,76 \times 10^6$	$1,37 \times 10^5$	$4,71 \times 10^5$	$6,55 \times 10^4$
Mediana	$3,50 \times 10^7$	$1,30 \times 10^6$	$2,30 \times 10^5$	$1,30 \times 10^5$	$3,50 \times 10^4$	$9,20 \times 10^4$
Max	$1,60 \times 10^8$	$5,40 \times 10^7$	$5,40 \times 10^6$	$4,90 \times 10^5$	$1,60 \times 10^6$	$1,60 \times 10^5$
Min	$4,90 \times 10^6$	$1,80 \times 10^5$	$1,80 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$7,80 \times 10^2$	$3,30 \times 10^3$
1ºquartil	$2,18 \times 10^7$	$7,40 \times 10^5$	$1,39 \times 10^5$	$4,65 \times 10^4$	$8,00 \times 10^3$	$2,40 \times 10^4$
3ºquartil	$7,30 \times 10^7$	$2,20 \times 10^6$	$7,95 \times 10^5$	$1,30 \times 10^5$	$8,55 \times 10^4$	$1,55 \times 10^5$
CV(%)	152,45	1162,80	767,62	197,56	1581,64	143,36

DB: dejetto bruto, RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Tabela 51 – *E. coli* (NMP/100 mL), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
MédiaGeom.	$1,61 \times 10^7$	$5,97 \times 10^5$	$1,35 \times 10^5$	$4,41 \times 10^4$	$5,86 \times 10^3$	$3,34 \times 10^3$
Desvio padrão	$4,81 \times 10^7$	$7,84 \times 10^6$	$7,51 \times 10^5$	$1,16 \times 10^5$	$1,52 \times 10^4$	$7,07 \times 10^3$
Mediana	$2,40 \times 10^7$	$4,50 \times 10^5$	$1,70 \times 10^5$	$4,90 \times 10^4$	$4,90 \times 10^3$	$2,20 \times 10^3$
Max	$1,60 \times 10^8$	$2,40 \times 10^7$	$2,40 \times 10^6$	$3,30 \times 10^5$	$4,90 \times 10^4$	$1,70 \times 10^4$
Min	$6,80 \times 10^5$	$1,80 \times 10^5$	$1,80 \times 10^3$	$6,80 \times 10^3$	$1,30 \times 10^3$	$6,80 \times 10^2$
1ºquartil	$1,70 \times 10^7$	$2,00 \times 10^5$	$1,30 \times 10^5$	$1,70 \times 10^4$	$2,70 \times 10^3$	$1,40 \times 10^3$
3ºquartil	$3,50 \times 10^7$	$7,80 \times 10^5$	$4,90 \times 10^5$	$1,30 \times 10^5$	$1,30 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$
CV(%)	299,38	1313,57	557,14	263,90	258,79	211,83

DB: dejetto bruto, RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Tabela 52 – Enterococos(UFC/100 mL), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
MédiaGeom.	$9,27 \times 10^6$	$3,51 \times 10^5$	$1,04 \times 10^5$	$6,49 \times 10^4$	$3,53 \times 10^4$	$2,43 \times 10^4$
Desvio padrão	$3,05 \times 10^7$	$2,62 \times 10^5$	$1,35 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	$8,15 \times 10^4$	$1,85 \times 10^4$
Mediana	$1,52 \times 10^7$	$4,64 \times 10^5$	$1,29 \times 10^5$	$6,70 \times 10^4$	$3,60 \times 10^4$	$3,25 \times 10^4$
Max	$9,00 \times 10^7$	$7,20 \times 10^5$	$4,00 \times 10^5$	$3,52 \times 10^5$	$2,19 \times 10^5$	$5,84 \times 10^4$
Min	$3,20 \times 10^5$	$7,60 \times 10^4$	$3,36 \times 10^4$	$1,38 \times 10^4$	$4,10 \times 10^3$	$6,64 \times 10^3$
1ºquartil	$6,79 \times 10^6$	$3,20 \times 10^5$	$5,40 \times 10^4$	$4,43 \times 10^4$	$1,57 \times 10^4$	$1,80 \times 10^4$
3ºquartil	$3,11 \times 10^7$	$6,60 \times 10^5$	$1,58 \times 10^5$	$1,14 \times 10^5$	$1,21 \times 10^5$	$4,16 \times 10^4$
CV(%)	329,23	74,46	129,83	169,28	231,24	76,22

DB: dejetto bruto, RA: efluente do reator anaeróbio; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Tabela 53 – Estreptococos fecais(UFC/100 mL), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
MédiaGeom.	$4,91 \times 10^6$	$1,86 \times 10^5$	$6,73 \times 10^4$	$3,22 \times 10^4$	$1,74 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$
Desvio padrão	$2,31 \times 10^7$	$2,22 \times 10^5$	$2,26 \times 10^5$	$4,36 \times 10^4$	$7,71 \times 10^4$	$1,44 \times 10^4$
Mediana	$1,26 \times 10^7$	$4,40 \times 10^5$	$5,60 \times 10^4$	$4,17 \times 10^4$	$2,37 \times 10^4$	$2,03 \times 10^4$
Max	$5,68 \times 10^7$	$4,80 \times 10^5$	$6,00 \times 10^5$	$1,09 \times 10^5$	$2,02 \times 10^5$	$3,28 \times 10^4$
Min	$1,90 \times 10^5$	$1,90 \times 10^4$	$2,24 \times 10^4$	$9,20 \times 10^3$	$1,88 \times 10^3$	$1,66 \times 10^3$
1ºquartil	$1,28 \times 10^6$	$1,16 \times 10^5$	$2,80 \times 10^4$	$1,29 \times 10^4$	$4,80 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$
3ºquartil	$1,64 \times 10^7$	$4,80 \times 10^5$	$9,30 \times 10^4$	$8,30 \times 10^4$	$6,38 \times 10^4$	$3,08 \times 10^4$
CV(%)	470,22	119,22	335,61	135,62	442,36	139,20

DB: dejetto bruto, RA: efluente do reator anaeróbio; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Assim como para a Granja A, para facilitar a discussão comparativa, os resultados são rearranjados na Tabela 54 e Figura 32.

Tabela 54 – Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja B.*

Unidade	Coliformes totais	E .coli	Enterococos	Estreptococos fecais.
DB	$3,66 \times 10^7$	$1,61 \times 10^7$	$9,27 \times 10^6$	$4,91 \times 10^6$
RA	$1,37 \times 10^6$	$5,97 \times 10^5$	$3,51 \times 10^5$	$1,86 \times 10^5$
LF1	$2,29 \times 10^5$	$1,35 \times 10^5$	$1,04 \times 10^5$	$6,73 \times 10^4$
LF2	$6,94 \times 10^4$	$4,41 \times 10^4$	$6,49 \times 10^4$	$3,22 \times 10^4$
LF3	$2,98 \times 10^4$	$5,86 \times 10^3$	$3,53 \times 10^4$	$1,74 \times 10^4$
LF4	$4,57 \times 10^4$	$3,34 \times 10^3$	$2,43 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$

Nota: * médias geométricas (NMP OU UFC /100 mL)

DB: dejetto bruto, RA: efluente do reator anaeróbio; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Confirmando os resultados da Granja A, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de coliformes e estreptococos nas amostras de dejetos bruto (Tabela 55). Apenas a diferença de contagens entre coliformes totais e enterococos ficou próxima ao limite de significância. Em virtude do limitado número de amostras, e variado para cada organismo, a análise estatística foi realizada também para o conjunto dos dados permanecendo a ausência de diferenças significativas entre a concentração dos quatro indicadores.

Tabela 55 - Avaliação comparativa entre as concentrações de organismos indicadores no dejetos bruto, Granja B.

Parâmetro	Teste t	
	t	p
Coliformes totais x <i>E.coli</i>	1,0159	0,3231
Coliformes totais x enterococos	1,9753	0,0468
Coliformes totais x estreptococos	1,9392	0,0728
<i>E.coli</i> x enterococos	0,9496	0,3573
<i>E.coli</i> x estreptococos	0,7929	0,4432
enterococos x estreptococos	- 0,0483	0,9624

diferença significativa p < 0,05

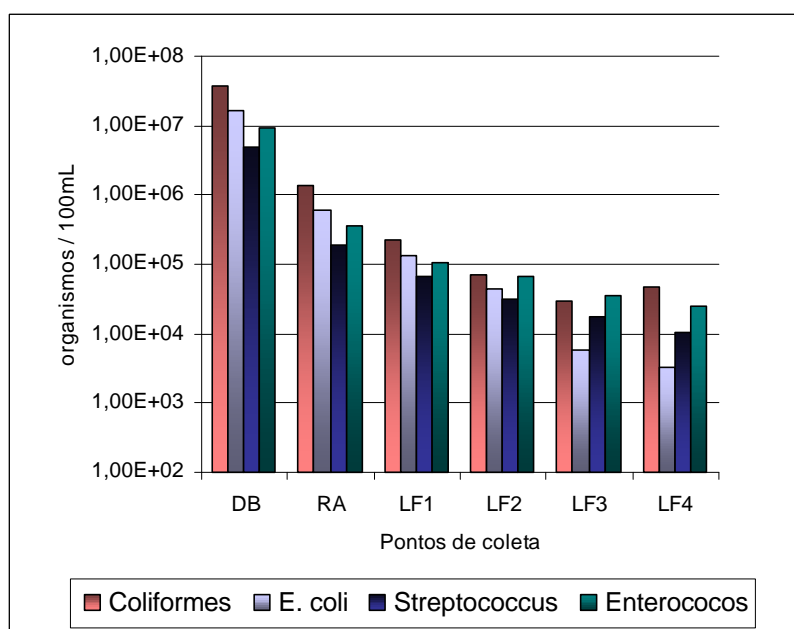


Figura 32 – Organismos indicadores ao longo do sistema de tratamento, Granja B.

De maneira análoga ao observado no sistema de tratamento da Granja A, o decaimento de todos os organismos indicadores mostrou-se similar.

O efluente final, com TDH acumulado de 122,5 dias, apresenta concentrações da ordem de 10^4 coliformes totais, estreptococos e enterococos/100 mL e 10^3 *E.coli*/100 mL. Depara-se, portanto, com resultados muito piores do que o usualmente esperado em lagoas facultativas e de maturação tratando esgotos sanitários (von SPERLING *et al.*, 2003).

Com base nos dados médios, a eficiência de remoção, por microrganismo, no sistema de tratamento é a seguinte:

Tabela 56 - Eficiência de remoção (%) de organismos indicadores, Granja B.

Organismo	RA	LF1	LF2	LF3	LF4	Total	Total lagoas
Coliformes totais	96,26	83,32	70,74	57,05	- 53,35	99,88	96,67
<i>E. coli</i>	96,48	77,39	67,33	86,71	42,41	99,98	99,44
Enterococos	96,21	70,37	37,60	45,61	31,16	99,74	93,08
Estreptococos fecais	96,21	63,82	52,15	45,96	40,81	99,79	94,46

RA: reator aneróbioF LAi: lagoas facultativas; Total: remoção total no sistema de tratamento; Total lagoas: remoção no sistema de lagoas

Em geral, a eficiência total apresentada pelo sistema de tratamento foi um pouco superior a $2 \log_{10}$ de remoção, ou 99%; no sistema de lagoas entre 1- $2 \log_{10}$ (93 - 96%). A exceção fica por conta da remoção de *E.coli*, um pouco superior: 99,98 % no sistema de tratamento e 99,44 % no sistema de lagoas. Portanto, de forma um pouco mais nítida que no caso da Granja A, os resultados confirmam sugestões de que os enterococos são mais resistentes que os coliformes e de que coliformes totais são mais resistentes que *E.coli* (McFETERS *et al.*, 1974; CURTIS, 1985; BASTOS *et al.*, 2002).

Para esgotos sanitários, admite-se cerca de $1 \log_{10}$ (90%) de remoção de coliformes em reatores anaeróbios (von SPERLING *et al.*, 2003). Observa-se aqui algo consistente com esta informação, uma vez que a remoção, um pouco superior e em torno de 96%, refere-se à remoção acumulada no tanque de equalização, decantador e reator anaeróbio (ver item 2). Não obstante, é de se observar que o TDH do reator (5,87 dias) é bem superior ao usualmente adotado

para o tratamento de esgotos sanitários, em torno de 6 horas (CHERNICHARO, 1997). Mais uma vez, é de se especular sobre os efeitos da exposição dos microrganismos, por períodos prolongados, a um ambiente anaeróbio caracterizado por elevada carga orgânica volumétrica.

De forma geral, destacam-se as seguintes tendências para todos os indicadores analisados: eficiência maior de remoção na primeira lagoa e muito fraca na última lagoa; nas lagoas intermediárias, verificam-se oscilações de desempenho.

Pouquíssimo usual é o resultado médio de remoção de coliformes totais na última lagoa: negativo. Interpretado literalmente, ou melhor, numericamente, este resultado indicaria crescimento de coliformes na última lagoa. Face ao inusitado deste resultado, somente cabem especulações. De início, cabe registrar que o valor médio de remoção negativa não resulta de “pontos fora da curva”, pois de um total de onze eventos de amostragem, em oito foram registradas remoção nula ou negativa (Apêndice). Os resultados dos demais indicadores demonstram uma eficiência de remoção muito reduzida, sugerindo, portanto, condições ambientais propícias à manutenção de populações bacterianas. Especula-se assim, que as mesmas condições possam ter propiciado o desenvolvimento da população de coliformes totais. Ao menos em águas superficiais de clima tropical há indícios da reprodução de coliformes totais (CARRILLO *et al.*, 1985; SANTIAGO-MERCADO & HAZEN, 1987). Excluindo a hipótese de reprodução de coliformes, o resultado deve ser interpretado como decorrente de imprecisões de enumeração, mas, de toda maneira, como um indicativo de remoção negligível na última lagoa.

Na Tabela 57, são apresentados os valores médios de Kb_{20} , calculados a partir dos coeficientes determinados para cada evento de amostragem e convertidos para a temperatura de 20°C, de acordo com as equações especificadas no item 2.4.2. Os coeficientes para fluxo disperso não foram calculados devido às formas totalmente irregulares das lagoas e, portanto, às dificuldades de estimativa do número de dispersão.

Apenas a título de exercício, apresentam-se na Tabela 58 os coeficientes estimados para as lagoas em estudo (K_{b20}), de acordo com os critérios de von SPERLING (2002). Para efeito de cálculo, arbitrou-se $d = 1$, o que parece razoável ao menos para as duas primeiras lagoas.

Tabela 57 - Coeficientes de decaimento bacteriano, mistura completa, Granja B.

Organismo/ unidade	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Enterococos	Estreptococos fecais
LF1	0,40	0,28	0,19	0,14
LF2	0,07	0,06	0,05	0,03
LF3	0,03	0,15	0,02	0,02
LF4	(-)	0,02	0,01	0,02

LFi: lagoas facultativas; MC: mistura completa.

Tabela 58 - Coeficientes de decaimento bacteriano, segundo von SPERLING (2002).

Unidade	MC	FD
LF1	1,05	0,46
LF2	1,88	0,35
LF3	1,56	0,29
LF4	1,82	0,33

LFi: lagoas facultativas; MC: mistura completa; FD: fluxo disperso

Ainda que se considere o caráter meramente aproximativo do exercício acima, o claro contraste entre os coeficientes calculados para as lagoas em estudo e os coeficientes estimados, sugere a interferência de outros fatores além do TDH e da profundidade das lagoas (a profundidade das lagoas em estudo é a mesma: 1,30).

Na busca de explicações mais consistentes, incluem-se, nas Tabelas 59 a 66, e Figura 33, dados de monitoramento físico-químico do sistema de tratamento da Granja B (BASTOS & SOUZA, 2003).

□ **Parâmetros físico químicos**

Tabela 59 – pH, estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
Média	7,00	7,19	7,31	7,68	7,92	8,10
Desvio padrão	0,64	0,51	0,46	0,66	0,54	0,50
Mediana	7,06	7,47	7,55	8,00	8,19	8,39
Max	7,98	7,65	7,73	8,29	8,42	8,50
Min	6,00	6,30	6,62	6,69	7,00	7,17
1ºquartil	6,67	6,97	7,03	7,23	7,61	7,88
3ºquartil	7,31	7,49	7,61	8,17	8,30	8,45
CV(%)	9,18	7,08	6,31	8,62	6,87	6,12

DB: dejetos bruto, RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Tabela 60 – OD (mg/L), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
Média	0,26	0,14	1,18	5,10	6,26	9,09
Desvio padrão	0,49	0,30	1,60	11,13	13,04	12,44
Mediana	0,00	0,00	0,21	0,20	0,00	0,74
Max	1,13	0,68	3,51	25,00	29,54	26,39
Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1ºquartil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3ºquartil	0,19	0,00	2,20	0,30	1,74	18,30
CV(%)	186,00	223,61	134,84	218,14	208,41	136,92

DB: dejetos bruto, RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Tabela 61 – Temperatura (°C), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
Média	24,2	25,4	24,9	26,0	24,6	25,5
Desvio padrão	1,8	2,1	2,4	3,6	3,7	3,7
Mediana	24,0	26,0	25,1	26,1	24,2	26,9
Max	26,4	28,4	28,7	31,3	30,6	29,4
Min	22,0	22,0	22,0	20,5	20,0	19,0
1ºquartil	22,8	24,3	23,0	24,3	22,3	23,6
3ºquartil	25,7	26,6	26,1	27,8	26,4	28,1
CV(%)	7,50	8,42	9,74	13,90	15,11	14,38

DB: dejetos bruto, RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas.

Tabela 62 - N-NH₃(mg/L), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	DEC	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
Média	652	1167	1222	983	672	312	188
Desvio padrão	300	310	355	424	265	105	102
Mediana	46	27	29	43	39	34	54
Max	584	1226	1243	966	763	319	162
Min	1176	1509	1616	1565	983	463	396
1ºquartil	302	414	468	400	232	136	67
3ºquartil	426	1182	1147	707	442	268	135
CV(%)	730,8	1274	1452,5	1340,5	812	378,35	240,8

DB: dejetos brutos; DEC: efluente decantador; RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas

Tabela 63 - N-org (mg/L), estatística descritiva, Granja B.

Parâmetro	DB	DEC	RA	LF1	LF2	LF3	LF4
Média	117	137	54	38	27	15	18
Desvio padrão	87	222	45	25	21	12	18
Mediana	88	56	53	25	27	15	13
Max	294	678	118	78	54	38	56
Min	34	6	0	11	3	1	0
1ºquartil	71	41	24	21	10	4	8
3ºquartil	131	107	81	55	43	20	24
CV(%)	74,25	162,1	82,24	64,92	77,42	82,35	98,25

DB: dejetos brutos; DEC: efluente decantador; RA: efluente do reator anaeróbico; LFi: efluente das lagoas facultativas

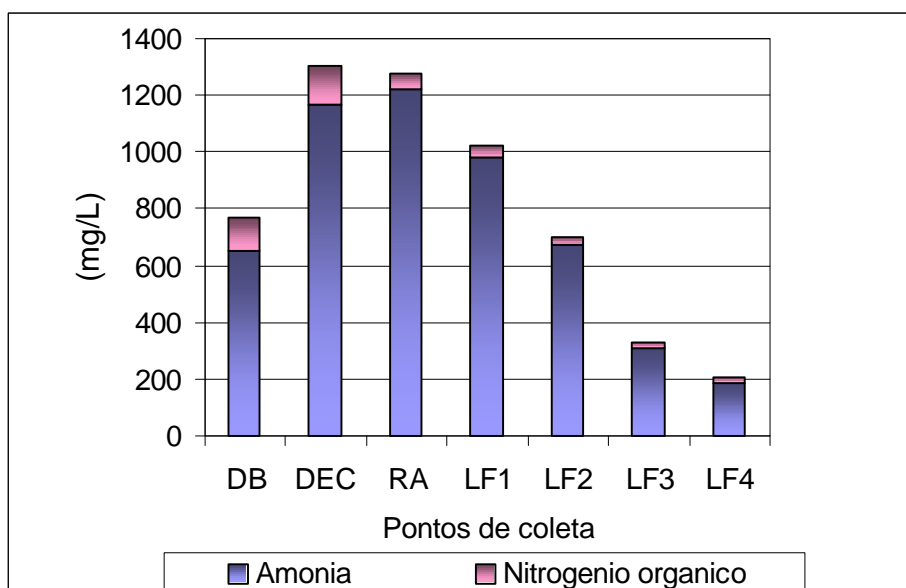


Figura 33 – Amônia e nitrogênio orgânico. Granja B.

Tabela 64 - Taxas de aplicação de DBO, sistema de lagoas, Granja B.

Lagoa	Carga orgânica (kg DBO/dia)	Taxa superficial (kg DBO/ha.dia)	Taxa volumétrica (kg DBO/m ³ .dia)
Facultativa 1	26,7	388,0	0,030
Facultativa 2	13,0	73,0	0,006
Facultativa 3	10,4	43,1	0,003
Facultativa 4	7,9	41,3	0,003

Tabela 65 - Taxas de aplicação de DQO, sistema de lagoas, Granja B.

Lagoa	Carga orgânica (kg DQO/dia)	Taxa superficial (kg DQO/ha.dia)	Taxa volumétrica (kg DQO/m ³ .dia)
Facultativa 1	232,0	3369,4	0,259
Facultativa 2	183,3	1032,3	0,079
Facultativa 3	134,4	559,4	0,043
Facultativa 4	91,7	478,0	0,037

Tabela 66 - Taxas de aplicação de SV, sistema de lagoas, Granja B.

Lagoa	Carga de sólidos (kg SV/dia)	Taxa superficial (kg SV/ha.dia)	Taxa volumétrica (kg SV/m ³ .dia)
Facultativa 1	155,0	2251,2	0,173
Facultativa 2	126,8	714,0	0,055
Facultativa 3	100,6	418,8	0,032
Facultativa 4	93,3	486,8	0,037

A evolução dos valores de pH, elevação ao longo da série, parece coerente com a concepção do sistema – lagoas facultativas em série. O mesmo poderia ser dito em relação ao OD, ao menos a julgar pelos valores médios. Entretanto, observando os valores das medianas e dos primeiros quartis, percebem-se oscilações entre condições anaeróbias e aeróbias (note-se que os resultados referem-se sempre a amostras pontuais coletadas na parte da manhã, entre 10:00 e 12:00 h).

As taxas de aplicação volumétricas de DBO e DQO à primeira lagoa são, respectivamente, próximas aos valores mais baixos e alguns dos freqüentemente empregados em lagoas anaeróbias de dejetos de suínos (ver itens 2.4.4.1. e 2.4.4.2), porém abaixo do usualmente recomendado para esgotos sanitários. Nas lagoas subseqüentes, as taxas volumétricas de DBO e DQO são relativamente baixas para lagoas anaeróbias. Entretanto, a taxa de aplicação superficial de DBO à primeira lagoa é bem elevada para as condições locais. Mais elevadas ainda são as taxas de aplicação superficiais de DQO, principalmente às primeiras lagoas da série, o que revela a elevadíssima relação DQO/DBO ao longo do tratamento. Das

taxas de aplicação às duas últimas lagoas, depreende-se que as mesmas apresentam um desempenho muito fraco na remoção de matéria orgânica, fato comprovado por BASTOS & SOUZA (2003).

Em conjunto, as observações acima permitem levantar dúvidas sobre o bom funcionamento das lagoas em questão como lagoas facultativas.

Em relação à dinâmica do nitrogênio, observa-se uma intensa produção de amônia no decantador e no reator, de certa forma, bem absorvida na série de lagoas. Entretanto, os teores de amônia em todas as lagoas são bem superiores aos encontrados em lagoas tratando esgotos sanitários.

□ **Discussão dos resultados de remoção bacteriana**

Assim como para a Granja A, a fim de melhor discutir a remoção bacteriana no sistema de lagoas, foram realizados estudos de regressão entre as taxas superficiais e volumétricas de DBO, DQO e SV e a eficiência de remoção dos quatro organismos indicadores.

Como os estudos de regressão já foram devidamente ilustrados na discussão dos resultados da Granja A, optou-se por apresentar os resultados da Granja B sem a ilustração gráfica (Tabela 67). Além do já justificado na discussão dos resultados da Granja A, o porque da escolha da eficiência de remoção como variável de estudo, cabe destacar que neste caso optou-se por testar as taxas de aplicação superficiais e volumétricas, dadas as incertezas sobre a real natureza das lagoas em estudo, tidas “oficialmente” como facultativas.

Os resultados bastante similares de associação da remoção bacteriana com as taxas de aplicação superficiais e volumétricas reforçam a suspeição do mau funcionamento das lagoas como facultativas.

Para coliformes totais nota-se uma tendência de associação positiva entre cargas orgânicas, volumétricas e superficiais, e a eficiência de remoção. Entretanto, resultados com melhor coeficiente de determinação foram obtidos com a exclusão dos resultados atípicos da última lagoa. Neste caso, regressões logarítmicas expressaram os melhores resultados, muito embora regressões lineares tenham mostrado também coeficientes de determinação elevados.

Em relação a *E. coli*, não se obteve qualquer associação nítida, provavelmente devido à elevada remoção na terceira lagoa.

Tabela 67 – Testes de regressão, eficiência da remoção bacteriana x taxas de aplicação de matéria orgânica, Granja B.

Variáveis	Equação	R ²
Coliformes totais		
Coliformes totais x Ls DBO	E (%) = 10,884 Ln (Ls) + 19,522	0,9033
Coliformes totais x Ls DQO	E (%) = 14,091 Ln (Ls) – 30,920	0,9583
Coliformes totais x Ls SV	E (%) = 14,877 Ln (Ls) – 30,342	0,9470
Coliformes totais x Lv DBO	E (%) = 10,776 Ln (Lv) + 122,21	0,9387
Coliformes totais x Lv DQO	E (%) = 14,075 Ln (Lv) + 103,38	0,9572
Coliformes totais x Lv SV	E (%) = 17,853 Ln (Lv) – 110,46	0,9488
Enterococos		
Enterococos x Ls DBO	E (%) = 0,09452 Ls + 33,184	0,8743
Enterococos x Ls DQO	E (%) = 0,00117 Ls + 30,270	0,8616
Enterococos x Ls SV	E (%) = 0,0182 Ls + 28,610	0,8368
Enterococos x Lv DBO	E (%) = 1.222,72 Lv + 33,470	0,8669
Enterococos x Lv DQO	E (%) = 152,32 Lv + 30,268	0,8817
Enterococos x Lv SV	E (%) = 236,0 Lv + 28,662	0,8369
Estreptococos fecais		
Enterococos x Ls DBO	E (%) = 9,0795 Ln (Ls) + 10,427	0,9266
Enterococos x Ls DQO	E (%) = 11,044 Ln (Ls) – 25,401	0,9763
Enterococos x Ls SV	E (%) = 12,315 Ln (Ls) – 30,952	0,8943
Enterococos x Lv DBO	E (%) = 8,8360 Ln (Lv) + 95,385	0,9376
Enterococos x Lv DQO	E (%) = 11,060 Ln (Lv) + 79,256	0,9749
Enterococos x Lv SV	E (%) = 12,280 Ln (Lv) + 85,664	0,8975

Ls, Lv: cargas superficiais e volumétricas de DBO, DQO e SV (sólidos voláteis); R2: coeficiente de determinação

Resultados mais nítidos foram obtidos entre as cargas orgânicas, volumétricas e superficiais, e a remoção de enterococos e estreptococos fecais. No caso dos enterococos, equações lineares ajustaram-se bem aos resultados (coeficientes de determinação em torno de 0,85), revelando o efeito de cargas orgânicas mais elevadas na diminuição do decaimento bacteriano. Tendência bastante similar foi observada para os estreptococos fecais, com coeficientes de

determinação em torno de 0,85 – 0,90 para equações lineares e um pouco superiores para regressões logarítmicas.

À exceção da *E. coli*, percebe-se novamente, como no sistema da Granja A, o efeito contrário ao de praxe em séries de lagoas de estabilização, ou seja, à medida que as cargas orgânicas diminuem ao longo da série seria de se esperar um decaimento bacteriano mais acentuado. Convém notar que a exceção recai sobre o organismo tido como o menos resistente. Se ao longo da série em estudo, as lagoas tornam-se “menos anaeróbias” e “mais facultativas”, toda a hipótese construída, aqui e na discussão da Granja A, ganha mais sentido. Em outras palavras, o ambiente estritamente anaeróbio em lagoas de tratamento de dejetos de suínos parece bastante inóspito a populações bacterianas de origem fecal e a carga orgânica é, aparentemente, fator determinante no decaimento bacteriano.

É inegável, entretanto, que, se facultativas, estas lagoas apresentam fraco desempenho como tal. Inegável também que somente o TDH e a profundidade parecem ser insuficientes para explicar a remoção bacteriana nestas lagoas, suposição esta bem ilustrada no melhor desempenho da primeira lagoa, com o menor TDH da série (12,4 dias) e o fraco desempenho da última lagoa, com o segundo maior TDH da série (34,6 dias). O tipo de dejetos, altamente concentrado e a configuração da série de lagoas, seguramente não proporcionam o desenvolvimento do ambiente típico de lagoas facultativas ou de polimento favorável à ação bactericida. No mínimo, percebe-se que a densidade e coloração do dejetos não favorecem a melhor penetração da luz solar.

Cabe ainda citar que na única informação de literatura encontrada (COSTA *et al.*, 1997a) (ver item 2.4.5.2), os autores reportam 93% de remoção de coliformes em lagoa facultativa de dejetos de suínos, bem superior aos presentes resultados. Por fim, é de se notar que, apesar do diminuto número de amostras, salmonela foi isolada até o efluente da segunda lagoa, com TDH acumulado de 44,5 dias e concentração de indicadores acima de 10^3 organismos/100 mL, o que reforça os indícios de mau funcionamento do sistema. Vê-se ainda reforçado o critério de qualidade de efluentes com $< 10^3$ “coliformes fecais”/100 mL, como indicador da ausência de organismos patogênicos.

5. Conclusões

Os dejetos de empreendimentos de suinocultura tecnificada apresentam elevado potencial poluidor e, por conseguinte, as exigências de tratamento para o licenciamento ambiental são bastante rigorosas. Não obstante, os aspectos sanitários parecem negligenciados, na legislação, nos projetos de sistemas de tratamento e no monitoramento dos dejetos e dos efluentes tratados.

Ainda que reunidos em um banco de dados restrito, os resultados do monitoramento de algumas granjas na região de Viçosa e Ponte Nova, com níveis de tecnificação distintos, demonstram claramente que os aspectos sanitários não podem ser negligenciados. Salmonela e parvovírus foram isolados em cerca de 40% das amostras analisadas.

Face às exigências dos órgãos ambientais, na busca de soluções para o tratamento de dejetos de suínos, ganha destaque o emprego de lagoas de estabilização. Entretanto, ainda são escassas as informações sobre critérios de projeto específicos para dejetos de suínos, sendo usual o emprego dos critérios desenvolvidos para esgotos sanitários.

Uma configuração encontrada com freqüência é a de séries longas de lagoas anaeróbias, seguida de lagoa facultativa. Trabalhos conduzidos em simultâneo a este, nos mesmos sistemas de tratamento, parecem reunir subsídios suficientes para o questionamento desta configuração, ao menos com a concepção e os critérios de projeto empregados para a remoção de matéria orgânica (BASTOS & SOUZA, 2003). Cabe o destaque de que a lagoa facultativa pouco contribui na eficiência global do sistema.

Em função das características dos reatores anaeróbios e dos dejetos de suínos, estas unidades apresentam grande atrativo no tratamento deste tipo de dejetos, sendo as lagoas de polimento a principal opção para o pós-tratamento. No referido trabalho de BASTOS & SOUZA (2003) esta configuração revelou-se uma bem mais adequada. De toda maneira, no caso estudado, foram também identificadas deficiências de desempenho, particularmente, nas últimas lagoas da série.

Nos mesmos sistemas estudados neste trabalho, BASTOS & SOUZA, (2003) encontraram associação ente a eficiência de remoção de matéria orgânica

e as respectivas taxas volumétricas de aplicação. Sugerem, por fim, os autores, a propriedade do desenvolvimento de critérios racionais de projeto de lagoas anaeróbias para dejetos de suínos.

Tais destaques são aqui registrados em função da semelhança dos resultados encontrados neste trabalho, na avaliação da remoção de bactérias.

Na avaliação do sistema lagoas anaeróbias – lagoa facultativa, a eficiência total apresentada pelo sistema de lagoas, com elevado TDH acumulado (52,6 dias), foi próxima a 99,9% ou $3\log_{10}$, o que, em si, seria suficiente para se questionar a configuração do sistema. É interessante notar a mesma tendência observada para a remoção de matéria orgânica: a primeira lagoa anaeróbia apresentou bom desempenho; entretanto o desempenho cai de forma marcante na segunda lagoa anaeróbia, para, de certa forma, recuperar-se na terceira. Por sua vez, o desempenho da lagoa facultativa deixa muito a desejar.

No sistema reator anaeróbio – série de lagoas de polimento, a eficiência total apresentada pelo sistema de lagoas, com TDH acumulado de 122,5 dias esteve entre $1-2 \log_{10}$, o que também permite questionamentos sobre a configuração do sistema. De forma geral, destacam-se as seguintes tendências: eficiência maior de remoção na primeira lagoa e muito fraca na última lagoa; nas lagoas intermediárias, verificam-se oscilações de desempenho.

Ao que parece, nos dois sistemas avaliados, a configuração de projeto não promove a otimização de ambientes anaeróbios e facultativos nas lagoas denominadas como tal, comprometendo seu desempenho.

Por outro lado, cabe destacar que, com certa surpresa, as lagoas anaeróbias revelaram grande potencial de remoção bacteriana. Os resultados indicam, assim como no caso de remoção de matéria orgânica, a propriedade do desenvolvimento de critérios racionais de projeto para lagoas anaeróbias, sendo que a taxa de aplicação volumétrica parece apresentar-se como uma variável de controle importante.

No caso das lagoas facultativas, ou de polimento, os resultados sugerem a necessidade de melhor concepção do sistema como um todo para que estas lagoas cumpram de forma mais efetiva o papel esperado na remoção de bactérias. No caso deste estudo, como sugestão de variáveis de controle, aparecem também

as cargas orgânicas volumétricas e superficiais. É de se observar que a adoção do critério de cargas volumétricas não é usual no dimensionamento de lagoas para o tratamento de esgotos sanitários e, dependendo de confirmação, pode apresentar-se como uma especificidade para o caso de dejetos de suínos.

Em termos do emprego de indicadores da eficiência de remoção bacteriana em lagoas de estabilização tratando dejetos de suínos, os coliformes e estreptococos apresentaram um comportamento bastante semelhante. Assim, em vista das maiores facilidades analítico-laboratoriais, conclui-se pela preferência no emprego de coliformes.

Por fim, torna-se clara a necessidade da continuidade dos estudos no sentido do desenvolvimento de critérios de projeto mais adequados à previsão de remoção bacteriana para o tratamento de dejetos de suínos. A mera importação dos critérios de esgotos sanitários parece não atender, facilmente, os requisitos de qualidade aceitos para efluentes de lagoas de estabilização: 1.000 CF/100 mL.

6. Recomendações

- A continuidade das investigações é essencial para a total compreensão do funcionamento das lagoas de estabilização no caso específico dos dejetos de suínos;
- As lagoas anaeróbias parecem assumir um papel privilegiado no tratamento de dejetos de suínos. Sendo assim o seu emprego pode deve ser priorizado;
- O uso de lagoas facultativas/polimento deve ser otimizado, tendo em vista as características específicas dos dejetos de suínos e o importante papel das lagoas anaeróbias;
- Em suma, deve-se caminhar na busca de critérios específicos para projetos de lagoas para tratamento de dejetos de suínos.

7. Referências Bibliográficas

- AGUNWAMBA, J.C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J.O.. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. **Wat. Res.**, v. 26, nº1, p.85-89. 1992.
- ALMASI, A.; PESCOD, M.B. Pathogen removal mechanisms in anoxic wastewater stabilization ponds. In: **IAWQ International Specialist Conference and Workshop: Waste Satbilization Ponds Technology and Applications, 3rd**. João Pessoa, PB, Brazil, 1995. **Proceedings (Preprint volume)**... João Pessoa: IAWQ / CCT - UFPB. 1995.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, DC, APHA / AWWA / WPCF. 1998.
- ARANKALLE, V.A *et. al.* Human and swine hepatitis E viruses from western India belong to different genotypes., **J. Hepat.** v.36, nº3, p. 417-425. 2002.
- BASTOS, R.K.X., BEVILACQUA, P.D., NASCIMENTO, L.E. *et al.* Coliformes como indicadores da qualidade da água. Alcance e limitações. In: **CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27**, 2000, Porto Alegre: AIDIS. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. (CD-ROM)
- BASTOS, R.K.X., BEVILACQUA, P.D., NUNES, F.L.; SOEIRO, G.P.; SILVA, C.V.; FREITAS, A.S. Avaliação do tratamento de esgotos sanitários em lagoas de estabilização tendo em vista a utilização do efluente na agricultura e piscicultura.. In: **CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28**, 2002, Cancún, México. **Anais...**, Mexico, D.F.: AIDIS, 2002. (CD-ROM).
- BASTOS, R.K.X., BEVILACQUA, P.D., KELLER, R. **Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana**. In: GONÇALVES, R.F, (Coord). Desinfecção de esgotos sanitários. Rio de janeiro: ABES / RiMA, 438 p. 2003. (Projeto PROSAB).
- BEVILACQUA, P.D.; BASTOS, R.K.X.; CORAUCCI FILHO, B.; MELO, H.N.S.; ANDRADE NETO, C.O.; STEFANUTTI, R. **Alimentação animal com produtos irrigados com esgotos sanitários**. In: BASTOS, R.K.X (Coord). Utilização de esgotos sanitários em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de janeiro: ABES / RiMA, 267 p. 2003. (Projeto PROSAB).
- BASTOS, R.K.X.; SOUZA, C.L. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização no tratamento de dejetos de suínos**. Viçosa, MG: UFV, 2003. 58p. (Relatório final de pesquisa)
- BELIAEFF, B.; MARY, J.Y. The “most probable number” estimate and its confidence number. **Wat. Res.**, v. 27, n. 5, p.799-805. 1993.
- BELLI FILHO, P. Tratamento de dejetos de suínos em lagoas anaeróbias. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21**. João Pessoa-PB, 2001. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001 (CD ROM).

- CABELLI, V. J. Microbial indicator system for assessing water quality. **Antonie Van Leeuwenhoek**. n. 48, p. 613-617, 1982.
- CARRILLO, M; ESTRADA, E; HAZEN, T. C. Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacterium adolescentis* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. **Applied and Environmental Microbiology**.v. 50. n.9, p. 468-476, 1985.
- CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A. LOMANS, B.; ATHAYDE,A.B.; PEARSON,H.W. Evaluation of a tropical single-cell waste stabilization pond system for irrigation. In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)**... Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 245 p. 1997 (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5)
- COLE, D.J.; HILL, V.R.; HUMENIK, F.J; SOBSEY, M.D. Health, safety and environmental concerns of farm animal waste. **Occupational Medicine**. v. 14, p. 423-448. 1999.
- COPAM, Deliberação Normativa nº 10 de 10 de janeiro de 1987. Estabelece normas e padrões para a qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de água e dá outras providências. Belo Horizonte, MG, 1987.
- COPAM, Deliberação Normativa nº 034 de 23 novembro de 1995. Estabelece normas para o licenciamento e controle da atividade de suinocultura. Belo Horizonte, MG, 1995.
- COSTA, R.H.R.; SILVA, F.C.M.; OLIVEIRA, P.A.V. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. In: **IAWQ International Specialist Conference and Workshop: Waste Satbilization Ponds Technology and Applications, 3rd**. João Pessoa, PB, Brazil, 1995. **Proceedings (Preprint volume)**... João Pessoa: IAWQ / CCT - UFPB. 1995.
- COSTA, R.H.R.; MEDRI, W.; SILVA, F.C.M.; PERDOMO, C.C. Determinação da constante de degradação (k) de lagoas de estabilização para dejetos de suínos. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19**. Foz do Iguaçú, PR. 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997 (CD ROM).
- COSTA, R.H.R.; MEDRI, W.; PERDOMO, C.C. Otimização do sistema de tratamento: decantador de palhetas e lagoas anaeróbias, facultativa e de aguapés de dejetos de suínos. In: Simposio Internazionale di Ingegneria Sanitária Ambientale. Revello –Villa Rudolfo, 1997. Anais... p.1018 -1025, 1997a. apud PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: **Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, 9º** Gramado - RS, 2001.

- CURTIS, T. P. Pathogen removal in pilot scale deep waste stabilization ponds. MsC Thesis. University of Leeds, England. 1985.
- D'ALLAIRE, S; GOULET,L; BRODEUR, J; ROCH, G. Literature review on the impacts of hog production on public health. In: **Symposium of the Hog Enviromental Management Strategy**. Proceedings... Ottawa, Ontario, Canadá. Agriculture and Agri-food Canadá. 1999.
- DARTORA, V.; PERDOMO, C.C.; TUMELERO, I.L. **Manejo de dejetos de suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA / EMATER-RS, 1998. (Boletim Informativo de Pesquisa, 11).
- DEL'ARCO, A.E. **Caracterização de amostras de *Streptococcus suis* em suínos clinicamente doentes no Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2001. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, 2001.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concordia, SC: EMBRAPA / EMATER-RS, 2002 (Boletim Informativo de Pesquisa, 14).
- DUTKA, B. J. **Membrane filtration: Applications, Techniques and problems**. New York: Marcel Parker, Inc. 1981.
- FACKLAM, R. R. Recognition of group D streptococcal species of human origin by biochemical and physiological test. **Applied Microbiology**. v.23, n. 6, p. 1131-1139. 1972.
- FLEMING, R.; McLELLAN, J.; ALVES, D.; HIBORN, D.; PINTAR, K.; MacALPINE, M. **Cryptosporidium in livestock, manure storages and surface waters in Ontario**. Final Report, Toronto, Ontario, Canada. Ontario Federation of Agriculture, 1997. 58p.
- FLEMING, R.; HOCKING, D.; FRASER, H.; ALVES, D. **Extent and magnitude of agricultural sources of *Cryptosporidium* in surface watery**. Final Report project # 40 National Soil and Water Conservation Program, Guelph, Ontario, Canada, Ontario farm environmental coalition, 1999. 39p.
- GELDREICH, E.E. **Indicators of virus in water and food**. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science, 1977.
- GILLESPIE, J.H.; TIMONEY, J.F. **Hagan and Bruner's infectious diseases of domestic animals**. 8ª ed.2ªimp. Ithaca, New York, USA: Cornell University Press, 1992.
- GLOCK, R.D.; VANDERLOO, K.J.; KINYON, J.M. Survival of certain pathogenic organisms in swine lagoon effluent. **JAVMA** v. 166, nº 3, p. 273-275. 1975.
- GRIMM, A.C. & FOUT, G.S. Development of a molecular method to identify hepatitis E virus in water **Journal of Virological Methods**. Article in press. 2001.
- GUAN, T.Y.; & HOLLEY, R.A. Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness – a review. **J. Environ. Qual.** v. 32, p. 383-392. 2003

- GUSELLE, M. **Human pathogens in Alberta hog operations**. Final Report. Alberta, Canada, Alberta Pork Producers.1999.
- HART, S.A.; TURNER, M.E. Lagoons for livestock manure. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 37, n 11, p.1578- 1596. 1965.
- HART, S.A. Animal manure lagoons. A questionable treatment system. In: **International Symposium for Waste Treatment Lagoons, 2nd Proceedings...** Missouri Basin Engineering Health Council & Federal Water Quality Administration, p.320-325, 1970.
- HAVELAAR, A. H.; ENGEL, W. B. Comparative study of membrane filtration methods for isolation of group D streptococci from water. **Water Research**. v.15 p. 191-197. 1981.
- HILL, V.R. Prospects for pathogen reductions in livestock wastewaters: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.30, n° 2, p. 187-235. 2003.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA Produção da pecuária municipal 2002. **Prod. Pec. Munic** v.30, p. 1-33.2003
- KELLNER, E.; PIRES,E.C. **Lagoas de Estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1998. 244p.
- KNUDTSON, M. L. and HARTMAN, P. A. Routine procedures for isolation and identification of enterococci and streptococci. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 58, n. 9, p. 3027-3031, 1992.
- KONEMAN, E.W; ALLEN, S.D.; JANDA, W.M.; SCHRECKENBERGER, P.C.; WINN Jr, W.C. **Diagnostic Microbiology**. 5^a ed. Philadelphia, USA: Lippincott-Raven Publishers. 1997. 1395p.
- KOTT, Y. The adverse effect of pond activity on pathogenic bacteria survival. In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)**... Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993.
- LEVETT, P.N. Leptospirosis. **Clinical Microbiology Reviews**. v. 14, n° 2, p.296-326. 2001.
- LIMA, G.J.M.M.; OLIVEIRA, P.A.V. de. GOMES, P.C. Determinação da digestibilidade aparente e do valor energético do esterco suíno. In: Congresso Brasileiro de Veterinários Especialistas em Suínos, 6; Goiânia, 1993. **Anais...** Goiânia,: ABRAVES, 1993.
- LIMA, G.J.M.M; NONES,K.; A influência da nutrição sobre o potencial poluente dos dejetos suínos. In: **Congresso Brasileiro de Veterinários Especialistas em Suínos**, Belo Horizonte - MG, 1999. **Anais....** p.92-102.
- LOEHR, R.C. **Agricultural Waste Management: problems, processes and approaches**. New York: Academic Press. 1974. 576p.

- McFETERS, G.A.; BISSONNETTE, G.K.; JEZESKI, J.J.; THOMSON C.A.; STUART, D.G. Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. **Applied Microbiology**. v. 27 p. 823 -829, 1974.
- MEDRI, W.; COSTA, R.H.R.; PERDOMO, C.C. Estudo econômico e avaliação preliminar de sistema de tratamento: lagoas anaeróbias e facultativa para dejetos de suínos. In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria e Ambiental, XXV**, México, D.F, 1996. **Anais...** México, D.F.: AIDIS, v.1, p. 388-395, 1996.
- MENDES, B.S.; NASCIMENTO, M.J.; PEREIRA, M.I.; BAILEY, G.; LAPA, N.; MORAIS, J.; OLIVEIRA, J.S. Efficiency of removal in stabilization ponds II. Statistical analyses of K values. In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)...** Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993
- MERCKEL, A.J. **Managing Livestock Wastes**. Westport: Avi Publishing Company, 1981. 419p.
- NEVES, D.P. **Parasitologia Humana**. 9.ed. São Paulo: Atheneu, 1998. 524p.
- OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R.H.R.; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of COOPERCENTRAL. In: **IAWQ International Specialist Conference and Workshop: Waste Satbilization Ponds Technology and Applications, 3rd**. João Pessoa, PB, Brazil, 1995. **Proceedings (Preprint volume)...** João Pessoa: IAWQ / CCT - UFPB. 1995.
- OLIVEIRA, P.A.V. (Coord.) **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia, SC: EMBRAPA – CNPSA, 1993. 188p.
- OLSON, M.E. Human and animal pathogens in manure
- ORAGUI, J.I.; CURTIS, T.P.; SILVA, S.A.; MARA, D.D. The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization pond in northeast Brazil. **Wat. Sci. Tech.**, v. 29, p. 569-573, 1987.
- ORAGUI, J.I.; ARRIDGE, H.; MARA, D.D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. *Vibrio cholerae* 01 (El Tor) removal in waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Wat Res.**, v.27, n. 4, p.727-728. 1993.
- ORAGUI, J.I.; CAWLEY, L.; ARRIDGE, H.M.; MARA, D.D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. Pathogen removal kinetics in a tropical experimental waste stabilization pond in relation to organic loading, retention time and pond geometry. In: **IAWQ International Specialist Conference and Workshop: Waste Satbilization Ponds Technology and Applications, 3rd**. João Pessoa, PB, Brazil, 1995. **Proceedings (Preprint volume)...** João Pessoa: IAWQ / CCT - UFPB. 1995.
- PEARSON, H.W.; ORAGUI, J.I.; ARRIDGE, H. MARA, D.D.; SILVA, S.A. *Vibrio cholerae* 01 and *Salmonellae* removal compared with the die-off of faecal indicator organisms in waste stabilization ponds in northeast Brazil. In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization**

- Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)**... Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993.
- PEARSON, H.W.; ORAGUI, J.I.; ARRIDGE, H. MARA,D.D.; SILVA,S.A. Rotavirus removal in waste stabilization systems with different geometries and configurations . In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)**... Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993 a.
- PEARSON, H.W.;MARA,D.D.; ARRIDGE, H. . The influence of pond geometry and configuration on waste stabilization pond performance and efficiency. In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)**... Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993 b.
- PERDOMO, C.C. Uso racional da água no manejo de dejetos de suínos. In: **Seminário Sobre Manejo e Utilização de Dejetos de Suínos, I**. Ponte Nova-MG,1995. **Anais...**Ponte Nova - MG: EPAMIG / EMATER / UFV / ASSUVAP. p.8-23. 1995.
- PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: **Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, 9**. Gramado - RS, 2001.
- PERDOMO, C.C.; COSTA, R.R.H.; MEDRI, W.; MIRANDA, C.R. **Dimensionamento de sistemas de tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos de suínos**. Concórdia – SC: EMBRAPA Suínos e Aves, 1999 (Comunicado Técnico, 234).
- SANTIAGO-MERCADO, J.; HAZEN, T. C. Comparison of four membrane filter methods for fecal coliform enumeration in tropical waters. **Applied and Environmental Microbiology**.v. 53, n.12, p.2922-2928, 1987.
- SAQQAR, M.M.; PESCOD, M.B. Modeling coliform reduction in wastewater stabilization ponds. **Water Sci. Technol.** v. 26, n. 7-8, p.1667-1728. 1992.
- SCHIFFMAN, S.S.;MILLER, E.A.S.; SUGGS, M.S.;GRAHAM, B.G. The effect of environmental odors emanating from commercial swine operations on the mood of nearby residents. **Brain Research Bulletin**, Vol. 37, No. 4, pp. 369-375. 1995.
- SECRETARIA DA SAÚDE E DO MEIO AMBIENTE / RS. Norma Técnica SSMA nº01/89 Referente a critério e padrões de emissão de efluentes líquidos. Porto Alegre, RS. 1989.
- SHILTON, A. Ammonia volatilization from piggery pond. **IAWQ International Specialist Conference and Workshop: Waste Stabilization Ponds Technology and Applications, 3rd**. João Pessoa, PB, Brazil, 1995. Preprint volume. João Pessoa: IAWQ, 1995.

- SILVA, F.C.M. **Tratamento dos dejetos de suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada**. Florianópolis, SC: UFSC, 1996. Dissertação de Mestrado – Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, 1996.
- SILVA, P.R. **Lagoas de estabilização para o tratamento de resíduos de suínos**. São Carlos, SP: USP, 1973. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 1973.
- SILVA, S.A.; MARA, D. D. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lagoas de Estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140p.
- SOARES, R.M.; EDISON, L.D.; BERSANO, J.G.; RICHTZENHAIN, L.J. Detection of porcine parvovirus DNA by the polymerase chain reaction assay using primers to the highly conserved nonstructural protein gene, NS-1. **Journal of Virological Methods**, v.78, p. 191-198. 1999.
- SOBSEY, M.D.; HILL, V.R. Reduction of *Salmonella* and other fecal microbes in swine waste treatment systems, nppc project#99 –112. **School of Public Health**, University of North Carolina at Chapel Hill, 1999.
- TAMÁSI, G. Factors influencing the survival of pathogenic bacteria in soil. **Acta Vet. Acad. Sci. Hung.**, v. 29, n.2, p. 119-126, 1981
- TAUXE R.V. Evolving foodborne diseases: an evolving public health challenge. **Emerging Infectious Diseases**. v. 3: p. 425-434. 1997.
- TORRELLA, F.; KNÖRR, A. E. Salmonella survival and die-off in wastewater stabilization pond systems. In: **IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the Reuse of Pond Effluent, 2nd**. Oakland, Ca, USA, 1993. **Proceedings (Preprint volume)**... Berkley: IAWQ / University of California, Berkley. 1993.
- TOZE, S. PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewater. **Wat. Res.** v. 33, nº 17, p. 3545-3556. 1999.
- TSCHÄPE, H. R.; PRAGER, W.; STRECKEL, A.; FRUTH, E.; TIETZE, G. BÖHME. Verotoxinogenic *Citrobacter freundii* associated with severe gastroenteritis and cases of haemolytic uraemic syndrome in a nursery school: green butter as the infection source. **Epidemiol. Infect.** v. 114, p. 4410-4450. 1995.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Drinking water criteria for viruses: an addendum. Final draft. Washington-DC: EPA, 1999 (EPA/822/R/98/042)
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Protocol for developing pathogen TDMLs. Washington-DC: EPA, 2001 (EPA 84-R-00-002).
- VAN DER POEL W.H.M.; *et al* Hepatitis E virus sequences in swine related to sequences in humans, the Netherlands. **Emerging Infectious Diseases**. v. 7, n. 6, p. 970-976, 2001
- von SPERLING, M. Practical aspects in the implementation of the coliform standards in the Brazilian water quality legislation. In: **Congresso**

- Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, XXVII.** Porto Alegre, RS, 2000. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2000 (CD ROM).
- von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality standards . **In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, XXVII.** Porto Alegre, RS, 2000. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2000 (CD ROM).
- von SPERLING, M.; NASCIMENTO, L.V. A Resolução CONAMA 20/86 e as legislações estaduais de classificação das águas e lançamento de efluentes. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20.** Rio de Janeiro, 1999. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999 (CD ROM).
- von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996. 243 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).
- von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** 2 Ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).
- von SPERLING, JORDÃO, E.P.; KATO, M.T.; ALÉM SOBRINHO, P.; BASTOS, R.K.X.; PIVELLI, R.. **Lagoas de estabilização.** In: GONÇALVES, R.F. (Coord). Desinfecção de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES / RiMA, 438 p. 2003. (Projeto PROSAB)
- YANEZ, F. **Lagunas de estabilización. Teoría, diseño y mantenimiento.** Cuenca, Equador: ETAPA, 1993. 421p.
- ZHANG, M.; EMERSON, S.U.; NGUYEN, H.; ENGLE, R.E.; GOVINDARAJAN, S.; GERIN, J.L.; PURCELL, R.H. Immunogenicity and protective efficacy of a vaccine prepared from 53 kDa truncated hepatitis E virus capsid protein expressed in insect cells. **Vaccine**, v. 20, p. 853-857. 2002.

8. Apêndice

Granja A – Coliformes totais e *E. coli*

Coleta - 09.08.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$7,20 \times 10^5$	$6,40 \times 10^5$		
P2	$1,60 \times 10^7$	$1,60 \times 10^7$	-2122,22%	-2400,00%
P3	$1,30 \times 10^6$	$7,90 \times 10^5$	91,88%	95,06%
P4	$1,70 \times 10^6$	$2,70 \times 10^5$	-30,77%	65,82%
P5	$4,90 \times 10^4$	$4,90 \times 10^4$	97,12%	81,85%
P6	$2,10 \times 10^4$	$2,10 \times 10^4$	57,14%	57,14%

Coleta - 24.09.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	E.coli
P1	$1,60 \times 10^8$	$9,20 \times 10^7$		
P2	$1,60 \times 10^8$	$1,60 \times 10^8$	0,00%	-73,91%
P3	$1,30 \times 10^6$	$1,30 \times 10^6$	99,19%	99,19%
P4	$1,60 \times 10^6$	$1,60 \times 10^6$	-23,08%	-23,08%
P5	$9,20 \times 10^4$	$9,20 \times 10^4$	94,25%	94,25%
P6	$1,60 \times 10^5$	$2,40 \times 10^4$	-73,91%	73,91%

Coleta - 24.10.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$9,20 \times 10^6$	$5,40 \times 10^6$		
P2	$1,60 \times 10^7$	$1,60 \times 10^7$	-73,91%	-196,30%
P3	$7,90 \times 10^5$	$7,90 \times 10^5$	95,06%	95,06%
P4	$1,10 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	86,08%	86,08%
P5	$2,30 \times 10^4$	$2,30 \times 10^4$	79,09%	79,09%
P6	$1,30 \times 10^4$	$7,80 \times 10^3$	43,48%	66,09%

Coleta - 07.11.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$5,40 \times 10^7$	$5,40 \times 10^7$		
P2	$5,40 \times 10^7$	$5,40 \times 10^7$	0,00%	0,00%
P3	$7,00 \times 10^5$	$7,00 \times 10^5$	98,70%	98,70%
4	$5,40 \times 10^5$	$2,20 \times 10^5$	22,86%	68,57%
P5	$1,80 \times 10^4$	$4,90 \times 10^3$	96,67%	97,77%
P6	$4,60 \times 10^3$	$3,30 \times 10^3$	74,44%	32,65%

Coleta - 21.11.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$5,40 \times 10^7$	$5,40 \times 10^7$		
P2	$2,40 \times 10^7$	$2,40 \times 10^7$	55,56%	55,56%
P3	$7,90 \times 10^5$	$4,90 \times 10^5$	96,71%	97,96%
P4	$1,30 \times 10^5$	$3,30 \times 10^4$	83,54%	93,27%
P5	$9,20 \times 10^4$	$1,80 \times 10^4$	29,23%	45,45%
P6	$1,30 \times 10^4$	$4,90 \times 10^3$	85,87%	72,78%

Coleta - 13.12.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	
P1	$9,20 \times 10^7$	$9,20 \times 10^7$		
P2	$1,30 \times 10^7$	$1,30 \times 10^7$	85,87%	85,87%
P3	$9,20 \times 10^5$	$9,20 \times 10^5$	92,92%	92,92%
P4	$1,30 \times 10^5$	$1,30 \times 10^5$	85,87%	85,87%
P5	$2,40 \times 10^4$	$7,90 \times 10^3$	81,54%	93,92%
P6	$2,20 \times 10^4$	$1,10 \times 10^4$	8,33%	-39,24%

Coleta - 04.02.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$1,70 \times 10^7$	$1,30 \times 10^6$		
P2	$3,50 \times 10^7$	$1,10 \times 10^6$	-105,88%	15,38%
P3	$3,50 \times 10^6$	$6,80 \times 10^4$	90,00%	93,82%
P4	$1,70 \times 10^5$	$3,70 \times 10^3$	95,14%	94,56%
P5	$3,50 \times 10^4$	$1,20 \times 10^3$	79,41%	67,57%
P6	$3,30 \times 10^3$	$4,90 \times 10^3$	90,57%	-308,33%

Coleta - 24.02.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$7,90 \times 10^6$			
P2	$4,90 \times 10^6$		37,97%	
P3	$4,90 \times 10^5$		90,00%	
P4	$6,80 \times 10^3$		98,61%	
P5	$4,50 \times 10^2$		93,38%	
P6	$1,70 \times 10^3$		-277,78%	

Coleta - 03.04.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	1,30 x 10 ⁶			
P2	9,20 x 10 ⁷		-6976,92%	
P3	1,80 x 10 ⁴		99,98%	
P4	1,70 x 10 ⁵		-844,44%	
P5	3,50 x 10 ⁴		79,41%	
P6	2,40 x 10 ⁴		31,43%	

Coleta - 24.04.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	5,40 x 10 ⁷	1,70 x 10 ⁷		
P2	1,60 x 10 ⁸	2,20 x 10 ⁷	-196,30%	-29,41%
P3	2,20 x 10 ⁶	7,90 x 10 ⁵	98,63%	96,41%
P4	1,60 x 10 ⁶	1,60 x 10 ⁶	27,27%	-102,53%
P5	1,60 x 10 ⁵	9,20 x 10 ⁴	90,00%	94,25%
P6	1,60 x 10 ⁵	3,50 x 10 ⁴	0,00%	61,96%

Coleta - 17.05.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	1,60 x 10 ⁸	1,60 x 10 ⁸		
P2	1,60 x 10 ⁸	1,60 x 10 ⁸	0,00%	0,00%
P3	5,40 x 10 ⁶	7,90 x 10 ⁵	96,63%	99,51%
P4	1,60 x 10 ⁶	9,20 x 10 ⁵	70,37%	-16,46%
P5	1,60 x 10 ⁵	1,60 x 10 ⁵	90,00%	82,61%
P6	1,60 x 10 ⁵	2,20 x 10 ⁴	0,00%	86,25%

Coleta - 22.05.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	3,50 x 10 ⁷			
P2	1,30 x 10 ⁷		62,86%	
P3	4,90 x 10 ⁵		96,23%	
P4	7,90 x 10 ⁴		83,88%	
P5	2,20 x 10 ⁴		72,15%	
P6	2,80 x 10 ⁴		-27,27%	

Coleta - 23.06.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	5,40 x 10 ⁷			
P2	1,30 x 10 ⁶		97,59%	
P3	1,70 x 10 ⁵		86,92%	
P4	4,90 x 10 ⁴		71,18%	
P5	3,50 x 10 ⁴		28,57%	
P6	1,10 x 10 ⁴		68,57%	

Granja A – Streptococcus e Enterococos

Coleta - 21.11.02			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	7,20 x 10 ⁶	1,80 x 10 ⁶		
P2	2,10 x 10 ⁷	0	-191,67%	
P3	1,05 x 10 ⁶	0	95,00%	
P4	1,00 x 10 ⁵	4,00 x 10 ⁵	90,48%	
P5	1,20 x 10 ⁵	8,00 x 10 ⁴	-20,00%	80,00%
P6	2,90 x 10 ⁴	1,16 x 10 ⁵	75,83%	-45,00%

Coleta – 04.02.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	1,74 x 10 ⁸	4,40 x 10 ⁷		
P2	3,68 x 10 ⁷	9,20 x 10 ⁶	78,85%	79,09%
P3	1,56 x 10 ⁶	1,04 x 10 ⁶	95,76%	88,70%
P4	7,36 x 10 ⁵	1,84 x 10 ⁵	52,82%	82,31%
P5	6,44 x 10 ⁴	9,66 x 10 ⁴	91,25%	47,50%
P6	5,22 x 10 ⁴	3,48 x 10 ⁴	18,94%	63,98%

Coleta – 24.02.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	6,60 x 10 ⁶	0		
P2	6,64 x 10 ⁶	1,66 x 10 ⁶	-0,61%	
P3	2,00 x 10 ⁵	5,00 x 10 ⁴	96,99%	96,99%
P4	4,12 x 10 ⁴	6,18 x 10 ⁴	79,40%	-23,60%
P5	2,10 x 10 ⁴	1,40 x 10 ⁴	49,03%	77,35%
P6	2,08 x 10 ⁴	5,20 x 10 ³	0,95%	62,86%

Coleta – 03.04.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	6,08 x 10 ⁷	1,52 x 10 ⁷		
P2	4,80 x 10 ⁶	3,20 x 10 ⁶	92,11%	78,95%
P3	3,00 x 10 ⁴	2,00 x 10 ⁴	99,38%	99,38%
P4	1,92 x 10 ⁴	4,80 x 10 ³	36,00%	76,00%
P5	1,64 x 10 ⁴	2,46 x 10 ⁴	14,58%	-412,50%
P6	7,96 x 10 ³	1,19 x 10 ⁴	51,46%	51,46%

Coleta – 24.03.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	2,80 x 10 ⁷	7,00 x 10 ⁶		
P2	1,16 x 10 ⁷	7,76 x 10 ⁶	58,43%	-10,86%
P3	4,10 x 10 ⁵	0	96,48%	
P4	7,02 x 10 ⁵	4,68 x 10 ⁵	-71,22%	
P5	6,36 x 10 ⁴	4,24 x 10 ⁴	90,94%	90,94%
P6	8,44 x 10 ³	1,27 x 10 ⁴	86,73%	70,14%

Coleta – 17.05.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	7,12 x 10 ⁷	1,78 x 10 ⁷		
P2	1,11 x 10 ⁸	0	-55,90%	
P3	1,06 x 10 ⁶	4,24 x 10 ⁶	99,05%	
P4	4,98 x 10 ⁵	3,32 x 10 ⁵	53,02%	92,17%
P5	8,48 x 10 ⁴	2,12 x 10 ⁴	82,97%	93,61%
P6	4,56 x 10 ⁴	3,04 x 10 ⁴	46,23%	-43,40%

Coleta – 22.05.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	2,21 x 10 ⁸	5,60 x 10 ⁷		
P2	2,68 x 10 ⁷	4,02 x 10 ⁷	87,87%	28,21%
P3	9,80 x 10 ⁵	3,92 x 10 ⁶	96,34%	90,25%
P4	1,52 x 10 ⁵	6,08 x 10 ⁵	84,49%	84,49%
P5	6,28 x 10 ⁴	9,42 x 10 ⁴	58,68%	84,51%
P6	9,72 x 10 ⁴	6,48 x 10 ⁴	-54,78%	31,21%

Coleta – 23.06.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	5,58 x 10 ⁷	3,72 x 10 ⁷		
P2	1,08 x 10 ⁶	1,62 x 10 ⁶	98,06%	95,65%
P3	8,40 x 10 ⁴	5,60 x 10 ⁴	92,22%	96,54%
P4	1,37 x 10 ⁵	3,50 x 10 ⁴	-63,10%	37,50%
P5	3,68 x 10 ⁴	9,20 x 10 ³	73,14%	73,71%
P6	1,50 x 10 ⁴	1,00 x 10 ⁴	59,24%	-8,70%

Granja B – Coliformes totais e *E. coli*

Coleta – 23.07.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$9,20 \times 10^7$	$3,50 \times 10^7$		
P2	$5,40 \times 10^7$	$2,40 \times 10^7$	41,30%	31,43%
P3	$5,40 \times 10^6$	$2,40 \times 10^6$	90,00%	90,00%
P4	$4,90 \times 10^5$	$3,30 \times 10^5$	90,93%	86,25%
P5	$7,90 \times 10^4$	$4,90 \times 10^4$	83,88%	85,15%
P6	$5,40 \times 10^4$	$1,70 \times 10^4$	31,65%	65,31%

Coleta – 20.08.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$2,65 \times 10^7$			
P2	$7,00 \times 10^5$		97,36%	
P3	$2,00 \times 10^5$		71,43%	
P4	$6,00 \times 10^4$		70,00%	
P5	$5,00 \times 10^3$		91,67%	
P6	$1,50 \times 10^5$		-2900,00%	

Coleta – 15.10.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$1,60 \times 10^8$	$1,60 \times 10^8$		
P2	$3,30 \times 10^6$	$2,00 \times 10^5$	97,94%	99,88%
P3	$7,80 \times 10^4$	$2,00 \times 10^4$	97,64%	90,00%
P4	$1,30 \times 10^5$	$6,80 \times 10^3$	-66,67%	66,00%
P5	$1,60 \times 10^6$	$7,80 \times 10^3$	-1130,77%	-14,71%
P6	$1,60 \times 10^5$	$1,70 \times 10^3$	90,00%	78,21%

Coleta – 01.11.02			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$1,60 \times 10^8$			
P2	$2,00 \times 10^5$		99,98%	
P3	$1,80 \times 10^4$		91,00%	
P4	$2,00 \times 10^3$		88,89%	
P5	$4,50 \times 10^3$		-125,00%	
P6	$2,40 \times 10^4$		-433,33%	

Coleta – 23.01.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	4,90 x 10 ⁶	6,80 x 10 ⁵		
P2	1,30 x 10 ⁶	4,50 x 10 ⁵	73,47%	33,82%
P3	3,50 x 10 ⁵	1,30 x 10 ⁵	73,08%	71,11%
P4	1,30 x 10 ⁵	4,90 x 10 ⁴	62,86%	62,31%
P5	3,50 x 10 ⁴	1,70 x 10 ⁴	73,08%	65,31%
P6	9,20 x 10 ⁴	1,30 x 10 ⁴	-162,86%	23,53%

Coleta – 14.02.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	3,50 x 10 ⁷	3,50 x 10 ⁷		
P2	1,80 x 10 ⁵	1,80 x 10 ⁵	99,49%	99,49%
P3	1,80 x 10 ³	1,80 x 10 ³	99,00%	99,00%
P4	1,70 x 10 ⁴	1,70 x 10 ⁴	-844,44%	-844,44%
P5	7,80 x 10 ²	1,30 x 10 ³	95,41%	92,35%
P6	3,30 x 10 ³	2,20 x 10 ³	-323,08%	-69,23%

Coleta – 03.05.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	1,70 x 10 ⁷	1,70 x 10 ⁷		
P2	1,10 x 10 ⁶	6,80 x 10 ⁵	93,53%	96,00%
P3	2,20 x 10 ⁵	1,70 x 10 ⁵	80,00%	75,00%
P4	1,30 x 10 ⁵	1,70 x 10 ⁴	40,91%	90,00%
P5	5,40 x 10 ⁴	3,30 x 10 ³	58,46%	80,59%
P6	1,60 x 10 ⁵	4,90 x 10 ³	-196,30%	-48,48%

Coleta – 08.05.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	5,40 x 10 ⁷	2,20 x 10 ⁷		
P2	2,30 x 10 ⁶	1,30 x 10 ⁶	95,74%	94,09%
P3	1,10 x 10 ⁶	1,40 x 10 ⁵	52,17%	89,23%
P4	1,30 x 10 ⁵	1,30 x 10 ⁵	88,18%	7,14%
P5	1,60 x 10 ⁵	1,30 x 10 ⁴	-23,08%	90,00%
P6	1,60 x 10 ⁵	1,70 x 10 ⁴	0,00%	-30,77%

Coleta – 29.05.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$3,50 \times 10^7$	$1,70 \times 10^6$		
P2	$2,10 \times 10^6$	$1,80 \times 10^5$	94,00%	89,41%
P3	$3,50 \times 10^6$	$4,90 \times 10^5$	-66,67%	-172,22%
P4	$3,30 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$	99,06%	97,35%
P5	$2,40 \times 10^4$	$2,70 \times 10^3$	27,27%	79,23%
P6	$3,40 \times 10^3$	$1,40 \times 10^3$	85,83%	48,15%

Coleta – 12.06.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$1,30 \times 10^7$	$2,40 \times 10^7$		
P2	$7,80 \times 10^5$	$7,80 \times 10^5$	94,00%	96,75%
P3	$2,30 \times 10^5$	$2,30 \times 10^5$	70,51%	70,51%
P4	$7,90 \times 10^4$	$4,90 \times 10^4$	65,65%	78,70%
P5	$1,10 \times 10^4$	$1,70 \times 10^3$	86,08%	96,53%
P6	$2,40 \times 10^4$	$6,80 \times 10^2$	-118,18%	60,00%

Coleta – 30.06.03			Eficiência de remoção	
	Coliformes totais	<i>E.coli</i>	Coliformes totais	<i>E.coli</i>
P1	$3,50 \times 10^7$	$3,50 \times 10^7$		
P2	$1,30 \times 10^6$	$2,00 \times 10^5$	96,29%	99,43%
P3	$4,90 \times 10^5$	$4,90 \times 10^5$	62,31%	145,00%
P4	$2,40 \times 10^5$	$2,40 \times 10^5$	51,02%	51,02%
P5	$9,20 \times 10^4$	$4,90 \times 10^3$	61,67%	97,96%
P6	$9,20 \times 10^4$	$7,80 \times 10^2$	0,00%	84,08%

Granja B - Enterococos e Streptococcus sp.

Coleta – 01.11.02			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	$7,60 \times 10^5$	$1,90 \times 10^5$		
P2	$7,60 \times 10^4$	$1,90 \times 10^4$	90,00%	90,00%
P3	$3,36 \times 10^4$	$2,24 \times 10^4$	55,79%	-17,89%
P4	$1,38 \times 10^4$	$9,20 \times 10^3$	58,93%	58,93%
P5	$1,84 \times 10^4$	$4,60 \times 10^3$	-33,33%	50,00%
P6	$2,16 \times 10^4$	$3,24 \times 10^4$	-17,39%	-604,35%

Coleta – 24.01.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	3,20 x 10 ⁵	1,28 x 10 ⁶		
P2	4,64 x 10 ⁵	1,16 x 10 ⁵	-45,00%	90,94%
P3	3,60 x 10 ⁴	2,40 x 10 ⁴	92,24%	79,31%
P4	1,80 x 10 ⁴	1,20 x 10 ⁴	50,00%	50,00%
P5	7,52 x 10 ³	1,88 x 10 ³	58,22%	84,33%
P6	6,64 x 10 ³	1,66 x 10 ³	11,70%	11,70%

Coleta – 14.02.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	9,00 x 10 ⁷			
P2				
P3				
P4	5,30 x 10 ⁴			
P5	4,10 x 10 ³		92%	
P6	3,40 x 10 ⁴		-729%	

Coleta – 03.05.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	2,46 x 10 ⁷	1,64 x 10 ⁷		
P2				
P3				
P4	7,24 x 10 ⁴	1,09 x 10 ⁵		
P5	2,16 x 10 ⁴	5,40 x 10 ³	70,17%	95,03%
P6	5,84 x 10 ⁴	1,46 x 10 ⁴	-170,37%	-170,37%

Coleta – 10.05.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>
P1	5,04 x 10 ⁷	1,26 x 10 ⁷		
P2	3,20 x 10 ⁵	4,80 x 10 ⁵	99,37%	96,19%
P3	1,08 x 10 ⁵	7,20 x 10 ⁴	66,25%	85,00%
P4	1,02 x 10 ⁵	6,80 x 10 ⁴	5,56%	5,56%
P5	1,68 x 10 ⁵	4,20 x 10 ⁴	-64,71%	38,24%
P6	3,90 x 10 ⁴	2,60 x 10 ⁴	76,79%	38,10%

Coleta – 29.05.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp</i>
P1	8,80 x 10 ⁶	0		
P2	6,60 x 10 ⁵	4,40 x 10 ⁵	92,50%	
P3	4,00 x 10 ⁵	6,00 x 10 ⁵	39,39%	-36,36%
P4	1,49 x 10 ⁵	0	62,75%	
P5	2,19 x 10 ⁵	0	-46,98%	
P6	3,10 x 10 ⁴	0	85,84%	

Coleta – 12.06.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp</i>
P1	1,42 x 10 ⁷	5,68 x 10 ⁷		
P2	7,20 x 10 ⁵	4,80 x 10 ⁵	94,93%	99,15%
P3	1,50 x 10 ⁵	1,00 x 10 ⁵	79,17%	79,17%
P4	6,16 x 10 ⁴	1,54 x 10 ⁴	58,93%	84,60%
P5	1,05 x 10 ⁵	7,10 x 10 ⁴	-70,45%	-361,04%
P6	7,20 x 10 ³	1,80 x 10 ³	93,14%	97,46%

Coleta – 30.06.03			Eficiência de remoção	
	Enterococos	<i>Streptococcus sp.</i>	Enterococos	<i>Streptococcus sp</i>
P1	1,61 x 10 ⁷	0		
P2		0		
P3	1,60 x 10 ⁵	4,00 x 10 ⁴		
P4	3,52 x 10 ⁵	8,80 x 10 ⁴	-120,00%	-120,00%
P5	5,04 x 10 ⁴	2,02 x 10 ⁵	85,68%	-129,09%
P6	4,92 x 10 ⁴	3,28 x 10 ⁴	2,38%	83,73%