

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS E LAGOA
DE AGUAPÉ COMO BIOTECNOLOGIA PARA O
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA
SUINOCULTURA**

TESE DE DOUTORADO

André Paulo Hübner

Santa Maria, RS, Brasil

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS E LAGOA DE
AGUAPÉ COMO BIOTECNOLOGIA PARA O TRATAMENTO
DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA**

por

André Paulo Hübner

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciência do Solo.**

Orientador: Prof. Celso Aita

Santa Maria, RS, Brasil

2008

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS E LAGOA DE AGUAPÉ
COMO BIOTECNOLOGIA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUAIS DA SUINOCULTURA**

elaborada por

André Paulo Hübner

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciência do Solo

Comissão Examinadora:

Celso Aita, Dr.

(Presidente/Orientador)

Carlos Alberto Ceretta, Dr. (UFSM)

Pedro Alberto Selbach, Dr. (UFRGS)

Rodrigo Josemar Seminoti Jacques, Dr. (UNIPAMPA)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 30 de maio de 2008.

Aos meus pais, Laurindo e Ceci,
e à minha noiva Janice,
dedico este trabalho

AGRADECIMENTOS

À UFSM, pelo auxílio estudantil durante a graduação (Casa do estudante, RU, monitoria), por oportunizar uma experiência como professor e por oferecer-me formação de graduação, mestrado e doutorado. Esta obra demonstra meu anseio de que a Instituição possa oferecer sempre um ensino público, gratuito e de qualidade a todos que lhe são dignos.

Ao PPGCS, pela oportunidade de formação.

Ao CNPq, pela concessão de bolsa de pesquisa de doutorado e taxa de bancada, que viabilizaram a realização do doutorado e a execução do trabalho de pesquisa.

Ao meu orientador de tese, ex-colega e amigo Prof. Dr. Celso Aita, pela agradável convivência, pelo respeito e compreensão, pela disponibilidade e empenho em me orientar, pelo voto de confiança, por seu exemplo.

Aos colegas do grupo de pesquisa Stefen B. Pujol, Andressa Ballem, Aline J. Leal, Janquieli Schirmann, Laura P. da Luz, Marcela Rodrigues e Lineu Leal, pela colaboração incansável na execução do trabalho, pelo comprometimento, pela convivência.

Aos professores doutores Celso Aita, Carlos Alberto Ceretta, Pedro A. Selbach, Pedro A. V. Escosteguy, Rodrigo J. S. Jacques, Sandro J. Giacomini e Zaida Inês Antonioli, integrantes do meu Exame de Qualificação, Comitê de Orientação e Banca de Defesa de Tese de Doutorado, pela disponibilidade em colaborar com o trabalho e com a minha formação, pelos ensinamentos, pelas críticas e sugestões.

Aos professores do Departamento de Solos e PPGCS da UFSM, pelo ensinamento, pela colaboração, pelo voto de confiança.

Aos servidores administrativos da Instituição, pelo auxílio.

Aos professores de outros cursos e instituições, Dra. Sueli T. van der Sand (PPGMAA/UFRGS), Dr^a. Maria Rosa Chitolina Schetinger (PPGBT/UFSM), Dr^a. Vera Maria Morsch (PPGBT/UFSM) e Dr^a. Dominguita Lühers Graça (PPGMV/UFSM), pela oferta de vaga em suas disciplinas e pelo ensino prestado.

Ao Colégio Politécnico da UFSM e ao Setor de Suinocultura da UFSM, pela disponibilização de instalações e meios para a coleta de amostras de água residual para a execução do trabalho.

Aos colegas do PPGCS e de laboratório, pela convivência, auxílio e amizade.

À Rose, pelos momentos de conversa agradável e descontraída e por deixar nosso laboratório e salas de aula sempre em ordem.

Aos meus pais, por ensinar-me o valor da honestidade e do trabalho, por viabilizar uma formação familiar sólida e correta, pela compreensão à minha ausência, pela motivação, pelas orações, pelo apoio.

À Janice, minha sempre companheira, por dividir comigo as angústias desta longa empreitada, por seu amor, por dar-me força e apoio, pelo auxílio, por seu exemplo.

À minha irmã Ester, pelo apoio, carinho e motivação.

Aos meus tios João Décio e Rose, pelo auxílio, pelo exemplo, pela oportunidade de um convívio familiar harmonioso.

A todas as pessoas que, de alguma forma, sem que eu soubesse, contribuíram para a minha formação e à realização deste trabalho.

*O impossível reside nas mãos inertes
dos que não tentam.*

(Epicuro, 341-270 a.C.)

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS E LAGOA DE AGUAPÉ COMO BIOTECNOLOGIA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA

AUTOR: ANDRÉ PAULO HÜBNER

ORIENTADOR: CELSO AITA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 30 de maio de 2008.

Os resíduos gerados na criação de suínos apresentam elevado potencial poluidor, podendo causar danos à saúde humana e animal e comprometer a qualidade do ar, dos solos e dos recursos hídricos. Essa problemática ambiental tem levado pesquisadores de vários países a investigar processos alternativos para o tratamento das águas residuais, em substituição ao manejo convencional em esterqueiras e lagoas anaeróbicas. Nesse contexto, a presente tese de doutoramento teve o intuito de desenvolver um sistema integrado de tratamento para as águas residuais da suinocultura, capaz de *remover* poluentes da água residual e, simultaneamente, *recuperar* os nutrientes e compostos orgânicos da água e concentrá-los na forma de lodo e biomassa de plantas. O sistema foi composto por três módulos seqüenciais de tratamento: decantador de sólidos, reator aeróbico de biogrânulos e lagoa de aguapé. O decantador (módulo 1) foi constituído por uma coluna de PVC de 50 cm de altura útil, na qual as águas residuais *in natura* foram tratadas com tempo de sedimentação de 5 minutos. A fração líquida separada no decantador foi submetida ao tratamento em reator aeróbico de biogrânulos (módulo 2). O biorreator foi operado continuamente durante 505 dias, em um total de 1.515 ciclos, em condições de laboratório. O reator foi operado em modo seqüencial em batelada, com tempo de retenção hidráulico (TRH) de 16 h, ciclos de 8 h, alimentação no início do ciclo e tempo de sedimentação e descarga de 1 a 5 minutos. Águas residuais da suinocultura, *in natura* ou após decantação, foram utilizadas como afluente do reator. O efluente descarregado do reator foi decantado por 15 minutos para separação de lodo e fase líquida. O efluente líquido do reator foi tratado na lagoa de aguapé (*Eichhornia crassipes*) (módulo 3), a qual foi operada em casa de vegetação, em modo semicontínuo, com descarga de efluente e entrada de afluente a cada 2 dias e TRH total de 10,6 dias. O decantador contribuiu expressivamente na remoção de sólidos e de carga orgânica. No reator, um leito uniforme e estável de biogrânulos foi desenvolvido. O reator pôde ser operado com carga orgânica extremamente elevada ($29,8 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ de DQO) e foi demonstrada a ocorrência de nitrificação simultânea à desnitrificação, a influência da biomassa flocosa na remoção de carga orgânica particulada e uma elevada taxa de remoção de carga orgânica solúvel ($0,9 \text{ kg m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ de DQO). A lagoa contribuiu pouco na remoção de contaminantes se comparada aos outros dois módulos do sistema integrado, mas foi fundamental para a purificação da água. Todos os contaminantes avaliados foram removidos com eficiência variável entre 92,4 e 99,9% e os padrões de qualidade de efluentes, estabelecidos pela legislação, foram integralmente atendidos. Em média, foram recuperados 79% do N, 88% do P e 56% do K na forma de lodo, o qual apresentou volume 5 a 11 vezes menor que a água residual submetida ao tratamento. O sistema integrado de tratamento constitui uma biotecnologia promissora para a gestão sustentável dos resíduos da suinocultura.

PALAVRAS-CHAVE: dejetos de suínos; tratamento de efluentes; decantador; biogranulação aeróbica; *Eichhornia crassipes*; remoção de poluentes; recuperação de nutrientes.

ABSTRACT

Doctoral Thesis
Graduate Program in Soil Science
Universidade Federal de Santa Maria

AEROBIC GRANULAR SLUDGE REACTOR AND CONSTRUCTED WETLAND AS A BIOTECHNOLOGY FOR PIGGERY WASTEWATER TREATMENT

AUTHOR: ANDRÉ PAULO HÜBNER

ADVISOR: CELSO AITA

Date and Place: Santa Maria, May 30th, 2008.

Residues generated by pig farms have high pollutant potential, can cause damage to human and animal health and deteriorate the quality of air, soils and water resources. These environmental troubles have led researchers to investigate alternative processes for wastewater treatment, replacing the conventional management of the wastewater in anaerobic lagoons. In this context, the aim of this thesis was to develop an integrated treatment system for piggery wastewater that is able to simultaneously remove pollutants from wastewater and recover organic compounds and nutrients in the concentrated form of sludge and biomass of plants. Three modular processes composed the wastewater treatment system: solid-liquid separation module (gravity settler), an aerobic granular sludge sequencing batch reactor (SBR) and a constructed wetland module. The settler (module 1) was constituted by a 50 cm-high PVC column, in which wastewater was treated with a sedimentation time of 5 minutes. The supernatant fraction was submitted to treatment in the aerobic granular sludge SBR (module 2). This bioreactor operated continuously for 505 days, with 1,515 cycles, in laboratory conditions. The reactor operated in sequencing batch mode, with hydraulic retention time (HRT) of 8 h, feeding in the first minutes of the cycle and settling/discharging in a time of 1 to 5 minutes. Piggery wastewater was used as influent, *in natura* or after solids separation. After discharging from the reactor, the effluent was settled 15 minutes for the sludge and liquid supernatant separation. The supernatant was submitted to a post-treatment in a water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) wetland system (module 3), in greenhouse conditions. The wetland was operated in a semi continuous mode with discharging of effluent and influent feeding every 2 days and a total HRT of 10.6 days. The settler showed a considerable contribution in solid and organic compound removal. In the reactor, a stable and uniform sludge bed was developed. The reactor was operated with a extremely high organic loading rate ($29.8 \text{ kg m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ of COD) and it was possible to demonstrate the occurrence of simultaneous nitrification and denitrification, the influence of flocculated biomass in the removal of particulate organic matter and a high rate of soluble organic matter removal ($0.9 \text{ kg m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ of COD). The wetland contribution for pollutant removal was considerable less than the other two modules of the integrated treatment system, but it was essential for water purification. For all the evaluated pollutants, the removal efficiency was at the range of 92.4 to 99.9% and it was possible to accomplish with the Brazilian environmental legislation for treated wastewater quality. An average of 79% for N, 88% for P and 56% for K was recovered in the sludge form, which has in order of 5 to 11 times less volume than the wastewater submitted for treatment. The integrated wastewater treatment system is a promising biotechnology for the sustainable management of piggery wastes.

KEYWORDS: swine manure; waste treatment; settler; aerobic granulation; *Eichhornia crassipes*; water hyacinth; pollutant removal; nutrient recovery.

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - Composição de água residual <i>in natura</i> obtida em um criatório suinícola em fase de terminação e resíduos gerados por unidade animal.....	28
TABELA 2.2 - Composição da água residual <i>in natura</i> obtida em cada fase de um criatório suinícola de ciclo completo	29
TABELA 2.3 - Estimativa da quantidade e do valor monetário dos nutrientes contidos nos dejetos gerados pela criação de suínos no Brasil.....	37
TABELA 3.1 - Amplitude da concentração e da carga de DQO, N e ST das águas residuais utilizadas na alimentação do reator no período de 0 a 200 dias	58
TABELA 4.1 - Características da água residual de suinocultura utilizada como afluente na alimentação do reator e carga diária de DQO, N e ST aplicada ao reator.....	83
TABELA 4.2 - Eficiência de remoção de DQO, N e Sólidos no tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB	92
TABELA 5.1 - Composição e características das águas residuais pós-decantação, utilizadas como afluente na alimentação do reator	99
TABELA 5.2 - Concentração média de alguns parâmetros do afluente e do efluente do reator e eficiência de remoção de poluentes	109
TABELA 5.3 - Recuperação de sólidos, carbono e nutrientes pelo tratamento das águas residuais da suinocultura em RSB aeróbico de biogrânulos.....	110
TABELA 6.1 - Características do ambiente e da lagoa de aguapé durante o período avaliado	119
TABELA 6.2 - Composição dos afluentes e respectiva carga diária de DQO, N, P e K aplicada à lagoa	121

TABELA 6.3 - Eficiência da lagoa na remoção residual de carga orgânica e de nutrientes da água, características da água tratada e taxa de remoção diária da lagoa	124
TABELA 7.1 - Volume total, composição e características das águas residuais <i>in natura</i> utilizadas para avaliação do sistema de tratamento	132
TABELA 7.2 – Composição média de amostras de água residual <i>in natura</i> e após tratamento seqüencial em decantador, reator aeróbico e lagoa de aguapé	135
TABELA 7.3 - Contribuição relativa de cada módulo do sistema de tratamento de águas residuais da suinocultura em termos de eficiência de <i>remoção</i> de sólidos, carga orgânica e nutrientes	136
TABELA 7.4 - Contribuição relativa de cada módulo do sistema de tratamento de águas residuais da suinocultura em termos de eficiência de <i>recuperação</i> de sólidos, carbono e nutrientes	137
TABELA 7.5 - Variabilidade de composição das amostras de água residual da suinocultura submetidas ao tratamento e características dos lodos gerados	141
TABELA 7.6 - Síntese da qualidade da água residual tratada, eficiência do sistema de tratamento e padrões de qualidade exigidos pela legislação local.....	143

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - Representação esquemática do reator seqüencial em batelada	56
FIGURA 3.2 - Parâmetros de configuração e de manejo do reator aeróbico de biogrânulos ..	56
FIGURA 3.3 - Concentração de DQO do afluente e efluente no período de 1 a 16 dias de operação do reator. Flechas indicam data de remoção de aglomerados do reator.....	61
FIGURA 3.4 - Morfologia da biomassa do RSB: a) aglomerados microbianos no 4° dia; b) biogrânulo em formação (7° dia); c) biomassa no ponto de descarga de efluente no 6° dia; d) protozoários do reator organizados em colônia; e) biogrânulos e biomassa flocosa no 43° dia; f) biogrânulo no 54° dia (diâmetro = 3 mm); g) células microbianas de biogrânulos vistas ao microscópio luminoso após coloração de Gram.....	62
FIGURA 3.5 - Biogranulação e qualidade do efluente em resposta ao manejo do reator aeróbico de biogrânulos nos primeiros 100 dias de operação: a) carga de DQO total , N orgânico e N amoniacal aplicada ao reator por meio do afluente; b) VMS, ST do efluente e eventos de formação, perda e de desintegração de biogrânulos no reator. Setas indicam parada do sistema; c) concentração residual de DQO, N orgânico, N amoniacal e NO_x^- no efluente do reator.....	66
FIGURA 3.6 - Perfil de concentração de N amoniacal e N nítrico durante um ciclo de operação do RSB (68° dia).....	73
FIGURA 3.7 - Biogranulação e qualidade do efluente em resposta ao manejo do reator aeróbico de biogrânulos entre o 100° e 200° dia de operação: a) carga de DQO total, de N orgânico e de N amoniacal aplicada ao reator por meio do afluente; b) VMS e fluxo superficial ascendente de ar no reator e concentração de amônia no afluente; c) eficiência de remoção de DQO e N do afluente e concentração de N nítrico e de ST no efluente do reator	74

FIGURA 4.1 - Representação esquemática do RSB (a) e fotografia do reator com o leito de biogrânulos, partículas, biomassa flocosa e sobrenadante (b).....	82
FIGURA 4.2 - Perfil de amostras após 15 minutos de sedimentação em proveta: a) afluente; b) amostra extraída do reator 1 min depois da adição do afluente; e, c) amostra extraída do reator ao final do ciclo de 8 h operação.....	84
FIGURA 4.3 - Concentração de DQO (a) e de N orgânico (b) no reator aeróbico de biogrânulos durante um ciclo de operação do RSB.....	86
FIGURA 4.4 - Nitrificação e eficiência de remoção de DQO solúvel (DQO_s) durante um ciclo de operação do RSB. A DQO_s removida durante o período foi indexada para 100% do total removido, excluindo a fração não biodegradável.....	87
FIGURA 4.5 - Cinética de remoção de DQO solúvel (DQO_s) e N orgânico solúvel (N-org _s) do RSB aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura	88
FIGURA 4.6 - Cinética de nitrificação e de remoção de DQO_s do RSB aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura.....	90
FIGURA 5.1 - Volume do leito de biogrânulos no reator no intervalo entre o 482º e o 504º dia de operação.....	101
FIGURA 5.2 - Carga orgânica (DQO) diária aplicada ao reator, eficiência de remoção e concentração final de DQO no efluente do tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB.....	102
FIGURA 5.3 - Eficiência de remoção de N e concentração final de NTK, N amoniacal e NO_x^- no efluente do reator sob variadas cargas diárias de N.....	105
FIGURA 5.4 - Correlação entre carga de NTK aplicada ao reator e percentual recuperado como NO_x^- no efluente.....	106
FIGURA 5.5 - Carga diária de P no afluente, eficiência de remoção e concentração final de P no efluente do tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB	108
FIGURA 6.1 - Concentração de DQO total do afluente e do efluente da lagoa de aguapé ...	121
FIGURA 6.2 - Concentração de N orgânico (a), N amoniacal (b) e de NO_x^- (c) no afluente e efluente da lagoa de aguapé.....	123
FIGURA 7.1 - Representação esquemática do sistema integrado de tratamento de águas residuais da suinocultura	132

LISTA DE QUADROS

QUADRO 7.1 - Aspectos característicos e relevantes da biotecnologia apresentada em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuais	144
---	-----

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A - Relação entre eficiência de remoção e carga volumétrica diária de DQO aplicada ao reator aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura	163
APÊNDICE B - Relação entre eficiência de remoção e carga volumétrica diária de N aplicada ao reator aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura.....	164

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	20
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
2.1 Águas residuais da suinocultura e a necessidade de tratamento	26
2.1.1 Características gerais da produção suinícola	26
2.1.2 Composição das águas residuais	27
2.1.3 Causas dos problemas associados às águas residuais da suinocultura e ao seu manejo..	29
2.1.4 Formas de poluição do ambiente	32
2.2 O tratamento das águas residuais da suinocultura sob o enfoque do manejo integrado dos recursos	33
2.2.1 Bases conceituais	33
2.2.2 O tratamento ideal.....	35
2.3 A significância do volume de nutrientes contido em águas residuais da suinocultura.....	36
2.4 O processo de biogranulação aeróbica aplicado ao tratamento de águas residuais	38
2.4.1 Breve histórico da biogranulação aeróbica.....	38
2.4.2 Morfologia e ecologia de biogrânulos aeróbicos.....	39
2.4.3 Principais fatores que afetam a formação de biogrânulos aeróbicos	40
2.4.4 Mecanismos de biogranulação aeróbica	46
2.4.5 Dinâmica da remoção de poluentes em reatores aeróbicos de biogrânulos.....	46
2.4.6 Potencial de remoção de poluentes e de recuperação de recursos.....	48
2.5 O pós-tratamento de efluentes de reator aeróbico de biogrânulos em lagoa de aguapé	50
2.5.1 Características e propriedades do sistema lagoa de aguapé.....	50
2.5.2 Potencial de uso do sistema no pós-tratamento de efluentes de reator aeróbico de biogrânulos	51

2.5.3 Produtos gerados no pós-tratamento de efluentes do reator em lagoa de aguapé	53
3 - BIOGRANULAÇÃO AERÓBICA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA: FORMAÇÃO, ESTABILIDADE E ATIVIDADE DE BIOGRÂNULOS	54
3.1 Introdução	54
3.2 Metodologia	55
3.2.1 Configuração e manejo do reator	55
3.2.2 Substrato ou água residual	57
3.2.3 Inoculação do reator	58
3.2.4 Amostragens e procedimentos analíticos.....	59
3.3 Resultados e Discussão.....	59
3.3.1 Estabelecimento inicial da biomassa microbiana	59
3.3.2 Efeito do tempo de sedimentação	63
3.3.3 Aplicação de metodologia alternativa para o monitoramento da biogranulação.....	64
3.3.4 Carga orgânica como fator determinante da formação e estabilidade de biogrânulos e de flocos	65
3.3.5 Dinâmica da remoção de N aos 68 dias de operação.....	71
3.3.6 O efeito predominante da amônia na formação, estabilidade e atividade de biogrânulos	73
3.3.7 Relação com outros atributos e eficiência	78
3.4 Conclusões.....	78
4 - DINÂMICA DA REMOÇÃO DE POLUENTES NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA EM REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS	80
4.1 Introdução	80
4.2 Metodologia.....	81
4.3 Resultados e Discussão.....	83
4.3.1 Influência da biomassa flocosa na remoção de DQO e de Sólidos Totais	83
4.3.2 Dinâmica da remoção da carga orgânica	85
4.3.3 Dinâmica da nitrificação e desnitrificação	88
4.3.4 Eficiência de remoção de poluentes	92
4.4 Síntese dos resultados	93

5 - TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA EM REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS.....	94
5.1 Introdução	94
5.2 Metodologia	97
5.2.1 Configuração do reator e manejo operacional	97
5.2.2 Histórico de manejo do reator.....	98
5.2.3 Águas residuais utilizadas como afluente.....	98
5.2.4 Amostragens e métodos analíticos.....	99
5.2.5 Balanço de massas	100
5.3 Resultados e Discussão	101
5.3.1 Remoção de poluentes	102
5.3.2 Recuperação de nutrientes	110
5.3.3 Recuperação de água	112
5.4 Síntese dos resultados	112
6 - PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS EM LAGOA DE AGUAPÉ.....	115
6.1 Introdução	115
6.2 Metodologia.....	116
6.2.1 Constituição da lagoa.....	116
6.2.2 Origem do afluente e manejo da lagoa	117
6.2.3 Amostragens e análises.....	118
6.3 Resultados e Discussão	119
6.3.1 Condições experimentais	119
6.3.2 Observações visuais.....	120
6.3.3 Remoção de poluentes	120
6.3.3.1 DQO	120
6.3.3.2 Nitrogênio	122
6.3.3.3 Fósforo.....	125
6.3.3.4 Patógenos.....	126
6.3.3.5 Sólidos Sedimentáveis.....	127
6.4 Síntese dos resultados	127

7 - BIOTECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA: DA REMOÇÃO DE POLUENTES À REINTEGRAÇÃO DE RECURSOS	129
7.1 Introdução	129
7.2 Metodologia	131
7.2.1 Águas residuais da suinocultura	131
7.2.2 Fluxograma do sistema de tratamento	132
7.2.2.1 Módulo 1 – Tratamento em decantador.....	133
7.2.2.2 Módulo 2 - Tratamento em reator aeróbico de biogrânulos	133
7.2.2.3 Módulo 3 - Tratamento em lagoa de aguapé	133
7.2.3 Procedimentos analíticos	133
7.2.4 Balanço de massas e análise integrada do sistema	134
7.2.5 Avaliação do tratamento e da qualidade da água tratada em relação à legislação ambiental	135
7.3 Resultados e Discussão.....	135
7.3.1 Dinâmica de remoção de poluentes do sistema integrado de tratamento	135
7.3.1.1 Sólidos e DQO.....	135
7.3.1.2 Nitrogênio.....	137
7.3.1.3 Fósforo.....	138
7.3.1.4 Potássio.....	139
7.3.2 Características dos lodos.....	140
7.3.3 Recuperação da qualidade da água	143
7.3.4 Características inerentes às biotecnologias propostas para o tratamento das águas residuais	144
7.4 Síntese dos resultados	147
8 - CONCLUSÕES	150
REFERÊNCIAS	152
APÊNDICES	163

1 - INTRODUÇÃO

A suinocultura intensiva é considerada uma atividade de elevado potencial poluidor. Os problemas decorrem da quantidade expressiva de poluentes gerada por cada suíno e da dificuldade de dar destinação final adequada aos resíduos.

Os dejetos líquidos da criação, ou águas residuais, emanam odor fortemente desagradável, emitem gases tóxicos, de efeito estufa e causadores de chuva ácida e contêm elevada carga orgânica, amônia, nutrientes, patógenos e parasitas. Por isso, tais resíduos orgânicos estão associados, direta ou indiretamente, a problemas ambientais, de saúde humana e animal. Os problemas ocorrem pontualmente, nas instalações criatórias e suas imediações, e também de maneira dispersa, nos solos em que são dispostos os resíduos, na atmosfera que se deteriora pelos compostos voláteis e nos corpos hídricos veiculadores da carga contaminante recebida de fontes pontuais ou difusas.

A problemática ambiental tem levado pesquisadores de vários países a investigar processos aeróbicos para o tratamento das águas residuais, em substituição ao manejo convencional em esterqueiras e lagoas anaeróbicas. Ao contrário dos processos anaeróbicos, o tratamento de águas residuais em condições aeróbicas pode remover simultaneamente carga orgânica, sólidos, amônia, nutrientes (N, P), odor, patógenos e parasitas.

Nas últimas duas décadas, muitos processos aeróbicos foram utilizados, tais como lodos ativados, contactadores biológicos rotativos, biofiltros, diques de oxidação e processos anóxicos/aeróbicos em reator seqüencial em batelada (RSB). Este último tem apresentado os resultados mais promissores, seja no tratamento de águas residuais *in natura* ou após separação de sólidos em decantador. Em determinadas condições de manejo desse sistema, é possível remover mais de 90% da carga orgânica, nitrogênio e fósforo (Deng et al., 2008).

Em RSB e também nos demais processos aeróbicos, o tratamento preconiza uma completa eliminação dos constituintes orgânicos e dos nutrientes e uma geração mínima de lodo. A carga orgânica é fundamentalmente removida da água por meio de processos de hidrólise e mineralização completa até CO₂. As formas de nitrogênio são transformadas por meio dos processos microbianos seqüenciais de hidrólise, mineralização e nitrificação e então eliminadas na forma de gás (N₂ e N₂O) por desnitrificação. O fósforo, que não pode ser removido por processos semelhantes, comumente permanece na água tratada (efluente). Porém, sob determinadas condições de manejo dos RSB, é possível a remoção do elemento e

a sua incorporação na biomassa microbiana, a qual é posteriormente retirada do sistema na forma de lodo. Assim, por meio de tais processos, os principais poluentes podem ser satisfatoriamente removidos da água.

Um problema que se estabelece para esse modelo de tratamento é que ele visa apenas adequar a água residual aos padrões de qualidade de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental, mas não viabiliza a *recuperação* dos nutrientes. Conseqüentemente, um recurso importante deixa de ser reintegrado em atividades produtivas, como na fertilização de solos. Do ponto de vista do manejo integrado dos recursos, esse modelo é prejudicial e insustentável. Isso porque, enquanto os nutrientes das águas residuais são apenas *removidos*, uma quantidade igual ou maior precisa ser novamente produzida pela indústria para atender a demanda da agricultura, o que inevitavelmente gera novos resíduos, demanda energia e consome combustíveis fósseis e as reservas finitas e escassas de rochas fosfáticas e potássicas (van der Vleuten-Balkema, 2003).

Além disso, outra característica desfavorável dos sistemas convencionais de tratamento aeróbico é que a água residual é tratada sob um tempo de retenção hidráulico (TRH) muito elevado (3,3 a 16 dias), o que se traduz em vultoso investimento inicial para a construção e aparelhamento do reator e alto custo operacional (Piccinini, 2002; Chen et al., 2004; Zhang et al., 2006; Deng et al. 2008). Obviamente, sistemas onerosos de tratamento de águas residuais não são comportados pela reduzida rentabilidade que a suinocultura oferece. Nessas circunstâncias, a ausência de recuperação de nutrientes e o custo elevado do tratamento tornam insustentáveis a gestão dos resíduos e a própria suinocultura.

Portanto, o principal desafio que se impõe à suinocultura atual é encontrar uma tecnologia viável para gestão dos resíduos, que minimize os impactos ambientais e permita a reintegração da água, dos nutrientes e dos compostos orgânicos a atividades produtivas (Kalyuzhnyi et al., 1999; Wilsenach et al., 2003; Oron, 2003; Sala & Serra, 2004; Schröder, 2005).

As bases para o desenvolvimento de uma tecnologia adequada de tratamento podem derivar, pelo menos parcialmente, de uma análise criteriosa da constituição das águas residuais da suinocultura. O referencial teórico indica que águas residuais *in natura*, recém geradas e não submetidas ao armazenamento em condições anaeróbicas, apresentam sua carga orgânica predominantemente em formas particuladas (Vanotti & Hunt, 1999; Pereira, 2006; Vanotti et al., 2007). Em uma análise detalhada da composição de 121 amostras de águas residuais *in natura*, Vanotti et al. (2007) verificaram que 83,6% dos sólidos totais (ST) e 80,6% da Demanda Química de Oxigênio (DQO) total estavam contidos em formas

particuladas. Esses valores sugerem, em primeira análise, que a maior parte dos poluentes particulados poderia ser removida da água residual por meio de um decantador de partículas, em um processo inicial de tratamento rápido, de baixo custo operacional e capaz de recuperar nutrientes no lodo que sedimenta. Porém, Vanotti et al. (2002) verificaram que a maior parte das partículas (80%) apresenta tamanho inferior a 0,3 mm, o que limita expressivamente a sua capacidade de sedimentação rápida. Portanto, processos adicionais à decantação são necessários para a remoção dos poluentes particulados não sedimentáveis, bem como, para a remoção dos poluentes solúveis contidos na água residual.

A remoção adicional de poluentes pode ser realizada em reatores biológicos aeróbicos do tipo RSB, em que microrganismos oxidam compostos orgânicos e nitrogenados. Apesar de já ter sido demonstrado que a remoção é eficiente, o tratamento é demorado e custoso. Recentemente, porém, esses reatores incorporaram a tecnologia de biogranulação aeróbica, que permite um tratamento mais rápido e eficiente. A diferença se deve ao fato de que os microrganismos não estão dispersos na fase líquida, como em processos convencionais, mas sim ordenados na forma de biogrânulos aeróbicos. Com essa tecnologia, maior quantidade de biomassa pode ser retida no reator e ela pode ser fácil e rapidamente separada da fase líquida, após o tratamento. Além disso, no interior de cada biogrânulo, podem ser formados diversos microambientes, em que várias espécies e grupos fisiológicos microbianos podem co-existir e catalisar simultaneamente processos distintos, como a imobilização, mineralização, nitrificação, desnitrificação e imobilização aumentada de fósforo. Alguns trabalhos anteriores já demonstraram que é possível induzir a biomassa microbiana suspensa a formar biogrânulos durante o tratamento de águas residuais, sob a influência de determinados fatores de biogranulação, como o modo de operação do reator, a pressão de seleção e o atrito hidrodinâmico (Liu & Tay, 2004; Arrojo et al., 2004; Schwarzenbeck et al., 2005). Assim, de acordo com o referencial teórico, a primeira hipótese estabelecida no presente trabalho de pesquisa é a de que, se o reator for operado em condições semelhantes, haverá biogranulação também quando as águas residuais da suinocultura forem tratadas em RSB aeróbico.

Quanto à capacidade do reator aeróbico de biogrânulos de remover compostos particulados, o conhecimento é ainda incipiente. Em um estudo realizado com águas residuais contendo material particulado, foi demonstrado que a remoção de partículas pode ocorrer por meio de sua incorporação na estrutura de flocos, os quais posteriormente evoluem para biogrânulos (Schwarzenbeck et al., 2004). Paralelamente a esse aspecto, Vanotti et al. (2007) demonstraram que, em águas residuais *in natura*, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) é semelhante ao valor de DQO na forma solúvel. Ou seja, a semelhança sugere que,

embora a carga orgânica total seja elevada, apenas os compostos orgânicos não particulados da água *in natura* é que são rapidamente degradados e que a oxidação (DBO₅) é de aproximadamente 20% da DQO total. Aliando essas informações às características específicas de manejo do RSB de biogrânulos, a segunda hipótese do presente trabalho de tese estabelece que, no tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB de biogrânulos, apenas as formas orgânicas solúveis serão oxidadas e que as partículas serão removidas da água pela ação da biomassa flocosa.

A literatura também já demonstrou que RSB aeróbicos de biogrânulos não permitem a remoção satisfatória de todos os poluentes da água. Isso ocorre quando o reator é operado sob carga elevada no tratamento de águas residuais contendo material particulado (Arrojo et al., 2004; Schwarzenbeck et al., 2005; Su & Yu, 2005). Essa condição decorre normalmente da presença de sólidos suspensos que não sedimentam, de residuais de nitrogênio e fósforo e também coliformes. Assim, para que as águas atendam aos padrões de qualidade estabelecidos pela legislação, é necessário um tratamento adicional. Na presente tese, é apresentado um processo de pós-tratamento dos efluentes do RSB de biogrânulos em lagoa de aguapé. Considerando que, normalmente, a maior parte dos compostos orgânicos deixados pelo tratamento em reator está na forma particulada e que a concentração residual de nutrientes é reduzida, a terceira hipótese da presente pesquisa é que a água será purificada satisfatoriamente na lagoa, permitindo atender aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação local.

Considerando ainda as particularidades dos três módulos (decantador, reator e lagoa) do sistema proposto para o tratamento de águas residuais da suinocultura, uma hipótese adicional estabelece que o tratamento será capaz de *remover* satisfatoriamente os poluentes da água e de *recuperar* no lodo e na biomassa das plantas mais de 50% dos nutrientes contidos inicialmente na água residual *in natura*.

Assim, a presente tese de doutoramento teve como objetivos:

- a) avaliar a eficácia de remoção de poluentes de águas residuais da suinocultura por meio de um sistema seqüencial de tratamento, composto pelos módulos decantador, reator aeróbico de biogrânulos e lagoa de aguapé;
- b) avaliar a capacidade do sistema integrado em viabilizar o atendimento aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação local;
- c) avaliar a capacidade de *recuperação* de sólidos, carbono e nutrientes por meio dos lodos e das plantas de aguapé;

- d) investigar a dinâmica de biogranulação em reator seqüencial em batelada no tratamento de águas residuais da suinocultura;
- e) avaliar os processos responsáveis pela remoção de poluentes da água residual em reator aeróbico de biogrânulos;
- f) propor um conceito alternativo para o tratamento de águas residuais, mediante o qual taxas elevadas de *remoção* de poluentes podem ser compatibilizadas à *recuperação* de carbono, nutrientes e água; e,
- g) avaliar a eficiência e a dinâmica de remoção de poluentes durante o pós-tratamento dos efluentes do reator aeróbico de biogrânulos em lagoa de aguapé.

Dentro desse contexto, a tese de doutoramento foi estruturada em oito capítulos, iniciando pelo presente (capítulo 1) e sendo sucedida pelos demais, da forma como segue:

- a) o capítulo 2 apresenta a Revisão Bibliográfica relativa ao tema abordado, em que faz uma breve análise dos problemas associados às águas residuais da suinocultura e demonstra a necessidade de seu tratamento. Também discute algumas bases teóricas que definem a sustentabilidade de um sistema de tratamento de águas residuais e apresenta o estado da arte do processo de biogranulação aeróbica e do sistema lagoa de aguapé;
- b) o capítulo 3 demonstra a dinâmica da formação de biogrânulos aeróbicos no tratamento de águas residuais da suinocultura. Também são apresentados resultados da atividade biológica dos biogrânulos e sua resposta a fatores ambientais;
- c) o capítulo 4 discute a dinâmica dos processos de remoção de poluentes da água residual, durante um ciclo típico de operação do reator;
- d) o capítulo 5 apresenta os resultados do tratamento de águas residuais da suinocultura no reator aeróbico de biogrânulos. Por meio de um balanço de massas para ST, C, N e P, são discutidos os mecanismos de *remoção* de poluentes da água e de *recuperação* de recursos no lodo. Também é apresentado um conceito alternativo de tratamento de águas residuais;
- e) o capítulo 6 apresenta os resultados do pós-tratamento dos efluentes do reator em sistema lagoa de aguapé. São abordados a dinâmica de remoção de poluentes e a eficiência do sistema em purificar a água;
- f) o capítulo 7 faz uma análise integrada dos três módulos que compõem o sistema proposto para o tratamento das águas residuais da suinocultura. Com base na análise de um balanço de massas, são discutidas as contribuições relativas de cada

módulo do sistema na *remoção* de ST, C, N, P e K da água e na *recuperação* desses constituintes na forma de lodos e de plantas de aguapé. São caracterizados os lodos e a qualidade final da água tratada. Por fim, são apresentados ainda os aspectos característicos e relevantes da biotecnologia, em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuais; e,

- g) o último capítulo apresenta as conclusões extraídas do trabalho de pesquisa.

2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Águas residuais da suinocultura e a necessidade de tratamento

2.1.1 Características gerais da produção suinícola

A suinocultura brasileira detém um rebanho aproximado de 35,2 milhões de suínos. A atividade apresenta grande expressão econômica, especialmente nos três estados da Região Sul, que juntos concentram aproximadamente 40% da produção nacional de suínos (IBGE, 2006).

A expansão da atividade suinícola no Brasil, nas últimas décadas, tem sido feita pela intensificação da produção em sistemas de confinamento. Aproximadamente 82% das unidades de produção de suínos no Brasil envolvem os sistemas de confinamento total ou de semi-confinamento (Perdomo et al., 2001). Essa condição acarreta uma elevada concentração local dos resíduos da criação e o agravamento dos problemas ambientais associados.

Em países como Itália e França, os animais são criados predominantemente em sistema de cama sobreposta. Nesse sistema, os animais defecam e urinam continuamente sobre o mesmo leito de resíduos de palhas, serragem ou maravalha. Um ou mais lotes de suínos são terminados sobre o mesmo leito, formando a chamada cama sobreposta. O resíduo sólido é posteriormente destinado à fertilização de solos (Driver, 1999; Mulder, 2003; Wilsenach et al., 2003).

Um sistema alternativo para o manejo dos resíduos consiste em realizar a separação das dejeções por meio de dispositivos específicos da instalação de criação. Assim, a urina é coletada em separado e, posteriormente, é utilizada na fertilização de solos agrícolas. O restante dos resíduos permanece na água residual, que contém as fezes, sobras de ração, água desperdiçada em bebedouros e utilizada na limpeza das instalações. Essa fração recebe o tratamento anaeróbico convencional e é posteriormente destinada em solos agrícolas.

Todavia, tanto no Brasil como nos demais países produtores de suínos, os resíduos da criação são manejados predominantemente na forma líquida. Nesse manejo, os resíduos da criação acabam sendo coletados conjuntamente, para compor a chamada água residual. É sobre os resíduos manejados dessa forma que se concentra o foco da presente tese de doutoramento.

2.1.2 Composição das águas residuais

As características de composição das águas residuais da criação de suínos são estritamente dependentes do manejo.

As frações que compõem a água residual da criação de suínos são fezes, urina, sobras desperdiçadas de ração, pêlos, água desperdiçada de bebedouros, água utilizada na limpeza das instalações, resíduos da depreciação das instalações de criação (partículas de areia, concreto e madeira) e eventualmente também contêm resíduos utilizados na forração de baias, sobras de medicamentos e produtos de limpeza (detergentes e sanitizantes).

A composição física e química das águas residuais da criação de suínos é exemplificada nas Tabelas 2.1 e 2.2. As águas residuais da suinocultura são caracterizadas por seu elevado conteúdo de carga orgânica, nitrogênio, fósforo, zinco, cobre e de contaminantes biológicos. Porém, cabe salientar que valores de concentração de todos os parâmetros citados são muito dependentes do grau em que as referidas frações são diluídas na água residual total e a outros aspectos específicos do manejo. Os principais fatores que influenciam a concentração dos parâmetros na água são a fase de criação e o volume de água desperdiçada pelos animais ou utilizada na limpeza das instalações (Pereira, 2006). Outros aspectos influenciam em menor grau a concentração, como a quantidade e a composição da ração alimentada aos animais, o uso de suplementos minerais e medicamentos, a genética e a sanidade animal, particularidades de manejo e a temperatura ambiente.

Os valores apresentados na Tabela 2.1 são muito representativos da composição de águas residuais da suinocultura, obtidas e analisadas *in natura*, para a fase de terminação e com remoção dos resíduos da criação por meio de lavagem das baias. Os dados são oriundos de uma propriedade de grande porte, localizada na Carolina do Norte, EUA, em que foram monitoradas intensivamente as águas residuais geradas na criação, ao longo de 10,5 meses (Vanotti et al., 2007). Nesse sistema criatório o volume médio de águas residuais gerado por cada suíno, com peso médio de 68,9 kg, é de 11,4 L dia⁻¹.

A concentração de carga orgânica, expressa em termos de DQO, é elevada (13.216 mg L⁻¹) e bastante variável (desvio padrão = 5.394 mg L⁻¹). Em termos de sólidos, a água residual *in natura* contém 13.216 ± 5.394 mg L⁻¹ de ST, com 83,6% presente na forma particulada (SST) e somente 16,4% na forma dissolvida. Coerente com esses valores, a DQO solúvel (3.129 mg L⁻¹) corresponde a apenas 19,4% da DQO total e é semelhante ao valor de carga orgânica facilmente biodegradável, expresso pela análise de DBO₅ (3.132 mg L⁻¹). Esses

valores demonstram que, embora a carga orgânica total seja elevada, apenas os compostos orgânicos não particulados da água *in natura* é que são rapidamente degradados. Esse é um aspecto importante para a definição de um sistema de tratamento da água.

Tabela 2.1 – Composição de água residual *in natura* obtida em um criatório suinícola em fase de terminação e resíduos gerados por unidade animal*

Parâmetro	Concentração (mg L ⁻¹)	Resíduos gerados por suíno (g dia ⁻¹)***
Sólidos Totais (ST)	13.216 (5.394)**	150,4
Sólidos Suspensos Totais (SST)	11.051 (5.914)	125,8
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	16.138 (8.997)	183,6
DQO solúvel (DQO _s)	3.129 (2.017)	35,6
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	3.132 (2.430)	35,6
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	1.584 (566)	18,0
N amoniacal	872 (329)	9,9
N orgânico	712 (325)	8,1
N-NO _x ⁻ (nitrato + nitrito)	1 (3)	0,0
N total	1.584	18,0
Fósforo total	576 (224)	6,5
Fósforo solúvel	135 (40)	1,5
Fósforo orgânico	440 (197)	5,0
Cobre	26,8 (12,2)	0,3
Zinco	26,3 (11,9)	0,3

* Extraído e adaptado a partir de Vanotti et al. (2007). Resultados da análise de 121 amostras de água residual obtidas em 10,5 meses de monitoramento de um criatório suinícola de terminação, com 3.437 animais, do estado da Carolina do Norte, EUA. **Valores entre parênteses referem-se ao desvio padrão dos valores das amostras. ***Calculado a partir do volume médio de água residual gerado diariamente por animal (11,38 L dia⁻¹) e a concentração média de cada parâmetro na água residual. Peso vivo médio de cada animal: 68,9 kg.

Os teores de N na água residual da suinocultura também são muito superiores ao contido em esgotos domésticos e efluentes industriais, além de muito variáveis. Caracteristicamente, em torno, da metade do nitrogênio está contida em formas orgânicas e o restante na forma amoniacal (NH₄⁺ + NH₃), sendo ausentes as formas oxidadas de nitrogênio (NO₃⁻ + NO₂⁻).

Além disso, fósforo e os micronutrientes Zn e Cu também estão contidos em elevadas concentrações nas águas da criação de suínos. Nesse aspecto, porém, há uma característica fortemente relacionada à alimentação e à sanidade dos animais (Jondreville et al., 2003). Assim, normalmente as águas residuais oriundas da criação de animais em fase de crescimento são mais concentradas em P, Zn e Cu do que águas residuais geradas por animais reprodutores (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Composição da água residual *in natura* obtida em cada fase de um criatório suinícola de ciclo completo*

Parâmetro	Gestação baia	Gestação gaiola	Maternidade	Creche	Crescimento	Terminação
	----- mg L ⁻¹ -----					
DQO	5.987,0	4.338,0	18.471,0	11.299,0	14.291,0	16.069,0
DBO5	2.913,0	2.218,0	4.369,0	3.678,0	3.134,0	5.689,0
Fósforo	93,8	66,0	64,3	389,0	150,0	245,0
Cálcio	106,0	85,0	95,0	308,0	390,0	408,0
Magnésio	42,0	37,3	34,8	189,0	225,0	208,0
Potássio	277,0	491,0	102,0	715,0	291,0	916,0
Sódio	102,0	216,0	58,0	90,0	59,0	396,0
Cobre	0,6	0,3	1,3	12,2	3,4	5,2
Zinco	2,4	1,2	3,8	209,0	41,0	10,6
Manganês	1,3	0,5	1,4	10,7	3,7	6,7

* Criatório suinícola de ciclo completo, com manejo dos dejetos na forma líquida, do estado de São Paulo. Adaptado a partir de Pereira, 2006.

Águas residuais da suinocultura apresentam ainda uma elevada carga de contaminantes biológicos. Na água *in natura*, a presença de coliformes fecais normalmente oscila entre 10^5 e 10^7 por mililitro (Vanotti et al., 2005; Pereira, 2006). A água comumente contém ainda outros parasitas, patógenos ou vetores de doenças como bactérias, protozoários, helmintos e vírus.

Cabe ressaltar ainda que a composição química, física e biológica de águas residuais *in natura* é distinta e não comparável com as características de águas da suinocultura que passaram por armazenamento ou tratamento em condições anaeróbicas, como ocorre em esterqueiras, lagoas e biodigestores. Embora sejam relativamente escassos na literatura, apenas os valores obtidos para amostras *in natura* servem de referência para avaliações de tratabilidade do resíduo.

2.1.3 Causas dos problemas associados às águas residuais da suinocultura e ao seu manejo

Dejetos de suínos se constituem em um dos mais sérios problemas ambientais na agricultura e uma das fontes mais importantes de contaminação da água (Perdomo et al., 2001). Vários pólos de produção de suínos no Brasil já experimentam problemas ambientais alarmantes, a exemplo do Oeste de Santa Catarina, Sudoeste e Oeste do Paraná, Nordeste do Rio Grande do Sul e Vale do Poranga em Minas Gerais.

Alguns problemas são intrinsecamente oriundos da quantidade de poluentes gerados por cada suíno (Tabela 2.1), mas outros igualmente importantes estão associados ao manejo dado aos resíduos, à alimentação dos animais e a problemas de redistribuição dos nutrientes contidos nos resíduos. Em linhas gerais, cinco fatores contribuem para a problemática ambiental associada à suinocultura:

a) baixa eficiência de aproveitamento dos nutrientes da ração pelos suínos: o suíno é um animal monogástrico que apresenta reduzida capacidade de assimilação dos nutrientes da ração. O reflexo disso é que, do total ingerido, são perdidos por meio da urina e fezes 45 a 60% do N, 50 a 80% do Ca e P e 70 a 95% do K, Na, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe (Stilborn, 1998; Perdomo et al., 2001). Assim, para prevenir perdas de produtividade, as rações são formuladas com teores excessivos de proteína, fósforo, zinco e cobre. Esse aspecto da nutrição dos animais gera resíduos com teores elevados e desequilibrados de elementos nutrientes, o que conduz a falhas na recomendação de uso agrônômico como fertilizante e leva à acumulação progressiva de alguns elementos no solo (Seganfredo, 2006). Alternativamente, caso houvesse melhorias na genética animal e o fornecimento de rações mais bem balanceadas, a quantidade de resíduos poderia ser diminuída e os problemas ambientais seriam minimizados;

b) importação de insumos (nutrientes) para as regiões produtoras de suínos: os grandes pólos de produção intensiva de suínos comumente não são auto-suficientes na produção de grãos e demais insumos necessários à alimentação dos animais. Isso demanda, inevitavelmente, a importação de insumos (grãos, ração, concentrados protéicos e suplementos minerais) e conduz a um processo de transferência e concentração de nutrientes nas regiões produtoras de suínos. Como não é viável a redistribuição adequada desses nutrientes, os resíduos somente são aplicados em áreas próximas aos locais em que são gerados, o que conduz a um processo de acumulação progressiva de nutrientes. Conseqüentemente, a saturação desses solos reduz a disponibilidade efetiva de locais para disposição dos resíduos, inviabilizando ambientalmente a atividade suinícola. Dentre as alternativas para minimizar esse efeito destacam-se o aumento da extração de nutrientes dos solos em que são dispostos os resíduos e também a viabilização do transporte dos nutrientes a solos distantes e carentes de fertilização;

c) elevado grau de diluição dos nutrientes nos dejetos líquidos: embora seja vultosa a quantidade de nutrientes gerada pelas unidades de criação de suínos, esses nutrientes encontram-se muito diluídos nas águas residuais a fim de serem utilizados como fertilizantes. Um levantamento realizado por Scherer et al. (1996) com 118 amostras de dejetos líquidos de

suínos demonstrou que 38% das amostras continha menos de 5 kg m^{-3} de nutrientes e 27% apresentava menos de 3 kg m^{-3} . Essa diluição excessiva dos nutrientes impõe restrições de ordem técnica e econômica ao transporte e destinação das águas residuais em solos agrícolas. Portanto, torna-se necessária a concentração dos nutrientes a fim de viabilizar sua redistribuição a áreas de solos mais distantes, conforme citado anteriormente;

d) forma dos nutrientes: como as águas residuais da criação suinícola são tratadas e/ou armazenadas anaerobicamente em esterqueiras, lagoas e biodigestores, a maioria dos constituintes orgânicos são decompostos e os elementos contidos em moléculas orgânicas são mineralizados. Assim, no solo, os nutrientes tornam-se prontamente disponíveis à assimilação por plantas e, também, sujeitos a vários processos de perdas. O nitrogênio, por se encontrar predominantemente na forma amoniacal, é passível de perdas expressivas por volatilização de amônia (Port et al., 2003). Também ocorre sua rápida transformação em nitrato, que é solúvel e extremamente suscetível de ser transportado juntamente com a água que sai do solo (Ceretta et al., 2005; Aita et al., 2007). O nitrato também é passível de ser transformado em suas formas gasosas (N_2 , N_2O) por desnitrificação (Giacomini et al., 2006). O fósforo e outros nutrientes podem ser também ser carregados para fora do sistema solo e contaminar ambientes aquáticos (Basso, 2005; Ceretta et al., 2005; Berwanger, 2006). Esses problemas de perdas e de poluição de outros ambientes estão, portanto, intimamente associados ao fato de os nutrientes estarem já em suas formas minerais no momento da disposição dos resíduos no solo. Ao contrário, caso estivessem contidos em compostos orgânicos poliméricos particulados, os elementos estariam menos propensos a perdas, seriam gradativamente mineralizados no solo, a geração de poluentes poderia ser minimizada e uma maior proporção de nutrientes poderia ser efetivamente absorvida por plantas.

e) presença de outros contaminantes: a presença de compostos voláteis na água residual, com odor fortemente desagradável, impõe restrições ao uso agrícola do resíduo como fertilizante, tanto da parte de agricultores e da sociedade, como pelos órgãos de fiscalização ambiental (Belli Filho, 2007). Além disso, a presença de contaminantes biológicos restringe as possibilidades de destinação final dos resíduos em solos e/ou acarreta a contaminação dos alimentos, dos solos e da água.

Assim, torna-se evidente que os problemas associados aos resíduos da suinocultura são dependentes de vários fatores. Contudo, cabe destacar que, à exceção do primeiro, todos os demais fatores podem ser amenizados por um tratamento adequado das águas residuais.

2.1.4 Formas de poluição do ambiente

O potencial poluente de dejetos de suínos se manifesta no interior e nas imediações das instalações de criação, nas unidades de armazenagem (esterqueiras e lagoas), no transporte e na destinação final.

Em esterqueiras e lagoas anaeróbicas, diversos compostos voláteis são gerados a partir das águas residuais e esses compostos se somam aos já contidos inicialmente nas fezes e na urina. Ácidos graxos voláteis, indol, compostos fenólicos, amônia, aminas voláteis, sulfetos e mercaptanos são exemplos de gases gerados e que estão associados a odores desagradáveis e a riscos de danos à saúde (Zhu, 2000). Também são gerados metano, dióxido de carbono, compostos de enxofre e amônia, os quais estão associados aos problemas ambientais de destruição da camada de ozônio, efeito estufa e chuva ácida.

A disposição dos dejetos em solos permite a continuidade de algumas reações de geração de compostos poluentes ou de sua transferência dos dejetos para o meio. Nesse ambiente, os impactos negativos da disposição continuada dos resíduos podem manifestar-se de diversas maneiras: a) pelo incremento progressivo e demasiado de elementos nutrientes (P, N, Zn e Cu); b) por contaminação do meio com microrganismos não nativos e compostos xenobióticos (antibióticos e substâncias promotoras do crescimento animal); c) depleção temporária do oxigênio; d) desequilíbrios nas relações de imobilização e de mineralização de nutrientes, na nitrificação e na desnitrificação; e, ainda, e) alteração da ecologia das populações da fauna e da microflora edáficas.

Ao manejo dado aos dejetos são atribuídos, também, riscos de contaminação da água do solo, de aquíferos subterrâneos e de outros ambientes aquáticos por microrganismos patogênicos, compostos orgânicos, hormônios e antibióticos, amônia, nutrientes e metais pesados. A contaminação desses ambientes pode, direta ou indiretamente, resultar em: a) perda da qualidade natural da água e modificação de sua aptidão; b) eutroficação; c) crescimento desordenado de plantas aquáticas; d) alteração da ecologia do ambiente aquático; e) morte dos organismos; f) elevação do custo de tratamento posterior da água para o consumo; g) gosto e odor na água, não elimináveis pelo tratamento convencional; e, g) problemas de saúde.

2.2 O tratamento das águas residuais da suinocultura sob o enfoque do manejo integrado dos recursos

2.2.1 Bases conceituais

Historicamente, os primeiros sistemas de tratamento de águas residuais foram implantados para assegurar a sanidade de ambientes urbanos. O tratamento consistia em separar os sólidos por decantação, com posterior degradação da carga orgânica residual da fração líquida. Na atualidade, a maioria das tecnologias de tratamento de águas residuais tem suas bases estabelecidas nesse modelo e têm sido complementadas por processos de *remoção* de nutrientes da água. Nesse modelo convencional de tratamento, são empregadas quantidades expressivas de energia e de produtos químicos, a fim de eliminar nutrientes e degradar completamente a carga orgânica. O lodo gerado nesse processo é comumente disposto em aterros. Assim, os elementos nutrientes e a matéria orgânica, que estavam presentes de forma diluída nas águas residuais, são impedidos de completar seu ciclo normal e deixam de ser reintegrados ao sistema produtivo agrícola. O modelo convencional prima unicamente pela qualidade do efluente líquido (van der Vleuten-Balkema, 2003).

Essa situação demonstra que o conceito de qualidade e de sustentabilidade no tratamento de águas residuais nas sociedades modernas parece estar limitado apenas ao estabelecimento de padrões cada vez mais rígidos de qualidade do efluente líquido e ao cumprimento dessas normas pelos agentes geradores de resíduos (Wilsenach, 2003). Somente na atualidade esse modelo equivocado de tratamento passou a ser questionado (Driver et al., 1999; Wilsenach et al., 2003; van der Vleuten-Balkema, 2003; Mulder, 2003; Sala & Serra, 2004) e se tem reconhecido que as tecnologias baseadas na *remoção* de elementos precisam evoluir para garantir um tratamento de águas residuais mais sustentável no manejo dos recursos (van der Vleuten-Balkema, 2003; Sala & Serra, 2004).

As novas tecnologias do futuro devem não somente atentar para a qualidade final do efluente líquido e proteção dos recursos hídricos, mas, de igual maneira, considerar todos os demais recursos envolvidos no processo de tratamento, incluindo capital, energia, água e nutrientes (van der Vleuten-Balkema, 2003). O *manejo integrado dos recursos*, aplicado ao tratamento de águas residuais, prevê que os nutrientes possam ser *recuperados* e reintegrados ao sistema produtivo (Wilsenach et al., 2003; Sala & Serra, 2004). Os elementos de maior interesse são nitrogênio e fósforo, mas outros, como potássio e enxofre, precisam igualmente ser considerados. Também os compostos orgânicos contidos na água residual devem ser

vistos como precursores potenciais de biomoléculas e como fonte potencial de energia ao processo catabólico microbiano e animal. Nesse sentido, deve ser preconizada a *recuperação* e a (re)integração dos compostos orgânicos e dos nutrientes aos sistemas produtivos, em detrimento de sua *remoção* ou eliminação.

Águas residuais da suinocultura representam uma fonte importante de nutrientes e de energia potencialmente útil. Sua aplicação em solos agrícolas constitui em uma alternativa promissora para viabilizar a reintegração dos recursos em um sistema produtivo. Os elementos podem nutrir plantas e microrganismos ou podem compor a reserva de nutrientes do solo. Constituintes orgânicos da água residual podem fornecer os precursores da síntese e também a energia química, que são imprescindíveis à realização de processos úteis ao ecossistema solo, tais como a humificação, a fixação biológica heterotrófica de nitrogênio, a floculação e a agregação de partículas, o aumento de porosidade, o incremento da capacidade de troca de cátions e de sorção de metais pesados, a melhoria da retenção de água, a manutenção da reserva de nutrientes e o aumento do equilíbrio e da diversidade biológica (Goulding et al., 2001).

Dessa forma, embora nutrientes importantes estejam presentes nos dejetos, é ineficiente e economicamente inviável o seu transporte até as lavouras. Isso se deve ao fato de que, na maioria das vezes, a concentração de nutrientes nos dejetos é muito reduzida frente ao custo elevado do transporte de tais resíduos na forma líquida. Além disso, é preciso considerar que solos de áreas marginais aos pólos de produção não comportam aplicações continuadas de dejetos, fazendo-se necessária a exportação dos resíduos (Seganfredo, 2000; 2006).

É nesse contexto que vários pesquisadores afirmam que o manejo integrado dos recursos presentes nas águas residuais da suinocultura deve contemplar inicialmente o processo de tratamento, no sentido de valorizar os resíduos e gerar um fertilizante com elevado teor de sólidos e concentrado em nutrientes (Imbeah, 1998; Kalyuzhnyi et al., 1999; Perdomo, 2001; Wilsenach et al., 2003; Oron, 2003; Sooknah & Wilkie, 2004). Essas medidas podem, simultaneamente, prevenir problemas ambientais, economizar recursos e tornar economicamente viável a necessária exportação dos nutrientes (e demais recursos) a regiões distantes e aptas ao seu uso racional.

2.2.2 O tratamento ideal

Tendo em vista a problemática associada aos resíduos da criação de suínos e a necessidade de um manejo integrado e sustentável dos recursos, algumas diretrizes têm sido propostas para o tratamento.

Williams (2001) apresenta algumas características do que definiu como *tecnologias ambientalmente superiores* de tratamento de águas residuais da suinocultura. Segundo o autor, o tratamento deve ser capaz de eliminar, ou quase eliminar: a) o despejo de resíduos da criação animal em águas superficiais e subsuperficiais, seja por despejo direto em corpos d'água, lixiviação ou escoamento superficial; b) as emissões atmosféricas de amônia; c) as emissões de odores perceptíveis além dos limites da propriedade; d) a liberação de patógenos e vetores de doenças; e, e) a contaminação de solos e águas subsuperficiais com nutrientes e metais pesados.

Adicionalmente ao proposto pelo autor, outros três critérios podem ser destacados como orientadores para a elaboração de tecnologias de tratamento: a) a eficiência de redução do potencial poluente; b) a capacidade de concentrar os nutrientes e a matéria orgânica no produto de final; e, c) a viabilização do uso secundário para água tratada;

Nesse sentido, sob os aspectos do manejo integrado dos recursos, as seguintes características gerais são preconizadas para sistemas de tratamento de águas residuais da suinocultura:

- a) geração inexpressiva de gases poluentes: CH_4 , NO_x^- , compostos de enxofre, amônia e odor desagradável;
- b) reduzida demanda por energia, infra-estrutura e insumos;
- c) fácil manejo, baixo custo e rápido (TRH reduzido);
- d) não aumente a concentração ou gere novos contaminantes ou poluentes;
- e) degrade antibióticos e substâncias orgânicas promotoras de crescimento animal;
- f) viabilize o retorno de nutrientes ao ciclo produtivo; e,
- g) separe o dejetos em fases distintas: pastosa (ou sólida) e líquida;

De forma complementar, após a separação de fases por meio do tratamento, as seguintes características são preconizadas para a fração pastosa (ou sólida):

- a) tenha um alto teor de matéria seca, matéria orgânica e nutrientes;
- b) apresente baixo teor de matéria orgânica e nutrientes na forma solúvel e ausência de organismos patogênicos;
- c) apresente decomposição lenta e gradual no solo em condições aeróbicas;

- d) permita seu uso agrícola, com aproveitamento dos nutrientes e da matéria orgânica;
- e) não gere poluentes ao meio;
- f) apresente um equilíbrio adequado entre nutrientes, que permita dispor no solo e aumentar sua fertilidade;
- g) permita a valorização agrônômica do resíduo em outros usos ou processos;
- h) apresente boa correlação entre teor de matéria seca, matéria orgânica e nutrientes; e,
- i) apresente constituição pouco variável ao longo do ano;

Para a água residual tratada, ou efluente líquido, são desejadas as seguintes características:

- a) seja ausente de materiais orgânicos, inorgânicos (inclusive nutrientes) e de organismos patogênicos;
- b) permita reutilização da água ou seu despejo em corpos receptores, sem que haja impacto ambiental.

É importante observar que o tratamento ideal para águas residuais da suinocultura, aqui hipoteticamente descrito, não existe na prática. Entretanto, é imprescindível que se tenha ciência de suas características para que a pesquisa possa gerar tecnologias que melhor satisfaçam a esses critérios de qualidade.

2.3 A significância do volume de nutrientes contido em águas residuais da suinocultura

A suinocultura é reconhecida como atividade geradora de grande volume de resíduos, os quais contêm elevada quantidade de elementos nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio. Na Tabela 2.3 são apresentadas estimativas para o volume de resíduos gerados pela atividade suinícola no país, para a quantidade de nutrientes contidos em tais resíduos e ao seu valor monetário equivalente, tendo por referência o custo dos adubos químicos.

O volume total de águas residuais geradas pela suinocultura brasileira pode ser estimado a partir do número de animais do plantel e do volume médio de resíduos gerado por cada animal. Assim, considerando-se que o plantel brasileiro de suínos no ano de 2006 era de 35,17 milhões de animais (IBGE, 2006) e que o volume médio de dejetos gerado por um suíno é igual a 8,6 L dia⁻¹ (Oliveira, 1993), então o montante de resíduos líquidos gerados pela suinocultura brasileira seria igual a 110,4 milhões de m³ ano⁻¹.

Tabela 2.3 – Estimativa da quantidade e do valor monetário dos nutrientes contidos nos dejetos gerados pela criação de suínos no Brasil

Parâmetros	Unidade	Valor	Fonte
Plantel brasileiro de suínos em 2006	n° de animais	35.173.824	IBGE, 2006
Volume médio de dejetos gerados por suíno	L dia ⁻¹	8,6	Oliveira, 1993
Volume total de dejetos gerados no Brasil	m ³ ano ⁻¹	110.410.634	cálculo
Composição dos dejetos:			
Nitrogênio (na forma de N)	kg m ⁻³	2,374	Silva, 1996
Fósforo (na forma de P)	kg m ⁻³	0,578	Silva, 1996
Potássio (na forma de K)	kg m ⁻³	0,536	Silva, 1996
Quantidade total de nutrientes			
N	kg ano ⁻¹	262.114.884	cálculo
P	kg ano ⁻¹	63.795.264	cálculo
K	kg ano ⁻¹	59.146.976	cálculo
Total (N+P+K)	kg ano ⁻¹	385.057.084	cálculo
Custo referencial dos insumos			
Uréia, 46% de N	US\$ ton ⁻¹	891,76	Comércio local ¹
Super Fosfato Triplo (SFT), 20% de P	US\$ ton ⁻¹	1.323,53	Comércio local
Cloreto de Potássio (KCl), 50% de K	US\$ ton ⁻¹	1.005,88	Comércio local
Custo referencial dos nutrientes			
N	US\$ kg ⁻¹	1,94	cálculo
P	US\$ kg ⁻¹	6,62	cálculo
K	US\$ kg ⁻¹	2,01	cálculo
Quantidade equivalente em adubos			
Uréia	kg ano ⁻¹	569.814.878	cálculo
SFT	kg ano ⁻¹	318.976.320	cálculo
KCl	kg ano ⁻¹	118.293.953	cálculo
Total equivalente em adubos	kg ano ⁻¹	1.007.085.151	cálculo
Valor equivalente dos nutrientes			
N	US\$ ano ⁻¹	508.140.797	cálculo
P	US\$ ano ⁻¹	422.174.542	cálculo
K	US\$ ano ⁻¹	118.989.800	cálculo
Total	US\$ ano ⁻¹	1.049.305.139	cálculo

¹ Pesquisa de preços realizada nos municípios de Santo Ângelo, RS (Agrofutura e Cotrisa) e Santa Maria, RS (Multifétil). Valor referencial de um dólar americano (US\$): R\$1,70.

Com base no referido volume e na composição elementar média dos dejetos em N, P e K (Silva, 1996), é possível calcular a quantidade total de nutrientes gerada pela suinocultura. De acordo com tais cálculos, os dejetos gerados anualmente no país corresponderiam a 570 mil ton de uréia, 319 mil ton de SFT e 118 mil ton de KCl, totalizando o equivalente a um milhão de toneladas de adubos químicos sintéticos. Esse montante expressivo equivale a 4,8% do total de 20,98 milhões de toneladas de fertilizantes químicos consumidos pelo país no ano de 2006.

Ainda, considerando-se os valores de comercialização dos referidos adubos químicos, torna-se possível estimar o valor equivalente dos nutrientes contidos nos dejetos. Assim, tendo por base o custo referencial de cada tonelada do adubo nitrogenado (US\$ 891,76), fosfatado (US\$ 1.323,53) e potássico (US\$ 1.005,88), depreende-se que os nutrientes N, P e K dos dejetos equivalem a um total de 1,05 bilhão de dólares por ano. Essa estimativa demonstra, portanto, que os resíduos da criação de suínos contêm valiosos recursos, o que justifica os esforços de pesquisa para viabilizar a sua reintegração ao sistema produtivo agrícola.

2.4 O processo de biogranulação aeróbica aplicado ao tratamento de águas residuais

2.4.1 Breve histórico da biogranulação aeróbica

A formação de biogrânulos ocorre em condições anaeróbicas e aeróbicas. A biogranulação anaeróbica é relativamente bem conhecida e utilizada, sendo o processo aplicado extensivamente em plantas de tratamento de águas residuais. Reatores UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*) são baseados nessa tecnologia. A granulação aeróbica, porém, é um processo recentemente descoberto e ainda pouco compreendido. A ocorrência de grânulos aeróbicos foi relatada pela primeira vez por Mishima & Nakamura (1991) em um biorreator aeróbico de fluxo ascendente contínuo. Shin et al. (1992) e Morgenroth et al. (1997) foram os primeiros a descrever fatores que afetam o processo de biogranulação. Desde então, outros grupos de pesquisa de vários países passaram a investigar o processo, incluindo a França (Dangcong et al., 1999), Holanda (Beun et al., 2000), Cingapura (Tay et al., 2001a), China (Lou et al., 2001), Japão (Tsuneda et al., 2003) e Itália (di Iaconi et al., 2005).

Os estudos realizados com biogranulação visavam ao tratamento de águas contendo matéria orgânica, N, P e substâncias tóxicas. Até o momento, as pesquisas se concentraram no estudo de fatores que afetam a formação de biogrânulos e o desempenho no tratamento a

partir de águas residuais sintéticas (caldo nutritivo), que são elaboradas a partir de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, de natureza conhecida e de fácil assimilação pelos microrganismos. Recentemente, contudo, a biogranulação também foi induzida com vários efluentes industriais, como de laboratório de análise de produtos lácteos (Arrojo et al., 2004), da indústria de processamento de produtos lácteos (Schwarzenbeck et al., 2005), do processamento da soja (Su & Yu, 2005), de águas residuais de frigorífico (Cassidy & Belia, 2005) e da indústria cervejeira (Schwarzenbeck, 2004; Wang et al., 2007). Também foi relatada a presença de pequena proporção de biogrânulos (5% da biomassa total) no tratamento em RSB de águas residuais da suinocultura (Han et al., 2008). Esses trabalhos permitiram avaliar alguns aspectos da dinâmica da biogranulação com substratos de natureza orgânica complexa.

2.4.2 Morfologia e ecologia de biogrânulos aeróbicos

Biogrânulo aeróbico é um tipo especial de biofilme, formado por diferentes grupos bacterianos e uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares. Apresenta estrutura compacta e densa, forma arredondada, tamanho de 0,1 a 8 mm e cor clara. Comumente estão presentes milhões de células por grama de biomassa. Ao contrário de flocos, comuns em sistemas de lodo ativado, biogrânulos se constituem em entidades distintas e são fácil e rapidamente separados do efluente por sedimentação, dispensando a separação posterior em clarificadores (Liu & Tay, 2004).

A diversidade dos grupos fisiológicos que ocorrem e co-existem em biogrânulos inclui bactérias decompositoras heterotróficas, nitrificadoras, desnitrificadoras, acumuladoras de fosfato e de glicogênio e até mesmo bactérias diazotróficas. A diversidade microbiana de biogrânulos inclui ainda bactérias anaeróbicas *Bacteroides* spp., na profundidade de 800 a 900 μm , e células mortas entre 800 e 1000 μm a partir da superfície (Tay et al., 2002).

Além de células e polímeros microbianos extracelulares, a estrutura de um biogrânulo compreende uma complexa rede de diminutos canais e poros, por onde fluem nutrientes e metabólitos celulares, nas fases líquida e gasosa (Liu & Tay, 2004). Essa arquitetura permite que se estabeleça um gradiente de concentração de oxigênio, com sítios aeróbicos na periferia e anaeróbicos no interior do biogrânulo (Mosquera-Corral et al., 2005). A distribuição espacial dos microrganismos não é aleatória, mas sim, ordenada espontaneamente por cada espécie ou grupo fisiológico em resposta aos diversos microambientes do interior do biogrânulo em que melhor podem sobreviver e metabolizar seus nutrientes. Devido a essa

organização complexa e aos microrganismos presentes, biogrânulos podem remover nutrientes da fração líquida e catalisar simultaneamente vários processos metabólicos distintos, como a mineralização de compostos orgânicos, a oxidação do N amoniacal, a respiração anaeróbica do nitrato e a remoção de fósforo da solução (Lin et al., 2003; Yang et al., 2003; de Kreuk et al., 2005). A proximidade celular e a auto-imobilização das células na matriz também favorecem processos de intercâmbio de informações genéticas, que são importantes ao comportamento fisiológico dos microrganismos do biogrânulo (Liu & Tay, 2004; Liu & Tay, 2002).

As propriedades especiais de biogrânulos aeróbicos, relatadas na literatura, incluem: a) elevada resistência ao atrito hidrodinâmico; b) rápida velocidade de sedimentação; c) facilidade de separação da fração líquida; d) maior estabilidade aos fatores adversos do meio, em relação a lodos ativados; e) elevada atividade metabólica específica; e, f) capacidade de manter sua integridade estrutural e de recuperar sua atividade metabólica após armazenamento por várias semanas (Liu & Tay, 2004). Essas propriedades distintas de biogrânulos conferem eficiência, flexibilidade e economia aos sistemas de tratamentos de águas residuais.

2.4.3 Principais fatores que afetam a formação de biogrânulos aeróbicos

Composição do substrato

Biogrânulos aeróbicos têm sido desenvolvidos a partir de uma grande variedade de substratos sintéticos, constituídos de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, como glicose, acetato, etanol, fenol e água residual sintética para bactérias nitrificadoras. A estrutura física dos biogrânulos e a composição de espécies parecem ser muito influenciadas pelo tipo de substrato orgânico (Liu & Tay, 2004).

A biogranulação também foi induzida com várias águas residuais não sintéticas, como de laboratório de análise de produtos lácteos, da indústria de processamento de produtos lácteos, do processamento da soja, de frigorífico e da indústria cervejeira. Em um dos estudos com substratos naturais contendo materiais particulados, as partículas foram removidas da água por protozoários e foram incorporadas na estrutura de biogrânulos em formação (Schwarzenbeck et al., 2004). Outro efeito atribuído à presença de substratos complexos foi o crescimento de microrganismos filamentosos na superfície de biogrânulos (McSwain et al., 2004, Schwarzenbeck et al., 2005). Todavia, os resultados obtidos no tratamento de águas

residuais do processamento da soja (Su & Yu, 2005) e da indústria cervejeira (Wang et al., 2007) demonstraram que biogrânulos estáveis podem ser formados normalmente, sem a interferência negativa de filamentosos. Esse aspecto precisa ser mais bem investigado.

Carga orgânica

Sistemas de lodos ativados e de biogranulação anaeróbica (UASB) usualmente apresentam sensibilidade a altas cargas e a variações no tempo (choques de carga), levando à redução na eficiência e à perda de biomassa do reator. Ao contrário, a formação de biogrânulos aeróbicos mostra-se indiferente à carga orgânica. Sua formação já foi verificada em todas as concentrações testadas, variando de $0,83 \text{ g L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DQO (Beun et al., 1999) a $15 \text{ g L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DQO (Liu et al., 2003a). O comportamento dos grânulos, porém, é ligeiramente modificado, ocorrendo um aumento do tamanho e redução do coeficiente de integridade com a elevação da carga orgânica (Liu et al., 2003a). Em condições de águas residuais não sintéticas, a carga orgânica máxima aplicada ao reator foi menor, no valor de $6,0 \text{ g L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DQO para águas residuais do processamento da soja (Su & Yu, 2005) e de $7,0 \text{ g L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DQO para esgoto doméstico (di Iaconi et al., 2007).

Ausência de substrato e alimentação intermitente

Durante cada ciclo de operação do RSB de biogranulação, há apenas uma fase de alimentação. Ao término da entrada de afluente, a máxima concentração de substrato se estabelece no reator. Enquanto a disponibilidade de substrato for irrestrita, diz-se que há uma fase de "fartura". A fase inicial é seguida de um período de intensa biodegradação, até a depleção do substrato a um teor mínimo, quando então se estabelece o período de "fome de substrato". A alternância de condições e, principalmente, a duração da segunda fase têm sido reconhecidos como sendo de grande importância para a formação de biogrânulos. Já foi comprovado que, após a depleção do substrato, as bactérias mudam as características de sua superfície celular, tornando-se mais hidrofóbicas, o que melhora suas propriedades de auto-adesão e, conseqüentemente, de formação e de estabilização do biogrânulo (Tay et al., 2001; Sponza, 2003; Liu et al., 2004a).

Nesse sentido, com base nos resultados do tratamento de águas residuais da indústria de processamento de produtos lácteos, Schwarzenbeck et al. (2005) propôs que a fase de fome de substrato não poderia ser plenamente estabelecida, dada à contínua hidrólise dos materiais

particulados. Todavia, os resultados obtidos por Wang et al. (2007) no tratamento de águas residuais da indústria cervejeira contradizem essa hipótese, já que o período de fome pôde ser estabelecido e a biogranulação não foi afetada pela presença de material particulado. Assim, a influência dos fatores ausência de substrato e alimentação intermitente precisa ainda ser esclarecida.

Força hidrodinâmica

Várias evidências sugerem que a força de atrito hidrodinâmico favorece a formação de biogrânulos aeróbicos e sua estabilidade. O atrito hidrodinâmico em RSB é determinado pelo fluxo ascendente de ar no reator, o qual determina a movimentação da fase líquida. essa vazão de ar é expressa em termos de “intensidade de fluxo superficial ascendente”². Assim, Tay et al. (2001b) verificaram que biogrânulos apenas podiam ser formados a partir de uma intensidade de fluxo de $43,2 \text{ m h}^{-1}$. Grânulos mais arredondados, regulares, compactos, densos e íntegros foram formados com o aumento da força hidrodinâmica. A explicação para esses efeitos parece ser o fato de que a força de atrito hidrodinâmico está diretamente relacionada à produção de polissacarídeos extracelulares por bactérias, conforme verificado por Tay et al. (2001b; Liu & Tay, 2002). Todavia, a ocorrência de biogranulação aeróbica já foi relatada sob intensidade de fluxo de ar bem inferior, o que demonstra que a influência do fator sobre o processo ainda não está bem esclarecida.

Tempo de sedimentação e Velocidade Mínima de Sedimentação (VMS)

Em reatores do tipo RSB, as águas residuais são tratadas em sucessivos ciclos de 3 a 12 h cada. A cada ciclo, a biomassa de grânulos é sedimentada antes da descarga do efluente, em um tempo de sedimentação pré-definido e constante. Esse tempo consiste no período compreendido entre a suspensão da aeração e o início da descarga do efluente. De maneira recíproca, a Velocidade Mínima de Sedimentação (VMS) é um parâmetro de magnitude inversamente relacionada ao tempo de sedimentação e é calculada pela razão entre a distância a ser percorrida por uma partícula do topo do reator ao ponto de descarga no tempo determinado. O uso da VMS como parâmetro é mais adequado do que o tempo de

² Intensidade de fluxo superficial ascendente de ar é uma medida da vazão específica de ar, que relaciona o fluxo de ar (m^3), por unidade de área da base do reator (m^2) e de tempo (h), ou seja, $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Porém, a forma correta de expressar o parâmetro é m h^{-1} .

sedimentação, pois o primeiro considera a altura do reator, ou seja, a distância a ser percorrida pela biomassa em função do tempo. Nesse sentido, valores de VMS elevados impõem maior pressão de seleção sobre a biomassa que sedimenta em relação a menores valores.

Na literatura, a pressão de seleção tem sido identificada como principal mecanismo para o favorecimento da formação e acúmulo de biogrânulos no reator, em detrimento da biomassa leve e dispersa, que tende a ser descarregada. Ou seja, o tempo deve ser suficientemente curto para permitir a remoção de biomassa dispersa e leve, porém, demorado o bastante para permitir o crescimento bacteriano e a acumulação de biogrânulos. Alguns autores recomendam que a VMS seja de, no mínimo, 8 m h^{-1} (Liu et al., 2005) ou 12 m h^{-1} (de Kreuk et al., 2005b), a fim de garantir a exclusão de bactérias filamentosas e flocos de sedimentação deficiente. De fato, em um estudo do efeito isolado do fator tempo de sedimentação, McSwain et al. (2005) verificaram que uma VMS de $2,4 \text{ m h}^{-1}$ formou predominantemente biomassa flocosa, enquanto que a predominância de biogrânulos somente foi observada em um reator operado com VMS maior (12 m h^{-1}). No tratamento de águas residuais da suinocultura, Han et al. (2008) operaram o reator sob VMS reduzida ($0,13 \text{ m h}^{-1}$) e observaram que a proporção de biogrânulos em relação à biomassa total foi pequena, variando de 1 a 8%. Portanto, esse e outros estudos efetivamente demonstraram que a pressão de seleção, por meio da VMS, não é determinante da formação de biogrânulos, mas sim para que estes se tornem predominantes no reator. Proporção de biogrânulos superior a 80% somente foram observadas sob elevada pressão de seleção.

Configuração do reator

A configuração do biorreator influencia o perfil de fluxo do líquido e dos grânulos durante a aeração/movimentação. Em quase todos os casos relatados, a formação de biogrânulos aeróbicos ocorreu em reatores do tipo coluna, de fluxo ascendente. Neles, a ascensão do ar na coluna movimenta o líquido e cria um fluxo circular relativamente homogêneo, com movimentos tangenciais ao longo do eixo vertical do reator. Esse movimento submete os agregados de bactérias, flocos e biogrânulos a um constante e moderado atrito hidráulico. O atrito aparentemente força o aglomerado de células a adaptar uma forma granular regular, que apresenta um mínimo de energia livre (Liu e Tay, 2004). Assim, tem sido discutido que o perfil desejado de fluxo do líquido somente poderia ser obtido em reatores cuja altura fosse bem superior ao diâmetro. Todavia, mesmo reatores com altura e diâmetro semelhantes possibilitaram a formação de biogrânulos, evidenciando que o

fator não é determinante da biogranulação. O efeito da altura do reator está, porém, fortemente associado ao fator tempo de sedimentação e VMS, que estabelecem a pressão de seleção sobre a biomassa, conforme discutido anteriormente.

Tempo de retenção hidráulico (TRH) e duração dos ciclos

A operação de um RSB é feita de forma cíclica. Reatores de biogrânulos aeróbicos são operados, em cada ciclo, com as fases de alimentação, aeração, sedimentação e descarga do fluido sobrenadante. O TRH determina a frequência e o volume de entrada e de descarga de efluente no reator. Tempos mais curtos estimulam a atividade microbiana, a produção de polissacarídeos e a hidrofobicidade das células. Todos esses atributos auxiliam a formação de biogrânulos (Liu & Tay, 2004).

A duração dos ciclos deve ser adequada ao grupo microbiano que se deseja estabelecer no biorreator. Biogrânulos constituídos essencialmente por bactérias heterotróficas ou por uma cultura mista têm sido formados eficientemente em ciclos de operação de 3 a 4 horas. Para nitrificadoras, entretanto, há relatos de que grânulos não foram formados em ciclos curtos de 3 h. Quando o reator foi operado com ciclos de 6 ou 12 h, houve a formação normal de biogrânulos, mas, sob ciclos longos de 24 h, grânulos não foram formados, em função da baixa pressão de seleção (Tay et al., 2002; Liu et al., 2004c; Wang et al., 2005). O trabalho de Liu et al. (2004c) mostra ainda que, uma vez que uma cultura mista tenha sido formada em ciclos curtos de 4 h, é possível manter essa duração e alterar a dinâmica dos grupos, favorecendo determinada população. Os autores conseguiram modificar o biogrânulo em favor das nitrificadoras pelo aumento da relação N/DQO, sem que fosse necessário o aumento do tempo de ciclo.

No tratamento de águas residuais *in natura*, os reatores têm sido operados com tempo de ciclo de 6 e 8 h, com volume de troca de 50%, o que equivale a TRH de 12 e 16 h, respectivamente. Com águas residuais da suinocultura, ainda não foram executados estudos específicos para avaliar a influência dos referidos fatores na biogranulação.

Presença de cálcio

A influência do cálcio na biogranulação tem sido associada a um efeito de ligação do íon com a carga negativa da superfície celular bacteriana e com os polissacarídeos da matriz. Dessa maneira, o elemento promoveria a agregação bacteriana (Liu & Tay, 2004). Em um

trabalho específico para avaliação do efeito do fator, Jiang et al. (2003) verificaram que a adição de 100 mg L^{-1} de cálcio acelerou o processo de granulação, bem como conferiu mais resistência (integridade) e velocidade de sedimentação aos grânulos. No tratamento de águas residuais *in natura* o efeito não foi avaliado.

Oxigênio dissolvido e temperatura

Em sistemas biológicos convencionais de tratamento de águas residuais, como lodos ativados, os fatores oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura são os grandes determinantes do desempenho do tratamento. Grânulos aeróbicos, entretanto, têm sido formados em concentrações de OD muito reduzidas ($0,7 \text{ mg L}^{-1}$) e também bastante elevadas ($8,0 \text{ mg L}^{-1}$), o que sugere que o fator não seja decisivo na formação (Liu & Tay, 2004).

Em um estudo específico do fator temperatura na biogranulação, de Kreuk et al. (2005) verificaram que a formação inicial de biogrânulos em temperatura de 8°C resultou em grânulos irregulares e operação instável, ao contrário do que foi observado na temperatura de 20°C . Quando, porém, biogrânulos desenvolvidos previamente em temperatura de 20°C foram submetidos à temperatura de 8°C , não houve efeitos adversos na integridade da biomassa. Esse estudo demonstrou que reatores de biogrânulos podem ser operados em temperatura muito reduzida, mas a inicialização do sistema, com formação do leito de biogrânulos, deve ser realizada preferencialmente nos meses de temperatura maior.

Inóculo

Biorreatores de granulação aeróbica têm sido inoculados com lodos ativados convencionais. Pouca informação existe sobre o papel do inóculo inicial no desenvolvimento de biogrânulos aeróbicos. Nenhum estudo avaliou, até o momento, a viabilidade do uso de microrganismos de solo para a formação de biogrânulos aeróbicos.

Agentes inibidores

O agente inibidor mais comum nos processos de tratamento de águas residuais é a amônia livre (NH_3). Em biogrânulos aeróbicos, o efeito nocivo foi relatado por Yang et al. (2004a), que obteve a formação de biogrânulos somente em concentrações de amônia livre inferiores a $23,5 \text{ mg L}^{-1}$. A nitrificação foi o processo mais expressivamente afetado, com

inibição completa em concentração maior que 10 mg L^{-1} . Além disso, têm sido relatados efeitos inibitórios em heterotróficas, tais como a diminuição da hidrofobicidade celular e da atividade metabólica e a repressão à produção de polissacarídeos, os quais são importantes à atividade e à formação de biogrânulos (Liu & Tay, 2004).

2.4.4 Mecanismos de biogranulação aeróbica

Biogrânulos aeróbicos não ocorrem espontaneamente na natureza. Eles somente podem ser formados por alguns microrganismos, principalmente bactérias, quando submetidos a condições específicas do meio. Para que bactérias possam formar grânulos aeróbicos uma série de condições bióticas e abióticas precisam ser satisfeitas. Liu & Tay (2002) propuseram um modelo teórico para o complexo processo de biogranulação aeróbica, consistindo em 4 etapas:

- a) movimento físico para iniciar o contato célula-célula bacteriana;
- b) estabilização do contato multicelular resultante das forças de atração;
- c) crescimento e maturação do aglomerado de células, com produção de polímeros extracelulares, mudanças metabólicas e troca de sinais genéticos; e,
- d) moldagem da estrutura tridimensional estável do biogrânulo por forças hidrodinâmicas.

Apesar de um mecanismo ter sido proposto para o fenômeno da biogranulação, ele não garante a total compreensão do processo de formação de biogrânulos. A comunicação intercelular e a coordenação multicelular, como fenômenos de *quorum sensing* (troca de sinais genéticos), possivelmente sejam bastante efetivos no desenvolvimento dos biogrânulos, na organização espacial e no desempenho da cultura no tratamento de águas residuais.

2.4.5 Dinâmica da remoção de poluentes em reatores aeróbicos de biogrânulos

Os processos de purificação de águas residuais com o uso de biogrânulos aeróbicos são operados em RSB ou outros tipos de reatores verticais aeróbicos. As características básicas de tais reatores, fundamentais à formação de biogrânulos, são o formato vertical, o fluxo ascendente de ar e a elevada intensidade de aeração e de atrito hidrodinâmico. Em seu formato mais usual, RSB, a operação ocorre em ciclos repetidos e etapas seqüenciais. As etapas de cada ciclo compreendem: a) enchimento do reator; b) aeração e mistura; c)

sedimentação da biomassa; e, d) descarga da porção superior, incluindo a biomassa não sedimentada que permanece acima do ponto de descarga.

O desempenho de um sistema biológico de tratamento de águas residuais depende significativamente da concentração de biomassa ativa, das taxas específicas de biodegradação, da configuração do reator, do suprimento de oxigênio e das taxas de alimentação de afluente ao reator (Liu e Tay, 2004).

A aplicabilidade da biogranulação aeróbica no tratamento de águas para remoção da DQO foi avaliada por muitos pesquisadores a partir de águas residuais sintéticas. Moy et al. (2002) verificou que um reator de biogrânulos foi capaz de sustentar a mais alta carga orgânica avaliada no ensaio ($15 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ dia}$), com eficiência de remoção sempre superior a 92%. Para heterotróficos, nenhuma referência é feita na literatura para o rendimento de grânulos por unidade de DQO degradada.

A remoção de nitrogênio por nitrificação e desnitrificação também pode ser alcançada em biorreatores de grânulos aeróbicos. Jang et al. (2003) verificaram a coexistência de bactérias heterotróficas e nitrificadoras nos grânulos. Os resultados de pesquisa indicam ainda que é possível manipular a proporção entre grupos de bactérias no biogrânulo, a fim de melhorar a eficiência do tratamento (Yang et al., 2005). Dentre os estudos que foram desenvolvidos, todos pretendiam *remover* as formas de nitrogênio da água e nenhum trabalho teve o objetivo de *recuperar* o nitrogênio na forma de biomassa de grânulos.

Também a remoção de fósforo pode ser obtida no manejo do reator. Extração elevada de P da água residual e sua respectiva acumulação na biomassa de grânulos foi possível pela cultura desenvolvida por Lin et al. (2003). Para reatores operados com substrato de relação P/DQO variável entre 1/10 e 1/100, a incorporação de fósforo foi variável entre 1,9 e 9,3% (na matéria seca). Esse é um resultado animador, já que indica que é elevado o potencial de remoção de P da solução e sua respectiva incorporação em biogrânulos. O processo pode ser facilmente explorado em RSB ao alternar, em cada ciclo, uma fase anaeróbica com uma fase aeróbica. Assim, muitas espécies de bactérias responsáveis pela hiper-acumulação de P são favorecidas.

O potencial de biogrânulos no tratamento de águas residuais contendo compostos tóxicos foi demonstrado por Jiang et al. (2002; 2004). Para uma concentração de fenol no afluente de 500 mg L^{-1} , um efluente com menos de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ pôde ser obtido. A tolerância pode ser atribuída ao fato de que nem todas as células do biogrânulo estão expostas à mesma concentração. O potencial de biogrânulos na remoção de outros compostos orgânicos tóxicos ou recalitrantes também foi demonstrado por outros autores.

O comportamento de reatores, quando operados em presença de metais pesados, também foi avaliado em alguns estudos. Liu et al. (2002; 2003b) comprovaram que biogrânulos aeróbicos apresentam excepcional capacidade de retenção de metais em sua biomassa. A capacidade máxima de sorção de Zn^{+2} foi de 270 mg g^{-1} e, para Cd^{+2} , a capacidade foi de 566 mg g^{-1} de biogrânulos, expresso em termos de matéria seca. Esse é um aspecto importante no tratamento, já que metais pesados são comumente encontrados em águas residuais da indústria e até mesmo em águas residuais da suinocultura.

2.4.6 Potencial de remoção de poluentes e de recuperação de recursos

Poucos trabalhos de pesquisa com reator aeróbico de biogrânulos avaliaram o tratamento de águas residuais *in natura* e nenhum avaliou a possibilidade de recuperação de recursos úteis para fins de reintegração ao sistema produtivo.

É imperativo lembrar que, conforme salientam alguns autores, as inovações tecnológicas devem zelar pela sustentabilidade no tratamento de águas residuais (Driver et al., 1999; Wilsenach et al., 2003; van der Vleuten-Balkema, 2003; Sala & Serra, 2004;). Ou seja, as tecnologias desenvolvidas para o tratamento devem não somente prezar pela *remoção* de carga orgânica e elementos da fração líquida, mas também pela *recuperação* dos nutrientes e sua reintegração ao ciclo produtivo. Embora o processo de biogranulação aeróbica não tenha sido desenvolvido visando esse propósito, ele oferece algumas possibilidades de manejo para a recuperação dos recursos importantes.

Um fator que dificulta o tratamento de águas residuais da suinocultura é a baixa relação constituintes orgânicos/nutrientes. Essa particularidade faz com que, durante a biodegradação do material, a maior parte dos nutrientes seja mineralizada e pequena proporção seja assimilada na biomassa bacteriana. Para que mais nutrientes sejam integrados na biomassa granular é necessário que o manejo preconize um elevado rendimento de assimilação, ou seja, um máximo de biomassa deve ser gerada por unidade de matéria orgânica removida da água residual. É possível, portanto, que parte dos nutrientes (N, P, K) não seja incorporada aos biogrânulos. Assim, teoricamente, a estratégia mais adequada para uma maior recuperação de nutrientes e de compostos orgânicos seria remover tais recursos da água sem que ocorra a decomposição e aumentar o rendimento de assimilação da biomassa microbiana.

Em termos de remoção de patógenos das águas residuais durante o tratamento em biorreator, poucas inferências podem ser feitas, dado o conhecimento incipiente da

biotecnologia. Todavia, em tanques de lodos ativados de nitrificação e desnitrificação, Vanotti et al. (2005) observaram uma redução de 99,98% na viabilidade de coliformes totais de águas residuais da suinocultura. Esse resultado sugere que também no biorreator de grânulos aeróbicos, os patógenos podem encontrar um ambiente desfavorável à sua sobrevivência.

Quanto ao aspecto de formação de biomassa no reator, de acordo com a literatura, a biomassa granular apresenta contínuo crescimento durante o tratamento de águas residuais. Assim, o crescimento excedente é descarregado do reator juntamente com o efluente tratado. Possivelmente a separação entre biomassa e fase líquida possa ser feita por sedimentação.

A recuperação de recursos como compostos orgânicos e nutrientes na forma de partículas e biogrânulos parece ser um processo possível e altamente desejável. O referencial teórico indica a possibilidade de formação de um material com maior teor de MS que aquela contida em águas residuais da suinocultura, mais uniforme em sua constituição elementar, ausente de patógenos, rico em nutrientes e com baixo teor de compostos orgânicos e inorgânicos prontamente solúveis. Essas características de biogrânulos permitem a sua utilização na fertilização e condicionamento de solos ou a sua inserção em processos adicionais de valorização do material, como a compostagem, ou a concentração da MS e dos nutrientes por meio de desidratação.

A utilização da biomassa gerada no tratamento para a fertilização de solos pode ser uma alternativa promissora de aproveitamento dos nutrientes. Um aspecto peculiar é que o biogrânulo apresenta estrutura densa, rígida e estável em ambiente natural, mesmo em condições anaeróbicas e sem nutrientes, por períodos de, no mínimo, 7 semanas (Zhu & Wilderer, 2003). Assim, seria racional supor que, em se mantendo íntegras as células microbianas e protegidas na estrutura complexa do biogrânulo, a biomassa experimentaria uma fase lenta de respiração endógena, com lenta taxa de decomposição da matéria orgânica celular e de mineralização dos nutrientes. Essas características, exclusivas de biogrânulos aeróbicos, deverão ter grande relevância para a fertilização do solo, nutrição de plantas e controle da poluição difusa. Embora a disposição da biomassa em solos não seja foco do presente estudo de doutoramento, é importante avaliar a capacidade do sistema de tratamento em recuperar os recursos e também caracterizar quimicamente o lodo que seria destinado posteriormente em solos.

2.5 O pós-tratamento de efluentes de reator aeróbico de biogrânulos em lagoa de aguapé

2.5.1 Características e propriedades do sistema lagoa de aguapé

O aguapé, *Eichhornia crassipes* [Mart.] Solm-Laubach: Pontedericeae, é uma planta macrófita aquática originária da América do Sul. É considerada uma das dez plantas mais prolíficas e produtivas do mundo. Por esse motivo, ambientes aquáticos de vários países têm sido invadidos por essa planta, causando problemas econômicos expressivos. Plantas de aguapé, entretanto, também são excelentes purificadoras de águas contaminadas e, nas últimas duas décadas, têm sido amplamente utilizadas no tratamento de águas residuais domésticas e industriais (Hunt & Poach, 2001).

A utilização da planta no tratamento de águas residuais é feita em sistemas de lagoas, onde as plantas flutuam na superfície e distribuem seu sistema radicular longo (até 1,0 m) e muito bem desenvolvido. A propagação é vegetativa, mas pode ocorrer a germinação de suas sementes. A cobertura completa da superfície da lagoa comumente ocorre em poucos dias. A matéria seca (MS) total do dossel vegetativo da planta é de aproximadamente 700 g m^{-2} (máxima) e a produtividade alcança até $234 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sob condições adequadas (Reddy et al., 1983; Reddy et al., 1985). As plantas apresentam bom desenvolvimento até temperaturas da água de 7° C e a morte da planta somente ocorre em temperaturas de congelamento por mais de 24 h (Tchobanoglous, 1995; Sooknah & Wilkie, 2004).

A planta apresenta a característica de conduzir e liberar oxigênio dissolvido (OD) por meio das raízes, garantindo condição aeróbica em lagoas de tratamento de águas residuais. Uma intensa atividade microbiana é verificada na rizosfera dessas plantas, o que deve estar relacionado à presença de elevada concentração de nutrientes orgânicos (aminoácidos, açúcares e ácidos orgânicos), que são exsudados pelas raízes. Os resultados de Polprasert & Khatiwada (1998) sugerem uma contribuição muito expressiva da biomassa microbiana na remoção de contaminantes.

O tratamento de águas em lagoas de aguapé ocorre por vários mecanismos, incluindo a sedimentação de sólidos (com e sem floculação induzida pela planta), absorção dos contaminantes pela planta, biotransformações (principalmente microbianas) e reações físico-químicas. No estudo realizado por Sooknah & Wilkie (2004), de pós-tratamento de efluentes da digestão anaeróbica, a remoção de N da água ocorreu principalmente por nitrificação, volatilização, absorção pelas plantas, aprisionamento de material particulado contendo N nas

raízes das plantas e por sedimentação. A transferência de oxigênio dissolvido à água por meio das raízes de plantas garantiu um ambiente aeróbico ($0,4 - 2,8 \text{ mg L}^{-1}$ de OD), prevenindo as perdas de N por desnitrificação. A remoção de P ocorreu pela retenção de matéria orgânica particulada nas raízes, absorção pelas plantas e sedimentação.

A elevada produtividade de fitomassa e a capacidade de remoção de nutrientes por plantas aquáticas têm gerado um interesse expressivo no uso dessas plantas para o tratamento de águas. Além de ser uma tecnologia de baixo custo, eficiente na remoção de contaminantes e de fácil implantação e operação, possibilita a recuperação de recursos (nutrientes) e assimilação de mais energia na forma de biomassa (Sooknah & Wilkie, 2004). A tecnologia representa um atalho entre a remoção de nutrientes presentes na forma diluída na água e a sua reintegração à agricultura.

A maioria das pesquisas envolvendo plantas de aguapé foram realizadas com esgoto doméstico municipal. Poucos trabalhos avaliaram o potencial dessas plantas para o tratamento de dejetos de origem animal e nenhum estudo foi realizado na purificação de águas residuais da suinocultura após o tratamento em reator aeróbico de biogrânulos.

2.5.2 Potencial de uso do sistema no pós-tratamento de efluentes de reator aeróbico de biogrânulos

A aplicabilidade do sistema lagoa de aguapé para o tratamento terciário de águas residuais da suinocultura foi investigado no Brasil por Costa et al. (2000). O sistema foi capaz de remover em torno de 50% da carga orgânica (DQO, N e P), sob elevadas taxas de aplicação ($110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de N).

No Brasil o sistema EMBRAPA/UFSC realiza o tratamento de dejetos de suínos por meio de várias etapas seqüenciais, envolvendo um decantador de palhetas, 2 lagoas anaeróbicas, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapé. O TRH total é de aproximadamente 120 dias, sendo de 20 a 30 dias para a lagoa de aguapé. O sistema apresenta eficiência combinada para remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), N e P da ordem de 98,6, 92,1 e 97,0%, respectivamente. Apesar de os valores percentuais indicarem boa eficiência, a análise dos valores absolutos de DBO, N e P no efluente líquido indica o não atendimento às exigências de qualidade da legislação ambiental. Além disso, somente 16% do N e 39% do P presentes originalmente nos dejetos puderam ser recuperados na fração sólida do lodo do decantador e na MS de plantas de aguapé (Dartora et al., 1998). Um entrave à maior eficiência da lagoa de aguapé na depuração de contaminantes possivelmente seja o fato

de que o afluente da lagoa de aguapé apresenta teor de N e P demasiadamente elevado (512,7 e 211,6 mg L⁻¹, respectivamente). Teores de N-NH₄⁺ superiores a 200 mg L⁻¹ foram relatados na literatura como sendo tóxicos para plantas aquáticas (Reddy et al., 1983; Casabianca-Chassany et al., 1992). Porém, o efeito de toxidez é devido, fundamentalmente, à amônia, cuja concentração é regulada pelo pH.

Sooknah & Wilkie (2004) recentemente demonstraram o potencial de uma lagoa de aguapé na remoção de contaminantes do efluente líquido de digestão anaeróbica de dejetos de bovinos. O material apresentava teores de DQO, N, P e Na de 2.010, 257, 34 e 59 mg L⁻¹, respectivamente. Apesar de as concentrações serem relativamente baixas, os autores verificaram sinais de toxidez e inibição nas plantas e um desempenho insatisfatório no tratamento, que foi atribuído à elevada salinidade do efluente. Os autores observaram ainda que, após a diluição do efluente da digestão com metade de água destilada, um excelente resultado pôde ser obtido. Os resultados sugerem que a eficácia da depuração final dos contaminantes é muito dependente da concentração inicial de nutrientes e dos teores de sódio e de nitrogênio amoniacal. Por essas razões, o tratamento prévio das águas residuais da suinocultura em reator, em tese, deve reduzir expressivamente a concentração de nutrientes e de inibidores, melhorando a tratabilidade posterior em lagoa.

Poucos estudos com lagoa de aguapé avaliaram o efeito do sistema na redução da viabilidade de patógenos. A adesão dos coliformes às raízes das plantas tem sido apontada como principal mecanismo de remoção desses organismos (Mayo & Kalibbala, 2007; El-Shafai et al., 2007). Em sistemas *wetland*, que mais se assemelha à lagoa de aguapé, um estudo desenvolvido para avaliar o tratamento de esgoto doméstico municipal verificou eficiência superior a 99% na redução da viabilidade de coliformes fecais (Coleman, et al., 2001). No entanto, ao contrário da lagoa de aguapé, o sistema *wetland* é mais propenso a apresentar sítios de anaerobiose, ambiente desfavorável à sobrevivência dos patógenos. Os autores do trabalho sugerem que a simples retenção da água residual em um ambiente não favorável aos patógenos pode explicar a redução na viabilidade. Em razão disso, seria também presumível que os coliformes encontrem na rizosfera do aguapé um ambiente de elevada competição com a microflora já estabelecida e de reduzida disponibilidade de nutrientes, tendendo a perder sua viabilidade. Essa hipótese, no entanto, precisa ser investigada.

Sistemas de lagoas de aguapé são pouco eficientes na remoção de fósforo da água, pois a absorção do elemento pelas plantas é muito reduzida (Tchobanoglous, 1995). Em se tratando de efluente oriundo do biorreator de grânulos aeróbicos, presume-se que contenha baixos teores de P, aumentando a possibilidade de o sistema reduzir os teores ao mínimo, em

conformidade com a legislação. Para o potássio e demais nutrientes não há resultados satisfatórios para a predição do comportamento do sistema na depuração do efluente. Todavia, a planta é reconhecida como capaz de acumular K sob elevada concentração na biomassa, entre 10 e 83 g kg⁻¹ de K na MS (Reddy et al., 1983; Reddy et al., 1991), o que torna bastante promissora a investigação dessa planta no pós-tratamento de águas residuais.

2.5.3 Produtos gerados no pós-tratamento de efluentes do reator em lagoa de aguapé

O sistema lagoa de aguapé gera três produtos a partir da água submetida ao tratamento: água residual tratada, lodo sedimentado e biomassa de planta. Cada um dos produtos apresenta características e possibilidades de destinação distintas.

Em tese, as águas purificadas em lagoa de aguapé deverão conter teores muito reduzidos de elementos e substâncias dissolvidos, o que é fundamental para permitir a reutilização da água ou prevenir problemas ambientais da descarga em cursos d'água. Esse aspecto ainda não foi investigado.

Pequenos volumes de lodo sedimentam em lagoas de aguapé. Comumente se verifica um teor expressivo de elementos catiônicos adsorvidos ao material humificado, bem como nitrogênio e fósforo constituindo compostos pouco metabolizados (Tchobanoglous, 1995). Uma destinação possível poderia ser a deposição do material no solo.

De acordo com a literatura, grande quantidade de biomassa de plantas de aguapé pode ser formada, sob condições adequadas. Estima-se que possa ser semelhante àquela observada por Sooknah & Wilkie (2004), a partir de efluentes da digestão anaeróbica de dejetos de bovinos. Nesse caso, aproximadamente 0,52 Mg ha⁻¹ dia de MS de plantas pode ser gerada. Produtividades de biomassa elevadas são desejadas, pois significam maior extração de nutrientes da água e a fixação de carbono.

3 - BIOGRANULAÇÃO AERÓBICA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA: FORMAÇÃO, ESTABILIDADE E ATIVIDADE DE BIOGRÂNULOS

3.1 Introdução

Biogrânulo aeróbico é um tipo especial de biofilme, formado por diferentes grupos bacterianos e uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares. Apresenta estrutura compacta e densa, forma arredondada, tamanho de 0,1 a 8 mm e cor clara. Comumente, a diversidade bacteriana de biogrânulos inclui bactérias decompositoras heterotróficas, nitrificadoras, desnitrificadoras, acumuladoras de fosfato e de glicogênio e até mesmo bactérias diazotróficas (Liu e Tay, 2004; Pratt et al., 2007). Dessa forma, no tratamento de águas residuais, biogrânulos podem assimilar nutrientes e catalisar simultaneamente vários processos metabólicos distintos, como a mineralização de compostos orgânicos, a oxidação do N amoniacal, a respiração anaeróbica do nitrato e a remoção de fósforo da solução (Lin et al., 2003; Yang et al., 2003; de Kreuk et al., 2005).

As propriedades especiais de biogrânulos, relatadas na literatura, podem ser assim resumidas: a) elevada resistência ao atrito hidrodinâmico; b) rápida velocidade de sedimentação; c) facilidade de separação da fração líquida; d) maior estabilidade aos fatores adversos do meio em relação a lodos ativados; e) elevada atividade metabólica específica; e, f) capacidade de recuperar rapidamente sua atividade metabólica original após armazenamento de vários meses (Zhu & Wilderer, 2003; Liu & Tay, 2004). Essas propriedades distintas conferem eficiência, flexibilidade e economia aos sistemas de tratamentos de águas residuais que fazem uso da biogranulação aeróbica.

A ocorrência de biogrânulos em condições aeróbicas foi relatada pela primeira vez por Mishima & Nakamura (1991) em um biorreator aeróbico de fluxo ascendente. De fato, biogrânulos aeróbicos não ocorrem espontaneamente na natureza. Eles somente podem ser formados por algumas bactérias, quando submetidas a fatores específicos do meio. Nesse sentido, o primeiro relato de êxito na indução à formação de biogrânulos foi feito por Morgenroth et al. (1997), em reator seqüencial em batelada. Desde então, a influência de vários fatores abióticos tem sido descrita e alguns mecanismos têm sido propostos para a indução ao processo de biogranulação (Liu & Tay, 2004; Moy et al., 2002; Qin et al., 2004;

Tay et al., 2001 a, b; Liu et al., 2004 a, b; Yang et al., 2004; Liu & Tay, 2002). Na quase totalidade dos estudos, porém, biogrânulos foram desenvolvidos a partir de águas residuais sintéticas, constituídas de compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, de natureza conhecida e de fácil assimilação pelos microrganismos. Obviamente, tais condições não simulam de forma apropriada os processos e os mecanismos de biogranulação que ocorreriam no tratamento de águas residuais *in natura*.

Recentemente, contudo, a biogranulação também foi induzida com vários efluentes industriais, como de laboratório de análise de produtos lácteos (Arrojo et al., 2004), da indústria de processamento de produtos lácteos (Schwarzenbeck et al., 2005), do processamento da soja (Su & Yu, 2005), de águas residuais de frigorífico (Cassidy & Belia, 2005) e da indústria cervejeira (Schwarzenbeck, 2004; Wang et al., 2007a). Também foi relatada a presença de pequena proporção de biogrânulos (1-8% da biomassa total) no tratamento em RSB de águas residuais da suinocultura (Han et al., 2008). Esses trabalhos permitiram avaliar alguns aspectos da dinâmica da biogranulação com substratos de natureza orgânica complexa e na presença de materiais particulados.

Os objetivos do presente estudo foram: a) avaliar o processo de formação, a atividade e a estabilidade de biogrânulos em um reator dedicado ao tratamento de águas residuais da suinocultura, e, b) demonstrar a possibilidade de utilizar microrganismos do solo como inóculo inicial do reator.

3.2 Metodologia

3.2.1 Configuração e manejo do reator

O trabalho foi desenvolvido em um reator seqüencial em batelada (RSB). O biorreator consistiu de um cilindro de vidro borossilicato de 5,8 cm de diâmetro interno e 120 cm de altura, uma válvula para descarga de efluente, um sistema de aeração e uma campânula para extrusão do ar e retorno da espuma formada. O afluente (dejetos de suínos ou também denominados de águas residuais da suinocultura) foi adicionado pela parte superior do reator e o efluente descarregado pela válvula lateral situada a 65% (até 221º dia) ou 50% (a partir do 222º dia) da altura útil (Figura 3.1). O volume útil do reator variou de 1,54 a 2,66 L, em função de alterações na altura útil da coluna. O volume de troca foi alterado de 35% para 50% aos 222 dias de operação, a fim de modificar o tempo de retenção hidráulico (TRH) de 22,8 h para 16 h. Os dados de configuração e de manejo do reator são sintetizados na Figura 3.2.

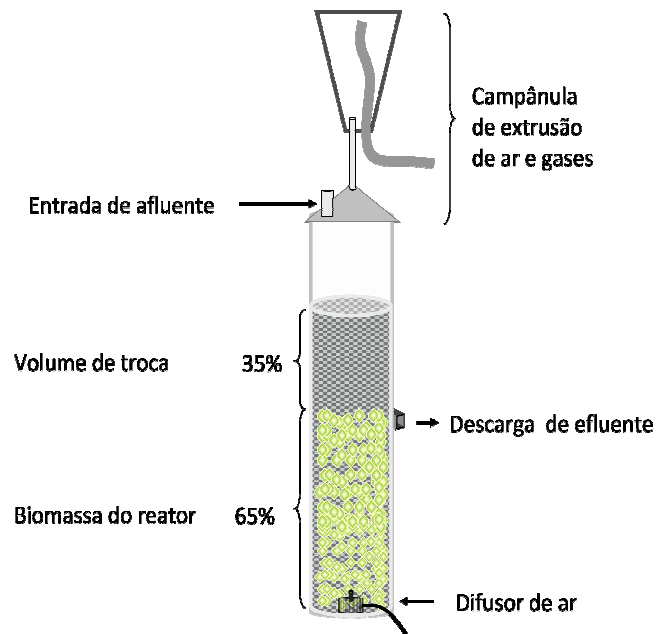


Figura 3.1 - Representação esquemática do reator seqüencial em batelada

O sistema de aeração foi composto por um difusor de ar, instalado na base do reator, uma bomba de aeração e um fluxômetro. O fluxo ascendente de ar na coluna garantiu simultaneamente a introdução de ar, mistura do sistema e o atrito hidrodinâmico. A fim de avaliar seu efeito na formação e estabilidade de grânulos, a intensidade de fluxo superficial ascendente de ar³ foi variável, no período, entre 15 e 80 m³ h⁻¹.

Dimensões do reator ($h_{\text{útil}} \times d_{\text{int}}\text{, cm}$)	58,3 x 5,8	100,5 x 5,8	86 x 6,0
Volume útil (L)	1,54	2,66	2,27
Volume de troca (%)	35		50
TRH (h)	22,86		16
Intensidade de aeração (m ³ h ⁻¹)	15	24	65 - 80
VMS (m ³ h ⁻¹)	0,7-4,3	5,2-6,5	12,9 - 24,1
Operações do ciclo:			
Duração do ciclo (min)	480		
Alimentação (min)	3		
Aeração (min)	* 457-473	~ 474	~ 475
Sedimentação (min)	20 19-3	2,5-2	1-0,7
Descarga (min)	1		
	0	50	100
	150	200	250
	300	350	400
	450	500	
	Dias		

Figura 3.2 - Parâmetros de configuração e de manejo do reator aeróbico de biogrânulos (* = 456 min)

³ Intensidade de fluxo superficial ascendente de ar é uma medida da vazão específica de ar, que relaciona o fluxo de ar (m³), por unidade de área da base do reator (m²) e de tempo (h), ou seja, m³ m⁻² h⁻¹. Porém, a forma correta de expressar o parâmetro é m³ h⁻¹.

O sistema foi operado em batelada, em um total de 1.515 ciclos. Cada ciclo foi de 8 h, sendo 3 min para alimentação (entrada de afluente), 457 a 473 min de aeração contínua, 20 min a 40 s para sedimentação e 1 min para descarga do efluente. A partir do início do sistema, o tempo de sedimentação foi sendo gradativamente reduzido, a fim de estabelecer uma maior pressão de seleção sobre a biomassa. Dessa forma, conseqüentemente, a velocidade mínima de sedimentação (VMS) foi sendo gradativamente aumentada de 0,6 para 24,1 m h⁻¹, com ajustes pontuais para menos, quando necessário, para prevenir a descarga excessiva da biomassa.

Em todos os ciclos do reator, as operações de alimentação, descarga e de processamento do efluente foram executadas manualmente. O reator foi operado sem sistema de controle de pH.

3.2.2 Substrato ou água residual

O substrato utilizado na alimentação do reator foi composto de amostras de águas residuais geradas na criação de suínos, constituídas de fezes, urina, água, ração desperdiçada e pêlos. O material foi coletado em baias com leitões em fase de terminação, entre 24 e 48 h após a lavagem completa da baia. Nesse período, os resíduos permaneceram acondicionados em recipiente plástico, à temperatura ambiente (14 a 38°C). Imediatamente após a coleta, o material foi triturado, peneirado em malha 0,21 mm (1° ao 98° dia) e posteriormente em malha 0,42, 0,84, 1,68, 2,00 e 4,00 mm, a fim de prevenir a interferência das partículas dos resíduos na acumulação de biogrânulos no reator, durante a fase de formação dos mesmos. Após esse processamento, os dejetos foram esterilizados em autoclave e posteriormente congelados a -20°C. A eficácia da esterilização foi verificada por meio da ausência de crescimento de microrganismos em placa com agar nutritivo, incubada aerobicamente a 25°C por uma semana. Para o preparo do afluente, as amostras de água residual foram descongeladas e diluídas com água destilada à concentração pretendida. Quando necessário, o pH foi ajustado mediante a adição de HCl 1 mol L⁻¹. Após o preparo, o afluente foi armazenado sob refrigeração (1°C a 4°C) por no máximo uma semana antes do uso. Para a alimentação do reator, o afluente foi reaquecido em forno de microondas à temperatura do reator, com variação máxima de ± 2°C. A partir do 396° dia de operação, foram utilizados dejetos *in natura*, sem trituração, esterilização ou ajuste de pH. A influência da separação prévia do material particulado do dejetos também foi avaliada nesse período. Para esse

propósito, o dejetto foi mantido em coluna de sedimentação de 0,5 m por 5 minutos, a fim de remover apenas partículas com VMS superior a 6 m h^{-1} . Somente a fração sobrenadante foi utilizada para a avaliação de tratamento no RSB. As variações na composição e na carga de afluente para o período compreendido entre o início e o 200º dia de operação são apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Amplitude da concentração e da carga de DQO, N e ST das águas residuais utilizadas na alimentação do reator no período de 0 a 200 dias

Parâmetro	Concentração	Carga
	(mg L^{-1})	($\text{kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$)
DQO total (DQO _t)	2.046 – 11.693	2,15 – 12,28
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	79 - 781	0,08 – 0,82
Nitrogênio orgânico total (N-org _{total})	25 - 386	0,03 – 0,45
N amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$)	30 - 394	0,03 – 0,41
N nítrico ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)	0	0
Sólidos Totais (ST)	2.470 – 12.330	2,59 – 12,95

Em alguns ciclos de operação foram adicionadas gotas de óleo de soja no reator, para diminuir a quantidade demasiada de espuma formada.

3.2.3 Inoculação do reator

O inóculo do reator foi constituído de microrganismos da camada superficial de um solo de mata nativa, obtidos pela elaboração de um extrato composto por 560 g de solo em 1,4 L de água peptonada, após agitação por 10 min, peneiramento em malha 0,074 mm e sedimentação em proveta por 60 min. A porção da mistura que formou uma zona de sedimentação foi descartada e a porção sobrenadante foi utilizada como inóculo inicial do biorreator. No 114º dia de operação, foram adicionados 0,8 L de extrato de solo, visando à re-inoculação do sistema. Durante todo o período, o reator foi operado em condições não axênicas.

O início da operação do sistema foi realizado mediante a mistura do inóculo com metade da carga inicial de afluente, seguido da operação de aeração por 456 minutos. Nos primeiros 20 ciclos de operação, o tempo de sedimentação foi mantido elevado (20 min), a fim de prevenir a descarga excessiva de biomassa.

3.2.4 Amostragens e procedimentos analíticos

O efluente de cada ciclo foi deixado sedimentar por 15 minutos em Cone Imhoff, para obtenção da fração sobrenadante do efluente e da fração biomassa sedimentada (sólidos sedimentáveis). Todas as análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio (N), Sólidos Totais (ST) e Sólidos Sedimentáveis (SS_{60'}) foram realizadas na fração sobrenadante, considerada como efluente líquido do processo de tratamento, exceto para as análises do afluente. As análises foram mensuradas em duplicatas ou triplicatas, por meio de métodos padronizados (APHA, 1998). O teor de N orgânico foi calculado pela diferença entre os teores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e N amoniacal (NH₄⁺ + NH₃). O N nítrico, ou NO_x⁻, foi obtido em análise conjunta do nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻) por meio da reação com Liga de Devarda e óxido de magnésio em destilador de arraste de amônia Semi-micro Kjeldahl, após remoção do N amoniacal da amostra, seguido de titulação com ácido. A fração solúvel foi obtida pela filtração das respectivas amostras em membrana de nitrato de celulose, com porosidade de 0,45 µm. Para a fração biomassa foram analisados Sólidos Totais.

Periodicamente, análises microscópicas foram efetuadas com auxílio de microscópio luminoso e estereoscópico para monitorar a formação de biomassa granular, flocos e a presença de protozoários.

A concentração de amônia livre (NH₃) no afluente foi estimada pela expressão proposta por Ford et al. (1980):

$$N\text{-NH}_3 \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{[N\text{-NH}_4^+ + N\text{-NH}_3] \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6334/(273+T)] + 10^{\text{pH}}}$$

em que [N-NH₄⁺ + N-NH₃] é a concentração de N amoniacal (mg L⁻¹) e T é a temperatura, em graus Celsius.

O pH do afluente e do efluente e a temperatura do reator foram mensurados mas não controlados. Ao longo dos 1.515 ciclos de operação, a temperatura do reator variou de 16,4°C a 34,2°C, sendo 26,6°C a média de todos os ciclos.

3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Estabelecimento inicial da biomassa microbiana

A biomassa foi desenvolvida a partir da inoculação inicial do reator com extrato de solo de mata nativa. Ao final do segundo ciclo, após 16 h de operação do sistema, um leito de

sedimentos de 10 cm havia sido formado em apenas 2 minutos decorridos desde a suspensão da aeração. Os sedimentos estavam organizados na forma de pequenos flocos, de coloração marrom-avermelhada e aspecto gelatinoso. Visualizados ao microscópio, continham grande diversidade morfológica de bactérias e protozoários. Presume-se que esses flocos tenham se originado dos processos de coagulação e floculação de partículas de argila e silte, matéria orgânica do solo e substâncias poliméricas extracelulares de origem microbiana. Uma vez que a formação de flocos foi negligível nas primeiras 8 h de reação e intensa após 16 h, depreende-se que o processo foi dependente do crescimento microbiano, ocorrido nesse período.

A partir do segundo dia de operação, passaram a ser formadas duas zonas distintas de sedimentação. A primeira, derivada de flocos contendo partículas de solo, evoluiu rapidamente para grandes aglomerados de até 15 mm, os quais não podiam mais ser ressuspendidos pela aeração. Essa fração foi sendo gradativamente removida por meio de sucção com bomba de vácuo durante os primeiros 15 dias. Ao contrário, a segunda zona de sedimentação era composta por flocos microbianos esbranquiçados, de boa estrutura, virtualmente livres de partículas de solo e capazes de ser retidos completamente no reator no tempo de 20 minutos de sedimentação.

O comportamento de sedimentação da biomassa inicial pode ser interpretado na Figura 3.3, por meio do monitoramento dos teores de DQO total no afluente e efluente do reator. Para uma concentração de 2.046 mg L^{-1} de DQO no afluente, menos de 20% permaneceu no efluente final, indicando que a maior parte foi removida e que a biomassa microbiana não foi descarregada junto com o efluente. A multiplicação rápida da biomassa permitiu que ela ultrapassasse o ponto de descarga já no 6º dia de operação (Figura 3.4c), o que também pode ser observado na Figura 3.3 pela elevação brusca de DQO no efluente. Após esse evento, a zona de aglomerados contendo solo foi removida, diminuindo o leito de biomassa e restabelecendo baixos valores de DQO. Esse procedimento teve de ser repetido mais três vezes no 8º, 10º e 15º dias, para permitir a remoção de todos os aglomerados contendo solo. A boa velocidade de sedimentação da biomassa também pode ser avaliada por meio do incremento inexpressivo de DQO no efluente quando o tempo de sedimentação foi reduzido de 20 minutos para 4 minutos entre 10 e 15 dias de operação.

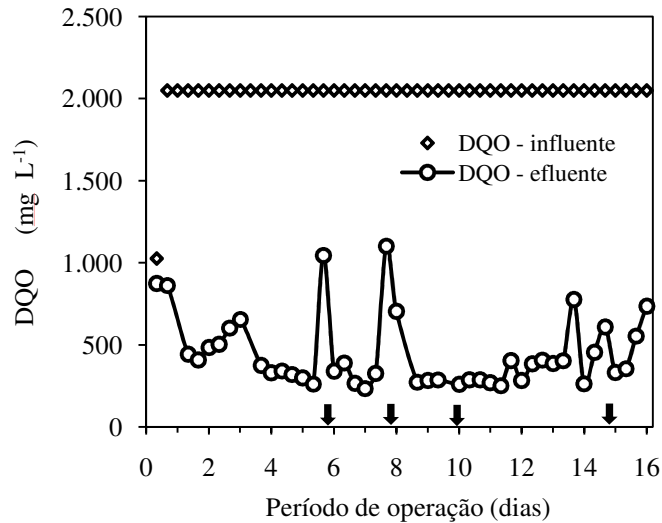


Figura 3.3 - Concentração de DQO do afluente e efluente no período de 1 a 16 dias de operação do reator. Flechas indicam data de remoção de aglomerados do reator

Aglomerados bacterianos densos foram observados no 4º dia de operação, logo após o surgimento dos primeiros flocos esbranquiçados (Figura 3.4a). Esses aglomerados densos e de formato bem definido apresentavam diâmetro de aproximadamente 0,5 mm e eram constituídos de diversos grupos bacterianos, partículas oriundas dos dejetos e uma substância mucilaginosa, não sendo observada nenhuma partícula de solo em uma ampliação de 2.000 x do microscópio luminoso. Aparentemente, esses foram os precursores dos primeiros biogrânulos que se desenvolveram posteriormente (Figuras 3.4 b, e, f, g). Nesse mesmo período, o número de protozoários no reator foi expressivamente maior do que havia sido observado no inóculo, indicando que houve sua multiplicação nas condições de manejo do reator (Figura 3.4d).

Além da adequada e rápida formação de flocos e aglomerados microbianos e da multiplicação de protozoários, o estabelecimento da biomassa no reator também pode ser avaliado por meio da atividade heterotrófica e nitrificadora da biomassa. A atividade de organismos heterotróficos é evidenciada pela elevada remoção de DQO do afluente, observada na Figura 3.3. Nesse período inicial, valores inferiores a 300 mg L⁻¹ de DQO total foram comumente observados no efluente, ainda que sem separação prévia de sólidos sedimentáveis da amostra.

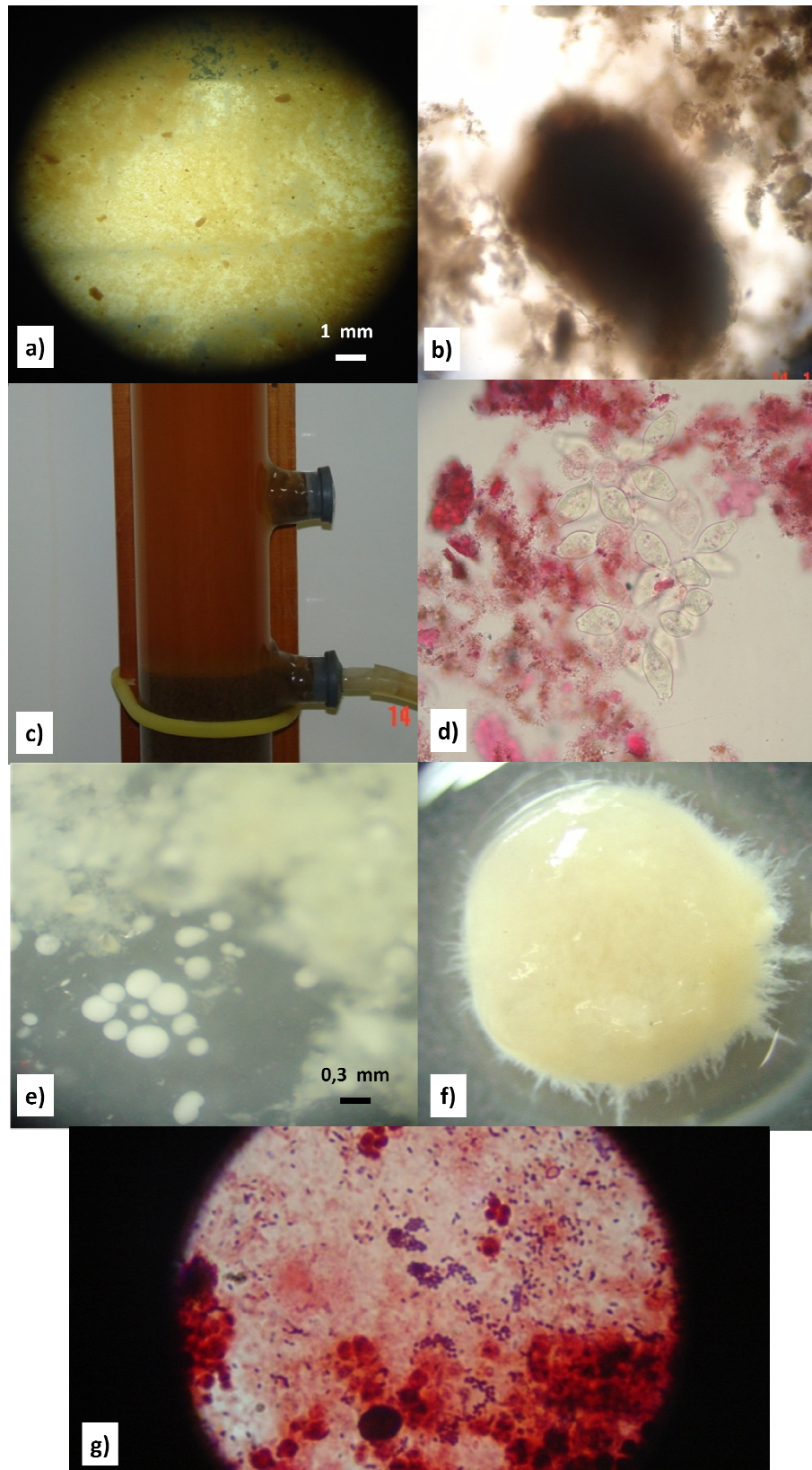


Figura 3.4 - Morfologia da biomassa do RSB: a) aglomerados microbianos no 4° dia; b) biogrânulo em formação (7° dia); c) biomassa no ponto de descarga de efluente no 6° dia; d) protozoários do reator organizados em colônia; e) biogrânulos e biomassa flocosa no 43° dia; f) biogrânulo no 54° dia (diâmetro = 3 mm); g) células microbianas de biogrânulos vistas ao microscópio luminoso após coloração de Gram

A atividade de bactérias nitrificadoras também foi observada precocemente no reator. Aos 16 dias de operação, 88% do N amoniacal estava sendo removido, sendo a nitrificação o processo aparentemente responsável por 33% dessa eficiência (26 mg L⁻¹ de N nítrico). Esse é um resultado de grande relevância, já que indica que houve uma rápida aclimação e crescimento das bactérias nitrificadoras do solo nas condições de manejo do reator. Essa ocorrência antecipada de nitrificação contrasta com os resultados de outros estudos (Yang et al., 2003; Arrojo et al., 2004), em que foi relatado que a nitrificação não ocorreu na fase inicial de desenvolvimento da biogranulação. Isso se deve ao fato de que esse grupo de bactérias apresenta crescimento lento e sensibilidade elevada aos efeitos de fatores ambientais, o que comumente torna lento e instável o processo de estabelecimento dessa biomassa em reatores.

3.3.2 Efeito do tempo de sedimentação

O tempo de sedimentação do reator seqüencial em batelada consiste no período compreendido entre a suspensão da aeração e o início da descarga do efluente. De maneira recíproca, a Velocidade Mínima de Sedimentação (VMS) é um parâmetro de magnitude inversamente relacionada ao tempo de sedimentação e é determinada pela razão entre a distância a ser percorrida por uma partícula do topo do reator ao ponto de descarga e o respectivo tempo de sedimentação. Nesse sentido, valores de VMS elevados impõem maior pressão de seleção sobre a biomassa que sedimenta em relação a menores valores.

Na literatura, a pressão de seleção tem sido identificada como principal mecanismo responsável pelo favorecimento da formação e pelo acúmulo de biogrânulos no reator, em detrimento da biomassa leve e dispersa, que tende a ser descarregada. Com esse propósito, Liu et al. (2005a) e De Kreuk et al. (2005) recomendam que uma VMS de no mínimo 8 e 12 m h⁻¹, respectivamente, seja necessária para a exclusão de bactérias filamentosas e flocos de sedimentação deficiente. De fato, em um estudo do efeito isolado do fator tempo de sedimentação, McSwain et al. (2005) verificaram que uma VMS de 2,4 m h⁻¹ formou predominantemente biomassa flocosa, enquanto que a predominância de biogrânulos somente foi observada em um reator operado com VMS maior (12 m h⁻¹).

No presente trabalho, o tempo de sedimentação foi mantido constante em 20 minutos (VMS = 0,6 m h⁻¹) nos primeiros 10 dias, para permitir o crescimento microbiano e a retenção da biomassa no reator (Figura 3.5b). A partir de então, a VMS foi aumentada gradativamente

para 3,2, 6,4, 12,9 e 21,0 m h⁻¹ entre o 10° e 115° dia de operação. Nesse período, a biogranulação ocorreu em todas as condições de VMS, mesmo sob valores tão reduzidos como 0,65 m h⁻¹. Também De Villiers & Pretorius (2001) verificaram a ocorrência de biogrânulos em um RSB manejado em condições similares (VMS de apenas 0,7 m h⁻¹), indicando que a formação de biogrânulos é independente da pressão de seleção imposta. Realmente, conforme assinalam McSwain et al. (2005), pressão de seleção reduzida não é impeditivo à formação de biogrânulos, mas sim, que se tornem predominantes no reator.

A teoria da exclusão da biomassa flocosa do reator por meio da pressão de seleção (Liu et al., 2005; De Kreuk et al., 2005) não foi válida para as condições desse estudo, já que não houve uma supressão satisfatória do crescimento da biomassa dispersa, mesmo sob VMS elevada (21,0 m h⁻¹). Apesar disso, VMS mais elevadas foram necessárias para a remoção de material particulado oriundo do afluente, prevenindo sua acumulação no reator.

3.3.3 Aplicação de metodologia alternativa para o monitoramento da biogranulação

O monitoramento da qualidade do processo de biogranulação é usualmente realizada por meio de análises de Sólidos Suspensos, Sólidos Suspensos Voláteis e Índice Volumétrico do Lodo. No tratamento de efluentes industriais, entretanto, materiais particulados podem conduzir a avaliações errôneas.

Nas condições deste trabalho, dada à presença expressiva de materiais particulados no afluente, três metodologias alternativas foram empregadas para o referido monitoramento:

- a) avaliações da estrutura da biomassa do reator e do efluente ao microscópio;
- b) análise comparativa do teor de ST do afluente e efluente, por meio do índice $ST_{\text{efluente}}/ST_{\text{afluente}}$; e,
- c) qualidade da fração sobrenadante do efluente, obtida após um tempo padronizado de 15 minutos para a sedimentação dos sólidos suspensos;

De maneira geral, eventos de formação de biogrânulos corresponderam a reduzido rendimento de ST no efluente, enquanto que a desagregação ou descarga (perda) dos biogrânulos previamente formados resultava em elevada descarga de ST, geralmente superior ao teor de sólidos do afluente (Figura 3.5b). Dessa maneira, a razão percentual $ST_{\text{efluente}}/ST_{\text{afluente}}$ pôde ser empregada como índice para comparação da descarga e retenção de sólidos do reator, mesmo sob distintas concentrações de ST do afluente. O índice $ST_{\text{efluente}}/ST_{\text{afluente}}$ foi mais sensível para apurar eventos de perda excessiva de biomassa do reator (Figura 3.5b), enquanto que as análises de DQO e N orgânico do sobrenadante

permitiram diagnosticar a presença de biomassa microbiana dispersa, incapaz de sedimentar em 15 minutos em Cone Imhoff (Figura 3.5c). Ambos os parâmetros puderam ser relacionados às avaliações microscópicas.

3.3.4 Carga orgânica como fator determinante da formação e estabilidade de biogrânulos e de flocos

A estratégia inicial adotada para estimular a biogranulação aeróbica foi a imposição de uma pressão de seleção hidráulica crescente somada ao aumento progressivo da carga de substrato. Todas as demais condições operacionais do reator foram mantidas constantes. Embora muitos outros estudos de biogranulação compartilhem dessa mesma estratégia, a maioria considera apenas a pressão de seleção como fator primordial à biogranulação. Nas condições iniciais deste estudo, ao contrário, a carga orgânica foi o fator determinante da formação, estabilidade e atividade de biogrânulos.

A influência desse fator pode ser mais bem compreendida ao analisar primeiramente o manejo de um RSB de biogrânulos e suas implicações à microbiota. Nesse tipo de reator, as etapas de cada ciclo são a alimentação, aeração, sedimentação e descarga do efluente final. Sendo a etapa de alimentação realizada apenas em um curto período no início do ciclo, ocorre obviamente que a concentração do substrato será máxima no início e mínima ao final de cada ciclo. Além disso, face à intensa atividade microbiana de biogrânulos, há duas fases características de disponibilidade de substrato ao longo de cada ciclo de operação. A fase inicial é caracterizada pela fartura de substrato, em que a taxa de remoção é elevada e o substrato é reduzido a uma concentração mínima. Posteriormente, ocorre a fase de fome em que a disponibilidade de substrato é limitada e, por consequência, a assimilação e respiração microbiana são reduzidas.

As fases de fartura e fome de substrato, que ocorrem em cada ciclo, estabelecem uma relação complexa com a hidrofobicidade celular e com a produção bacteriana de substâncias poliméricas extracelulares (EPS – Extracellular Polymeric Substances), as quais são consideradas propriedades primordiais à formação e à estabilidade de flocos e de biogrânulos (Liu & Tay, 2004). A hidrofobicidade da superfície celular bacteriana aumenta após a depleção do substrato, o que melhora as propriedades de auto-adesão e, conseqüentemente, induz à formação de aglomerados celulares compactos (Liu e Tay, 2004). Em contrapartida, durante essa fase de fome, parte das EPS pode ser degradada pelos próprios microrganismos do biofilme para obtenção de metabólitos celulares (Coello Oviedo et al., 2003; Wang et al., 2006), o que pode causar a perda de integridade estrutural de flocos e de biogrânulos (Wang et al., 2006). Assim, a alimentação intermitente e o estabelecimento das fases de fartura e de fome são fundamentais à biogranulação. Cabe enfatizar, contudo, que, aparentemente, ambas as propriedades do biofilme concorrem simultânea e opostamente à formação e à integridade estrutural do biofilme durante a fase de fome de substrato.

Nos primeiros 70 dias de operação, apenas a carga de afluente e o tempo de sedimentação (ou a VMS) foram alterados, sendo as demais condições operacionais do reator mantidas constantes (Figuras 3.5a, 3.5b e 3.5c). Até o 50º dia, a carga de DQO ($2,15 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$), de N orgânico ($0,091 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) e de N amoniacal ($0,093 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) foram mantidas constantes. Nesse período, ocorreram expressivas e rápidas oscilações no perfil de sedimentação, formação de flocos e de biogrânulos, cor da biomassa e turbidez do efluente. Apesar disso, biogrânulos bem estruturados, de até 1 mm de diâmetro, puderam ser formados (Figura 3.4e) e a eficiência média de remoção de carga orgânica do reator foi elevada.

Eficiência de remoção de DQO de 85% pôde ser alcançada já na primeira semana de operação. Como nos ciclos seguintes essa eficiência não foi aumentada substancialmente, presume-se que a carga orgânica biodegradável estava sendo removida por completo em cada ciclo, estabelecendo a fase de fome. Por conseguinte, a duração dessa fase em cada ciclo foi gradativamente aumentando, o que refletiu negativamente na biomassa do sistema. Flocos pequenos ou dispersos se tornaram predominantes, a ponto de reduzir a velocidade de sedimentação dos biogrânulos no reator e, por conseqüência, provocar sua descarga junto com o efluente. Esse fenômeno pode ser interpretado também na Figura 3.5b, por meio da relação $ST_{\text{efluente}}/ST_{\text{afluente}}$, que aumentou bruscamente entre 28 e 32 dias. É lógico supor, a partir desses resultados, que a perda intensa de biomassa aumentou temporariamente a disponibilidade específica de substrato aos microrganismos remanescentes no reator (relação

F:M)⁴, diminuindo o período de fome em cada ciclo. De fato, imediatamente após aquele evento, a estrutura de flocos melhorou expressivamente e novos biogrânulos formaram-se rapidamente durante 3 dias.

Quando houve o restabelecimento de um volume maior de biomassa no reator, o mesmo fenômeno foi novamente observado (entre o 35° e 50° dia). Em vista das evidências consistentes de perda de qualidade do sistema relacionadas à excessiva fase de fome de substrato, utilizou-se a estratégia de aumentar a carga de água residual no reator no 50° dia de operação. Assim, fazendo uso da mesma amostra de água residual, porém com concentração 46% maior (Figura 3.5a), foi observada uma recuperação imediata do processo de formação de biogrânulos, bem como uma redução na perda de sólidos do sistema e o aumento da qualidade do efluente final (Figuras 3.5b e 3.5c). Nesse período, foram obtidos biogrânulos maiores, de aproximadamente 3 mm, e flocos grandes e bem estruturados. Dessa forma, também esse resultado evidencia que a extensão da fase de fome era demasiada, a ponto de comprometer a qualidade do efluente e o processo de formação e manutenção de biogrânulos no reator.

O efeito positivo no aumento de carga e, conseqüentemente, de redução da fase de fome de substrato se estendeu por apenas 8 dias, quando novamente houve início de floculação deficiente, de turbidez excessiva no efluente após sedimentação e relação $ST_{\text{efluente}}/ST_{\text{afluente}}$ elevada. Adotando a mesma estratégia de aumento de carga de afluente, agora de 50% no 62° dia, novamente houve uma recuperação do processo de formação de biogrânulos, estrutura de flocos e eficiência de remoção de DQO e de N orgânico. Apesar do aumento, uma análise da dinâmica de remoção de DQO, realizada no 68° dia, surpreendentemente revelou que o período de fome foi de aproximadamente 6 horas, mesmo com carga elevada. Dessa forma, no período de 70 a 74 dias, após novo incremento de carga (Figura 3.5a), o leito de biogrânulos alcançou 32% do volume retido do reator. Para uma carga orgânica de $5,36 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ de DQO total e $0,199 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ de N orgânico, uma eficiência de remoção de 93% e 87%, respectivamente, pôde ser alcançada.

Até o momento, o papel das fases de fartura e fome de substrato na biogranulação aeróbica é ainda controverso. Embora efeitos positivos da fase de fome no processo de biogranulação aeróbica tenham sido amplamente relatados pela literatura (Liu & Tay, 2004; Liu et al., 2004 a, b, Tay et al., 2001b), apenas recentemente a duração excessiva dessa fase pôde ser associada a problemas de biogranulação. Wang et al. (2005) verificaram que, para a

⁴ Relação F:M – indica a proporção “food to microorganism”, que consiste em um indicador de disponibilidade de substrato por unidade de biomassa presente no reator.

mesma carga de substrato sintético, ciclos de 3 h foram mais favoráveis à biogranulação do que ciclos de 12 h, ainda que em ambos a formação de biogrânulos tenha ocorrido. Os autores atribuem a formação mais rápida de biogrânulos à menor exposição da biomassa ao período de fome, que é presumivelmente maior no ciclo de 12 h. De fato, Wang et al. (2006) verificaram que biogrânulos previamente formados, quando submetidos a 4 h de fome de substrato orgânico, reduziram sua integridade estrutural, capacidade de sedimentação e sua atividade metabólica e ainda apresentaram perdas de 53% do conteúdo de EPS. Assim, ficou demonstrado que a fome de substrato também pode afetar negativamente a formação e a estabilidade de biogrânulos aeróbicos.

Nas condições do presente estudo, o efeito da carga esteve associado à extensão da fase de fome de substrato, que foi superior a 75% do tempo de cada ciclo, mesmo sob a maior carga avaliada no período. Isso pôde ser relacionado com a gradativa e evidente perda da integridade estrutural de flocos e ausência de biogranulação. A biomassa flocosa fracamente estruturada, formada nessas condições, foi responsável pela descarga de biogrânulos do reator e por problemas de sedimentação dos sólidos do efluente. Em contrapartida, nos primeiros ciclos após aumento de carga, quando o período de fome foi menor, a biogranulação e a integridade estrutural de flocos foram imediatamente restabelecidas. Claramente, esses resultados demonstram que a carga orgânica teve um efeito expressivo na formação, manutenção e estabilidade de biogrânulos e de flocos no reator.

Embora o acompanhamento do conteúdo de EPS não tenha sido realizado neste trabalho, os resultados evidenciam que, à semelhança das observações de Wang et al. (2006), a formação satisfatória de EPS sob condições normais e a degradação excessiva desses polímeros em condição de fome de substrato foram as causas fundamentais das respostas observadas. De fato, polímeros extracelulares constituem a matriz gelatinosa que garante a organização espacial das células, a integridade física do biofilme e o fluxo de solutos (Sponza, 2003; Wang et al. 2006).

Sendo a biogranulação um processo gradual que inicia pela floculação, é seguido pela formação de agregados densos e se completa em biogrânulos compactos, as EPS também exercem uma importante função na evolução de flocos a biogrânulos (Tay et al. 2001b, Sponza, 2003). Assim, é coerente presumir que o estresse do fator fome de substrato seja muito mais intenso na formação de novos flocos do que na manutenção da integridade dos biogrânulos já formados, freqüentemente designados como “maduros”. Essa hipótese foi evidenciada nesse estudo por meio das observações de que eventos moderados de fome afetavam primeiramente a organização estrutural de flocos, sem que houvesse qualquer sinal

perceptível de perda de integridade dos biogrânulos previamente formados. Depreende-se, portanto, que tais eventos moderados do fator fome de substrato afetaram o processo evolutivo de formação de biogrânulos, mas não a sua estabilidade estrutural. Em parte, esse fenômeno pode ser parcialmente explicado por meio das descobertas recentes de Liu & Tay (2005). Os autores verificaram que a camada mais externa de biogrânulos era formada por EPS de ligações β , não biodegradáveis, que aparentemente garantiam a integridade estrutural de biogrânulos nos períodos de fome, enquanto as substâncias poliméricas do centro dos biogrânulos eram parcialmente degradadas. Assim, aparentemente, a maior estabilidade verificada para biogrânulos pode ser atribuída a essa estrutura física mais complexa, ainda não formada na biomassa de flocos.

A carga orgânica também influenciou o efluente final em termos de qualidade, já que ela depende da decantação eficiente dos sólidos suspensos após a descarga. Nas condições desse trabalho, fases mais curtas de fome, obtidas sob cargas maiores, foram favoráveis ao desenvolvimento de flocos grandes e bem estruturados, o que permitiu uma separação eficiente de sólidos suspensos em apenas 15 minutos de sedimentação. Em contrapartida, quando a fase de fome foi excessiva, houve floculação deficiente e ocorreu o desenvolvimento de biomassa dispersa ou de pequenos flocos, os quais permaneciam suspensos após o tempo de 15 min de decantação, contribuindo com teores elevados de DQO, N orgânico e de sólidos (Figura 3.5c). Aos 47 dias, por exemplo, sob carga de $2,15 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ de DQO e intensa fome de substrato, o efluente continha 652 mg L^{-1} de DQO residual, mesmo após decantação. Todavia, sob a influência positiva do aumento de 46% na carga ($3,15 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$), uma melhor qualidade de efluente pôde ser obtida, com teores de DQO residual de apenas 266 mg L^{-1} . Esses resultados demonstram que a qualidade do efluente final de um RSB aeróbico de biogrânulos é influenciada pelas características da biomassa flocosa do reator, que, por sua vez, são reguladas pela extensão das fases de fartura e de fome de substrato de cada ciclo. Dessa forma, em tese, não somente as características de flocos e de biogrânulos, mas também a qualidade final do efluente podem ser ajustados indiretamente por meio da carga de substrato, pela duração do ciclo de operação e/ou por meio do volume de biomassa do reator (relação F:M).

Um efeito de aparente sobrecarga de substrato pôde ser observado na estabilidade de biogrânulos aos 75 dias de operação. Cabe esclarecer que, nesse período, o acréscimo de carga de substrato foi estabelecido supostamente em 14%, tendo por base apenas o N amoniacal de um dejetado que ainda não havia sido caracterizado quanto à DQO e N total (Figura 3.5a). Em consequência desse método, a carga orgânica foi erroneamente aumentada

em 129% para DQO total e 99% para N orgânico. Além disso, o reator foi alimentado por apenas dois ciclos com o referido afluente e então duas paradas sucessivas de 4,5 dias, pré-programadas, foram efetuadas nos dias 75 e 78. Nesse intervalo, toda a biomassa flocosa e de grânulos do reator foi mantida refrigerada (5° C), sem aeração. Esses procedimentos, aliado ao aumento brusco da carga, resultaram na desintegração dos biogrânulos já formados, morte de protozoários e diminuição da velocidade de sedimentação nos ciclos subsequentes. Isso deve ter sido causado pela formação de um ambiente anaeróbico e ocorrência de fermentação durante o armazenamento, hipótese que foi evidenciada pelo odor desagradável da biomassa. Após o reinício da operação do reator, o tempo de sedimentação foi temporariamente aumentado, para prevenir a perda excessiva de biomassa. A partir da constatação desses problemas, o fluxo superficial ascendente de ar foi aumentado em 60% e a carga de afluente foi diminuída, o que resultou em melhoria na velocidade de sedimentação da biomassa.

Com o propósito de reduzir a concentração de biomassa flocosa do reator, o tempo de sedimentação foi reduzido a 1 minuto, equivalente a VMS de 12,9 m h⁻¹. Embora um teor expressivo de sólidos tenha sido momentaneamente descarregado do reator em função desse manejo, biogrânulos formaram-se novamente e a qualidade final do efluente melhorou (Figuras 3.5b e 3.5c). O restabelecimento de protozoários predadores, verificado nesse período por meio de observações microscópicas, também deve ter contribuído para a diminuição da biomassa dispersa.

Em razão dos teores residuais elevados de DQO e de N no efluente, aos 98 dias o reator passou a ser alimentado com carga orgânica menor. A alteração resultou em imediata recuperação da eficiência de remoção de DQO e N e novos grânulos de aproximadamente 1 mm formaram-se rapidamente a partir da biomassa flocosa presente no reator.

A partir desses resultados, é importante destacar que os dois eventos pré-programados para a parada do sistema coincidiram com carga orgânica (DQO e N) extremamente elevada. Assim, torna-se difícil atribuir a causa do colapso à carga, à parada do sistema ou à ocorrência de anaerobiose. Porém, esse evento demonstrou que biogrânulos podem ser rapidamente reconstituídos a partir da biomassa que sofreu desagregação.

3.3.5 Dinâmica da remoção de N aos 68 dias de operação

O perfil de remoção de N, ao longo de um ciclo de operação do reator, pode ser observado na Figura 3.6. Já nas primeiras 4 horas de operação do ciclo, houve a depleção do N amoniacal do reator. O decréscimo linear do N amoniacal ($r^2 = 0,99$) é acompanhado pelo

aumento dos teores de N na forma nítrica (nitrato + nitrito), indicando claramente a ocorrência do processo bacteriano de nitrificação. É importante destacar, contudo, que apenas 47,3% do N amoniacal removido nesse período foi recuperado na forma de nitrato, o que sugere que o restante foi imobilizado pela biomassa em crescimento e/ou desnitrificado. A relação DQO/N de 13, entretanto, é pouco favorável a eventos de imobilização líquida, evidenciando que a maior parte do N amoniacal foi removida do reator por meio de desnitrificação simultânea à nitrificação. Conforme demonstrado por Mosquera-Corral et al. (2005) e Yang et al. (2003a), com efluentes sintéticos, esse fenômeno ocorre devido à presença de uma zona aeróbica na porção mais externa de grânulos e outra anóxica e rica em substrato na porção interna, de modo que a nitrificação e a desnitrificação podem ocorrer concomitantemente. Esse processo somente ocorre no interior de biogrânulos na fase inicial do ciclo, enquanto for elevada a disponibilidade de substrato facilmente metabolizável. Quando o teor de substrato é substancialmente diminuído, a respiração é também reduzida, permitindo que o O₂ se difunda para o interior do biogrânulo, inibindo a desnitrificação. Conseqüentemente, o nitrato passa a ser acumulado na solução. Nas condições deste trabalho, aos 68 dias, aparentemente, a desnitrificação simultânea à nitrificação ocorreu nas primeiras duas horas do ciclo. Nas duas horas seguintes, a remoção de N amoniacal se completou e a maior concentração de N nítrico foi observada. Assim, além da complexidade inerente à dinâmica de tais processos bacterianos, esses resultados evidenciam, sobretudo, que um percentual expressivo de nitrogênio pode ter sido removido completamente a gás, durante a desnitrificação.

A desnitrificação também se torna evidente ao observar na Figura 3.6 que o residual de N nítrico, deixado na solução do reator no ciclo anterior, é completamente removido nos primeiros 78 minutos de operação. Esse tempo coincide com a máxima remoção de DQO (dado não mostrado), período em que há elevada demanda por oxigênio, criando ambiente com baixos teores de O₂ dissolvido.

Aos 68 dias de operação, para uma carga de 0,2 kg m⁻³ dia⁻¹ de N amoniacal, a eficiência de remoção foi de 99,9%, sendo que apenas 10,4% do N presente no afluente permaneceu no efluente final na forma de N nítrico.

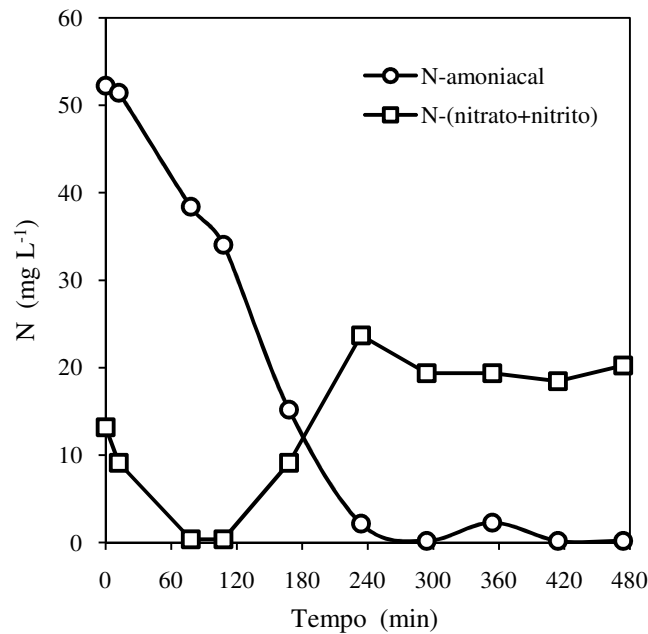


Figura 3.6 - Perfil de concentração de N amoniacal e N nítrico durante um ciclo de operação do RSB (68º dia)

3.3.6 O efeito predominante da amônia na formação, estabilidade e atividade de biogrânulos

No período compreendido entre 100 e 200 dias, águas residuais da suinocultura de variadas origens e composições foram avaliadas como afluente do reator, com o intuito de identificar um padrão de resposta na formação de biomassa granular e de sua atividade. Contudo, o principal efeito sobre a biogranulação foi atribuído à concentração de amônia (NH_3), que foi bastante variável no período em função da característica das águas residuais, do pH e da temperatura. As cargas diárias de DQO, de N orgânico e de N amoniacal do reator são apresentadas na Figura 3.7a e as variações nos teores de amônia são mostradas na Figura 3.7b.

A atividade de bactérias nitrificadoras foi expressivamente influenciada pela presença de teores tóxicos de amônia. Para o período de 100 a 130 dias, o teor de amônia no afluente foi sempre superior a 15 mg L^{-1} (Figura 3.7b). Na Figura 3.7c pode ser observado que os teores de nitrato e nitrito (N nítrico) no efluente foram sempre negligíveis, indicando que o processo de nitrificação não ocorreu nessas condições. Apesar disso, a remoção de N amoniacal foi praticamente completa, com eficiência média de 99%, o que deve estar relacionado à volatilização de amônia.

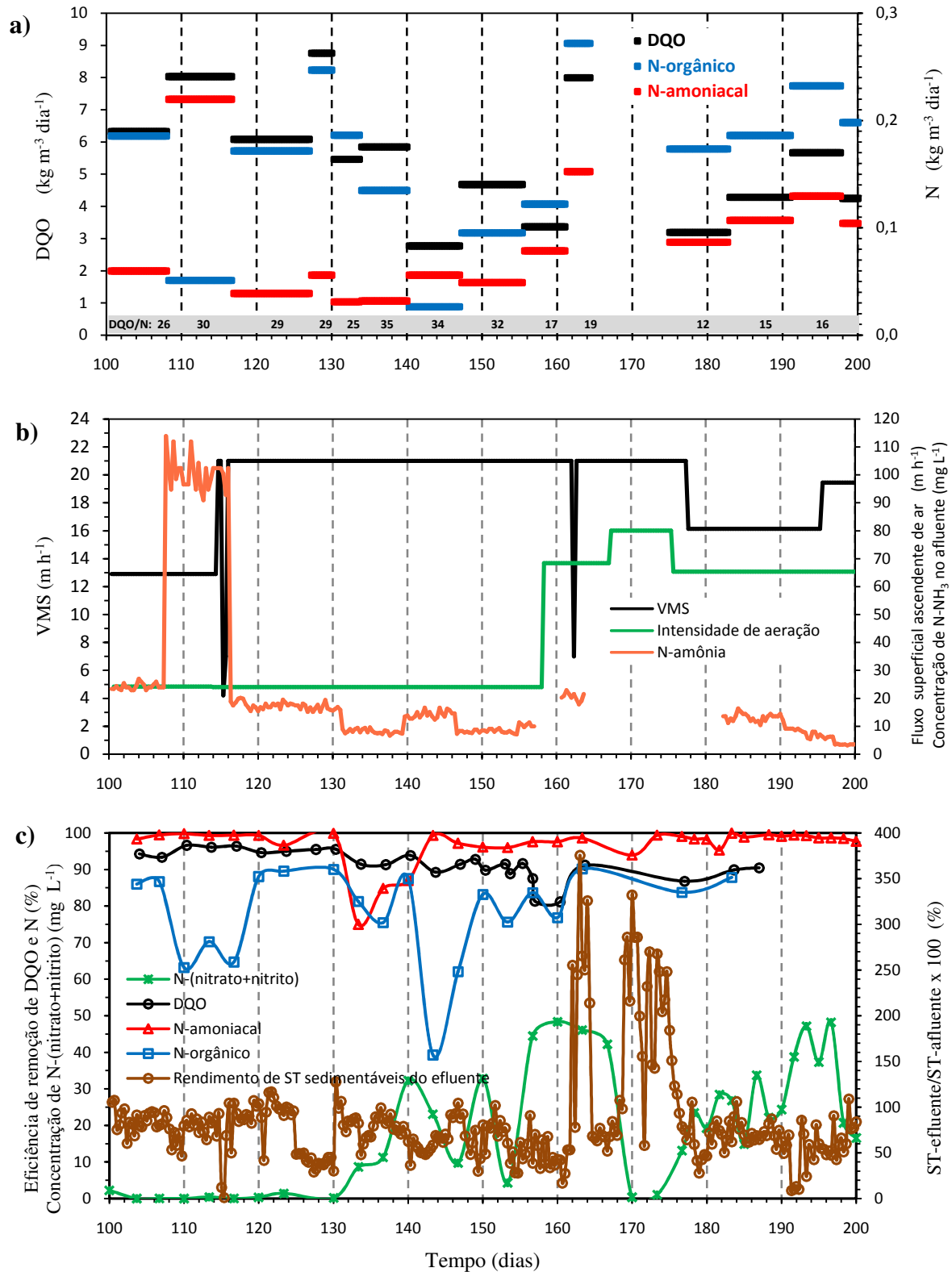


Figura 3.7 – Biogrânulação e qualidade do efluente em resposta ao manejo do reator aeróbico de biogrânulos entre o 100º e 200º dia de operação: a) carga de DQO total, de N orgânico e de N amoniacal aplicada ao reator por meio do afluente; b) VMS e fluxo superficial ascendente de ar no reator e concentração de amônia no afluente; c) eficiência de remoção de DQO e N do afluente e concentração de N nítrico e de ST no efluente do reator

Quando a concentração média de N na forma de amônia (NH_3) do afluente foi reduzida para $8,1 \text{ mg L}^{-1}$ (entre o 130° e o 140° dia), a atividade nitrificadora foi imediatamente restabelecida, evidenciando que o efeito tóxico foi removido (Figura 3.7c). Da mesma maneira, em dois eventos sucessivos, houve menor nitrificação quando a amônia foi superior a 10 mg L^{-1} (dias 140 a 147) e aumento da nitrificação quando a o teor de amônia foi menor que o referido valor (dias 147 a 157). Aos 150 dias, por exemplo, a nitrificação aparente foi responsável pela remoção de 73% do N amoniacal das águas residuais.

Essa repetição de resultados claramente demonstra o efeito inibidor da amônia na atividade de bactérias nitrificadoras. Aparentemente, o efeito foi inexpressivo em teores de amônia inferiores a 10 mg L^{-1} e de inibição total quando superior a 15 mg L^{-1} . De fato, na literatura, tem sido amplamente documentado o efeito da amônia no processo de nitrificação, sendo inibidor da atividade dos grupos *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* a partir de 10 e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Os resultados desse estudo também são condizentes ao efeito tóxico observado por Yang et al. (2004), que relataram inibição completa a partir de 10 mg L^{-1} de amônia. Nesse sentido, este pode ser considerado um valor limite em sistemas de tratamento de águas residuais, a fim de prevenir perdas de eficiência de remoção de N amoniacal.

No período compreendido entre o 75° e 130° dia de operação do reator, os teores nitrato no efluente foram negligíveis, do que se depreende que a atividade das bactérias nitrificadoras foi reduzida ou nula. Surpreendentemente, a atividade dessas bactérias foi prontamente restabelecida quando o efeito inibidor da amônia foi reduzido (130° dia). Esse resultado comprova que as bactérias nitrificadoras permaneceram imobilizadas e viáveis no interior de grânulos durante os eventos de choque de carga de amônia, restabelecendo prontamente sua atividade quando as condições do meio foram favoráveis. O resultado demonstra também a capacidade de biogrânulos aeróbicos de ajustarem rapidamente sua atividade às condições variáveis do afluente.

Evidencia-se, portanto, uma diferença fundamental entre sistemas de lodos ativados e reatores de biogrânulos em resposta a fatores adversos. No primeiro, um fator adverso resulta em ausência de crescimento bacteriano e descarga gradativa da biomassa para fora do sistema, implicando na necessidade de aclimação e re-colonização das bactérias nitrificadoras, o que é um processo complicado e lento. No segundo caso, ao contrário, bactérias nitrificadoras são conservadas no interior dos biogrânulos, independente de atividade e crescimento, e mantém sua viabilidade para eventos posteriores em que o metabolismo é possível.

De forma complementar, os resultados obtidos neste estudo demonstram que a atividade nitrificadora pode ser melhorada em resposta a um manejo adequado do reator. A

exemplo disso, na fase compreendida entre 175 e 198 dias, a atividade nitrificadora pôde ser incrementada de 0,0 para 48,3 mg L⁻¹, em termos de formação de N nítrico, em resposta ao aumento progressivo da carga de N amoniacal (0,087 a 0,130 kg m⁻³ dia⁻¹) e à diminuição gradativa dos teores de amônia (Figura 3.7b a 3.7c). Esse manejo pode ser facilmente realizado por meio do ajuste da carga de N amoniacal e do pH do afluente, que são as variáveis mais determinantes na concentração de amônia livre na solução.

A formação de biogrânulos e a estrutura da biomassa flocosa também foram influenciadas pelos teores de amônia no período compreendido entre 100 e 200 dias de operação do reator. Conforme mencionado anteriormente, a redução da carga orgânica e de N amoniacal do afluente aos 98 dias resultou em imediato restabelecimento da biogranulação, com o surgimento de grande número de grânulos de aproximadamente 1 mm, e melhoria da estrutura de flocos. É importante salientar que a formação de biogrânulos foi contínua durante o período compreendido entre 98 e 108 dias, mesmo sob concentração elevada de NH₃ (média de 25 mg L⁻¹).

A partir do 108º dia de operação, porém, quando os teores médios de amônia do afluente foram de 100,6 mg L⁻¹ (108 a 116) e de 18,8 mg L⁻¹ (117 a 131), não foi observado o aumento do volume de biogrânulos, evidenciando que a amônia foi inibitória à biogranulação. Contudo, os biogrânulos previamente formados não sofreram desagregação. Na verdade, o efeito mais evidente do fator amônia ocorreu no processo de floculação, já que a maior parte da biomassa formada era de flocos pequenos ou dispersos, os quais não formavam gradiente de sedimentação satisfatório em 15 minutos no cone de decantação. Aparentemente, esse efeito teve duas implicações negativas: a) a ausência de formação de novos biogrânulos, já que a formação de flocos bem estruturados é a base da biogranulação; e b) a perda de qualidade do efluente final, imposta pela presença de biomassa dispersa, incapaz de sedimentar rapidamente. Esse parâmetro pôde ser monitorado por meio da eficiência de remoção de N orgânico, mostrada na Figura 3.7c.

A biogranulação foi restabelecida plenamente a partir da supressão do efeito negativo da amônia aos 130 dias. Os novos grânulos formados apresentavam cor clara (esbranquiçados), tamanho de 1 a 4 mm, estrutura compacta e eram constituídos apenas por biomassa microbiana. Também a biomassa flocosa apresentou melhor estruturação, o que proporcionou melhor qualidade de sedimentação do efluente. Aos 161 dias, porém, houve um efeito combinado de sobrecarga de afluente (8 kg m⁻³ dia⁻¹ de DQO) e concentração elevada de amônia (18 a 23 mg L⁻¹) (Figura 3.7a e 3.7b). Nessa condição, houve total desintegração dos biogrânulos já formados e a perda intensa de biomassa durante as descargas de efluente

(Figura 3.7c). Aparentemente, a causa principal da desestabilização de grânulos esteve relacionada à sobrecarga de DQO. Embora seja desconhecido o mecanismo responsável pela perda da integridade de grânulos, os principais fatores relacionados a esse evento são a formação de sítios de anaerobiose no interior dos biogrânulos, a formação de gases e metabólitos tóxicos e a taxa distinta de crescimento celular das diferentes espécies que coabitam o interior de biogrânulos aeróbicos (Liu e Tay, 2004).

A partir desse evento, o afluente foi modificado e a intensidade de aeração foi aumentada para 80 m h^{-1} . Essas mudanças, realizadas a partir do 165º dia, refletiram em intensa perda de sólidos do reator (Figura 3.7c), mas estimularam a rápida formação de novos biogrânulos a partir da biomassa de flocos presentes no reator.

Conforme citado anteriormente, aos 175 dias, a carga de afluente foi aumentada gradualmente de 3,19 para $5,67 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ de DQO, concomitantemente à diminuição do pH e da concentração da amônia no afluente. Sob este manejo, ocorreu o desenvolvimento de grânulos pequenos (0,5 a 3 mm), compactos, coloração amarelada, estáveis e com excelente velocidade de sedimentação no reator. Uma melhoria expressiva da estrutura da biomassa flocosa também pôde ser observada. Ao final desse período, aos 195 dias de operação do reator, havia sido formado um leito uniforme constituído apenas de biogrânulos, correspondente a 26% do volume retido do reator.

Em síntese, no período compreendido entre 100 e 200 dias, o fator mais determinante no desenvolvimento e na atividade de biogrânulos foi o teor de amônia (NH_3). Nas condições desse estudo, teores de amônia superiores a 15 mg L^{-1} foram inibidores do processo de formação de novos biogrânulos, mas não houve desintegração ou perda de estabilidade dos biogrânulos já formados, mesmo em teores de NH_3 superiores a 100 mg L^{-1} . Imediatamente após a supressão do efeito negativo do fator, a formação de biogrânulos foi restabelecida. Na literatura, as informações sobre a influência da amônia na biogranulação são ainda escassas. Aparentemente, a alta concentração de amônia livre resulta em decréscimo da hidrofobicidade das células e reprime a produção de polissacarídeos extracelulares. Assim, mudanças na hidrofobicidade celular e na produção de substâncias envolvidas na formação da matriz de EPS são possivelmente as causas de problemas de formação de biogrânulos em presença de amônia (Yang et al., 2004; Wang et al., 2007b). De fato, essa hipótese é coerente com os resultados do presente estudo, em que foi apenas observado o efeito inibitório sobre a formação de novos flocos, aglomerados e biogrânulos, mas não sobre a estabilidade dos biogrânulos já estruturados.

3.3.7 Relação com outros atributos e eficiência

No período compreendido entre 100 e 200 dias de operação, 15 amostras de água residual diferentes foram utilizados na alimentação do reator. A formação de grânulos não pôde ser relacionada ao teor de sólidos, carga orgânica (DQO, N orgânico), N amoniacal e às proporções DQO/N, DQO/N orgânico e DQO/N amoniacal, ainda que variações expressivas desses parâmetros tenham sido verificadas neste estudo. Nesse período, a eficiência média de remoção de DQO, N orgânico e N amoniacal, após sedimentação e separação da biomassa (sólidos) do efluente, foi de 91, 78 e 97%, respectivamente. Esses índices de eficiência são superiores aos obtidos por Schwarzenbeck et al. (2005) no tratamento de águas residuais da indústria de processamento de produtos lácteos e por Arrojo et al. (2004) no tratamento de águas residuais de laboratório de análise de produtos lácteos. Schwarzenbeck et al. (2005) relataram a formação de grânulos altamente filamentosos em condições de carga orgânica (DQO) de $5,9 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ e, posteriormente, em $3,9 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Os autores concluíram que reatores de biogrânulos apresentam potencial limitado no tratamento de efluentes industriais, já que, para tais efluentes, as fases de fartura e fome de substrato não poderiam ser alcançadas em ciclos menores de 12 h. No presente estudo, ao contrário, biogrânulos bem estruturados desenvolveram-se a partir de afluentes com carga de DQO variáveis entre 2,15 e $12,28 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$, sem que houvesse a formação de estruturas filamentosas. Diferentemente dos resultados obtidos por aqueles autores, análises da dinâmica de remoção de poluentes no tratamento de dejetos de suínos mostraram que, do total de DQO removida durante um ciclo de 8 h, mais de 95% ocorre antes de 3 h de operação, estabelecendo claramente um período de fome de substrato de mais de 5 horas. Esse resultado, associado à elevada eficiência de remoção de poluentes, independente de sua carga, sugere que o potencial do reator aeróbico de biogrânulos ainda não foi totalmente explorado e que a carga poderia ser aumentada.

3.4 Conclusões

Os resultados obtidos com a operação do reator aeróbico de biogrânulos durante 200 dias, sob variadas condições de carga, VMS, aeração, pH e amônia, permitem que sejam feitas algumas interpretações importantes. Este trabalho mostra a viabilidade de formação de biogrânulos aeróbicos tendo solo como inóculo. Em apenas 4 dias de operação do reator, ocorre o desenvolvimento intenso da biomassa e a formação de aglomerados microbianos

densos, os quais resultam na formação de biogrânulos bem estruturados em até 30 dias de operação.

O processo de biogranulação aeróbica apresenta clara relação com a carga de substrato. A formação de flocos e de biogrânulos é favorecida por aumentos gradativos de carga de afluente e prejudicada quando o período de fome é demasiado.

A toxidez de amônia influencia negativamente a atividade de nitrificadoras e o processo de floculação e de formação de novos biogrânulos, mas não afeta a estabilidade dos biogrânulos já formados.

4 - DINÂMICA DA REMOÇÃO DE POLUENTES NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA EM REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS

4.1 Introdução

A suinocultura é uma atividade reconhecidamente poluidora do meio ambiente. A maioria dos seus sistemas criatórios opera em escala industrial, em que os animais são integralmente confinados e os dejetos são manejados na forma líquida. Em consequência desse manejo, o principal problema agrônômico e ambiental da atividade está associado à dificuldade em dar destinação final a um grande volume de dejetos líquidos, de potencial poluente elevado.

O tratamento dessas águas residuais da suinocultura em reator aeróbico de biogrânulos parece representar uma alternativa adequada à remoção de contaminantes solúveis, à imobilização dos nutrientes em formas orgânicas, à estabilização aeróbica da fração sólida e à remoção de odor e patógenos da fase líquida. O processo foi recentemente aplicado no tratamento de vários efluentes industriais, como do processamento de produtos lácteos (Arrojo et al., 2004; Schwarzenbeck et al., 2005), do processamento da soja (Su & Yu, 2005), de efluentes de frigorífico (Cassidy & Belia, 2005) e da indústria cervejeira (Wang et al., 2007). Para o tratamento de águas residuais da suinocultura, esse processo poderá se consagrar como uma biotecnologia adequada para a remoção de contaminantes da fração líquida e para a geração de um resíduo orgânico final mais adequado à disposição final em solos agrícolas.

Até o momento, a maioria dos estudos da dinâmica de remoção de poluentes em reatores aeróbicos de biogrânulos foi conduzida com efluentes sintéticos, em que os poluentes eram solúveis, facilmente metabolizáveis e de natureza conhecida (Liu & Tay, 2004). Nas águas residuais de criatórios suínocolas tecnificados, ao contrário, fração expressiva dos contaminantes está contida em materiais particulados, de natureza físico-química complexa. Obviamente, nessas condições, os processos de remoção dos poluentes ocorrem com intensidades e cinéticas distintas daquelas observadas com efluentes sintéticos. Assim, é imprescindível monitorar a dinâmica dessas transformações, a fim de validar cientificamente

reatores aeróbicos de biogrânulos como ferramenta biotecnológica de tratamento de águas residuais da suinocultura.

Os principais objetivos do presente estudo foram avaliar as transformações do nitrogênio e dos compostos orgânicos solúveis e particulados das águas residuais da suinocultura e monitorar a dinâmica de alguns processos microbiológicos que ocorrem no reator ao longo de um ciclo de 8 horas de tratamento.

4.2 Metodologia

O trabalho foi desenvolvido em um reator seqüencial em batelada (RSB). A dinâmica da remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio (N) e Sólidos Totais (ST), de que trata este trabalho, foi avaliada durante o 635º ciclo, de um total de 1.515 ciclos de operação do reator, dedicados ao estudo da biogranulação aeróbica no tratamento de dejetos de suínos.

O biorreator consistiu de um cilindro de vidro borossilicato de 5,8 cm de diâmetro interno e 120 cm de altura, uma válvula para descarga de efluente, um sistema de aeração e uma campânula para extrusão do ar e retorno da espuma formada (a). O afluente foi adicionado pela parte superior do reator e o efluente descarregado pela válvula lateral situada a 65% da altura útil. Um difusor de ar instalado na base da coluna foi alimentado por uma bomba de aeração com uma intensidade de fluxo superficial ascendente de ar de 65 m h^{-1} , regulada por meio de um fluxômetro. O volume útil do reator foi de 2,66 L e o volume de troca igual a 35%, com tempo de retenção hidráulico (TRH) de 22,86 h. O sistema foi operado em batelada, com 3 ciclos diários de 8 h, sendo 3 min para alimentação (entrada de afluente), 476 min de aeração contínua, 40 s de sedimentação e 20 s para descarga do efluente. A Velocidade Mínima de Sedimentação (VMS) foi estabelecida em $24,1 \text{ m h}^{-1}$ e a temperatura média do reator, durante o ciclo monitorado, foi de $26,4^\circ\text{C}$.

A biomassa do reator foi desenvolvida a partir de dejetos de suínos esterilizados como substrato e solo como fonte de inóculo inicial, sob variadas condições de manejo do reator, substrato e temperatura. No momento da realização deste estudo (635º ciclo, 212º dia), o volume retido do reator era constituído de biomassa flocosa (volume não mensurado) e 24% (v/v) de biogrânulos. A biomassa flocosa apresentava boa estruturação, com coagulação intensa e formação de zona de sedimentação em até 5 minutos após a suspensão da aeração (Figura 4.1b).

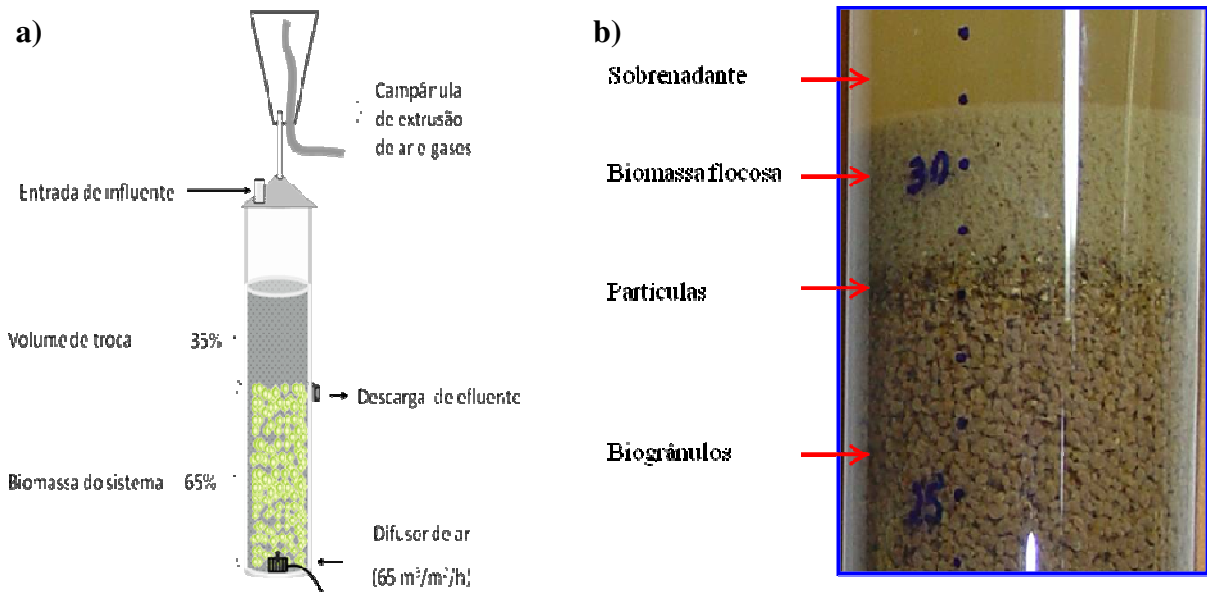


Figura 4.1 - Representação esquemática do RSB (a) e fotografia do reator com o leito de biogrânulos, partículas, biomassa flocosa e sobrenadante (b)

O substrato utilizado na alimentação (afluente) foi composto de dejetos líquidos de suínos triturados a um diâmetro de partícula menor que 0,42 mm e esterilizados em autoclave. Após o processamento, o dejetos foi armazenado a temperatura de 1°C. Para a alimentação do reator, o dejetos foi diluído à carga pretendida com água destilada e reaquecido em forno de microondas à temperatura do reator, com variação máxima de $\pm 2^\circ\text{C}$. Nos 20 dias precedentes à avaliação, o manejo do reator e a carga de substrato foram mantidos relativamente constantes. As propriedades da água residual utilizada e a carga do sistema são apresentadas na Tabela 4.1.

Amostras do afluente (dejetos) e amostras obtidas do reator durante o ciclo de 8 h foram utilizadas para monitorar a dinâmica dos processos de tratamento dos dejetos. A fim de aplicar a mesma metodologia em uso para o efluente final, alíquotas de 250 mL do reator foram deixadas sedimentar em proveta durante 15 minutos, antes da coleta de uma amostra do sobrenadante para análises. O restante do volume foi imediatamente reintegrado ao reator. O mesmo procedimento foi aplicado ao afluente, para obtenção de sua fração sobrenadante. À exceção da amostra integral dos dejetos, todas as análises de DQO, nitrogênio, ST e Sólidos Sedimentáveis (SS_{60}) foram realizadas na fração sobrenadante, considerada como efluente líquido do processo de tratamento. As análises foram mensuradas em duplicatas por meio de métodos padronizados (APHA, 1998). O teor de N orgânico foi calculado pela diferença entre os teores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e N amoniacal. O N nítrico, ou NO_x^- , foi obtido em análise conjunta do nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) por meio da reação com Liga de

Devarda e óxido de magnésio em destilador de arraste de amônia Semi-micro Kjeldahl, após remoção do N amoniacal da amostra, seguido de titulação com ácido. A fração solúvel foi obtida pela filtração das respectivas amostras em membrana de nitrato de celulose, com porosidade de 0,45 μm . A fração particulada foi calculada por meio da diferença entre a amostra integral e a fração solúvel. Em cada ciclo de operação, o pH do reator foi monitorado mas não controlado.

Tabela 4.1 - Características da água residual de suinocultura utilizada como afluente na alimentação do reator e carga diária de DQO, N e ST aplicada ao reator

Parâmetro	Concentração (mg L^{-1})	Carga ($\text{kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$)
DQO total (DQO_t)	4.181	4,39
DQO solúvel (DQO_s)	1.793	1,88
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	316	0,33
Nitrogênio orgânico total (N-org_t)	202	0,21
Nitrogênio orgânico solúvel (N-org_s)	105	0,11
N amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$)	114	0,12
N nítrico ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$)	0	0,00
Sólidos Totais (ST)	4.500	4,72
Sólidos Sedimentáveis (SS_{60}) (mL L^{-1})	22	-
pH	7,47	-
Diâmetro máximo de partículas (mm)	0,42	-

4.3 Resultados e Discussão

4.3.1 Influência da biomassa flocosa na remoção de DQO e de Sólidos Totais

Nesta pesquisa, dejetos líquidos de suínos *in natura* foram tratados em reator aeróbico de biogrânulos, sob valores variáveis de carga de poluentes. Na fase relativa ao ciclo monitorado, a carga orgânica foi mantida em $4,39 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ para DQO e em $0,21 \text{ kg m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ para N orgânico, sendo 57 e 48% desse montante, respectivamente, presentes em materiais particulados (Tabela 4.1).

Com o intuito de estimar a contribuição da biomassa flocosa do reator em processos de remoção de sólidos e de carga orgânica do dejetos em tratamento, foram comparadas as características do afluente e de uma alíquota extraída do reator 1 minuto após a alimentação (Figura 4.2, a e b). Ambas as amostras foram deixadas em repouso para sedimentação durante

15 minutos, a fim de obter a fração sobrenadante. Dessa forma, ao aplicar o procedimento ao afluente, observou-se que o processo físico de sedimentação, isoladamente, removeu 25,8% da DQO total e 33,1% dos Sólidos Totais.

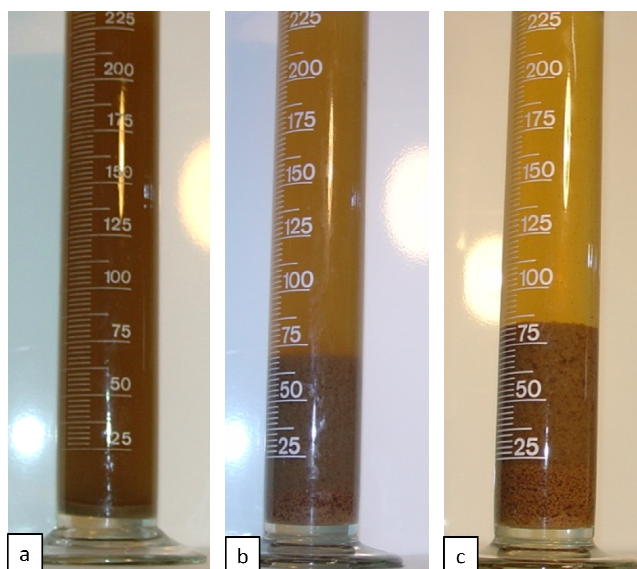


Figura 4.2 - Perfil de amostras após 15 minutos de sedimentação em proveta: a) afluente; b) amostra extraída do reator 1 min depois da adição do afluente; e, c) amostra extraída do reator ao final do ciclo de 8 h operação

Quando o mesmo procedimento foi aplicado a uma amostra extraída do reator imediatamente após a adição do afluente (1 min de reação com a biomassa do reator), houve um acréscimo de 66,3% e 14,8% na eficiência de remoção de DQO_t e ST, respectivamente, em comparação ao processo puramente físico de sedimentação. Em considerando a DQO total, observou-se que apenas a fração particulada é afetada, com eficiência de remoção de 95%. Baseado nesses resultados e assumindo que seja negligível a ação biológica de assimilação, hidrólise e mineralização dos constituintes orgânicos do dejetos, nessas condições experimentais, a melhoria observada pode ser atribuída a um processo de decantação induzida do material particulado, realizada pela biomassa flocosa do reator. Presume-se que os principais mecanismos envolvidos sejam a auto-adesão e o carreamento físico de partículas com os flocos, formando complexos partículas-flocos frágeis e transientes, mas de diâmetro e densidade suficientemente elevados para a ocorrência rápida da sedimentação. Esse processo pôde ser parcialmente observado com auxílio de microscópio luminoso, neste e em vários outros ciclos monitorados.

Embora esta avaliação seja desprovida de aplicabilidade prática imediata, seus resultados explicam, todavia, o principal mecanismo responsável pela eficiência de remoção

de materiais particulados dos dejetos, que foi comumente observada ao final deste e de outros ciclos de operação do reator aeróbico de biogrânulos. Torna-se evidente que a quase totalidade (95%) da DQO particulada (DQO_p) pode ser sedimentada após (e devido a) um breve contato com a biomassa do reator e que é inexpressivo o incremento dessa eficiência (1%) após 8 h de tratamento. Depreende-se, portanto, que a remoção dos constituintes particulados dos dejetos de suínos em reator de biogrânulos é um processo essencialmente físico e independente de decomposição do material orgânico ou crescimento microbiano sobre as partículas.

Dessa maneira, para o tratamento eficiente de águas residuais contendo carga orgânica particulada, torna-se essencial a presença suficiente de biomassa flocosa no reator aeróbico de biogrânulos. A eficiência do processo também deve ser expressivamente influenciada por características de estruturação, tamanho e hidrofobicidade do biofilme, bem como a relação entre quantidade de flocos e teor de sólidos particulados. Esse é um aspecto ainda inexplorado nos estudos de biogranulação aeróbica.

4.3.2 Dinâmica da remoção da carga orgânica

A carga orgânica diária alimentada ao reator é apresentada na Tabela 4.1. Conforme citado anteriormente, 57% da DQO_t e 48% do $N-org_t$ dos dejetos estão contidos em materiais particulados. A maior parte (> 95%) desses poluentes particulados poderia ser removida após um breve contato com a biomassa do reator (1 min), seguido de um período de 15 min de decantação (Figura 4.2b). Considerando que eficiência semelhante foi obtida mesmo após 8 h de tratamento (Figuras 4.2c, 4.3a e 4.3b), depreende-se que a sedimentação é o principal processo de remoção de DQO e N-org particulados, conforme discussão prévia. Porém, é importante salientar que, até a descarga final do efluente tratado, as partículas permaneceram no interior do reator, onde reações de hidrólise e assimilação poderiam ter ocorrido ao longo do ciclo, sem que esses processos fossem percebidos por meio da metodologia empregada. Contudo, três evidências sustentam a hipótese de que foi pouco expressiva a atividade microbiana de hidrólise e mineralização dos materiais particulados dos dejetos, nas condições deste estudo:

- a) na média dos ciclos precedentes e posteriores ao ciclo avaliado, operados nas mesmas condições de manejo, 60,1% dos ST do afluente foi conservado na fração Sólidos Sedimentáveis do efluente (dados não mostrados), indicando que mineralização líquida foi reduzida;

- b) a mineralização dos compostos orgânicos nitrogenados foi inexpressiva, já que a elevada remoção de N-org_s observada nas primeiras 2 horas do ciclo (Figura 4.3b) não resultou em aumento na concentração de N amoniacal na solução (Figura 4.4); e,
- c) os teores de DQO_s e N-org_s foram reduzidos gradativamente e mantiveram-se relativamente estáveis após 3 h de operação (Figura 4.3, a e b), indicando que não houve nenhuma fase de significativa solubilização do material particulado.

Essa hipótese, porém, precisaria ser confirmada por meio de estudos adicionais, medindo-se, por exemplo, a emissão de CO₂.

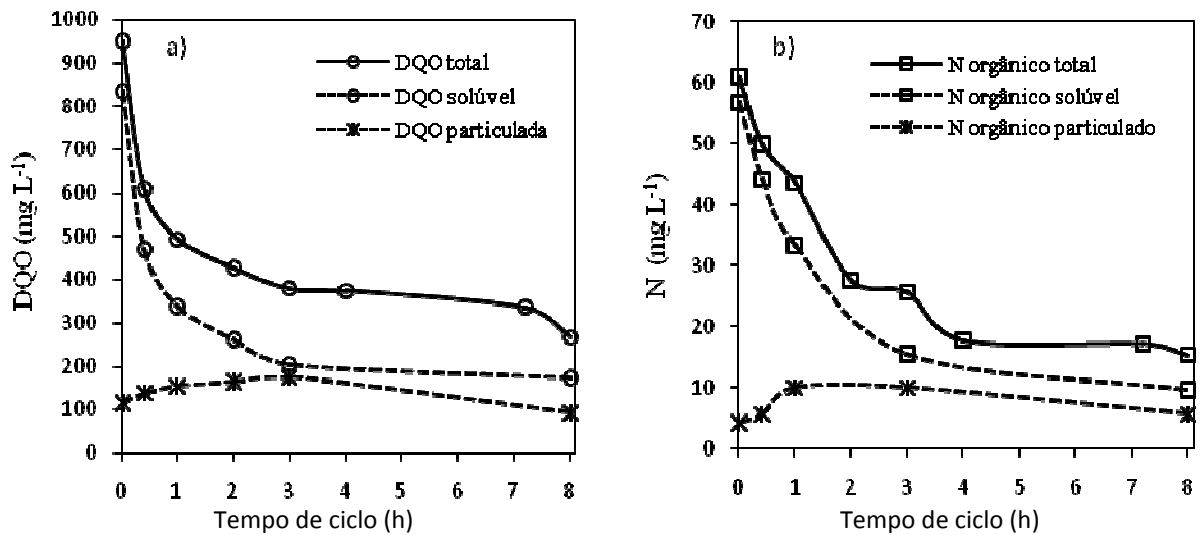


Figura 4.3 - Concentração de DQO (a) e de N orgânico (b) no reator aeróbico de biogrânulos durante um ciclo de operação do RSB

Ao contrário das frações particuladas, as concentrações de DQO e N orgânico de formas solúveis não são influenciadas pelo efeito de sedimentação. As Figuras 4.3a e 4.3b mostram que a maior parte dos constituintes orgânicos é removida nas primeiras horas do ciclo, sendo a variação dos teores totais atribuída essencialmente à diminuição de suas frações solúveis. Do montante de DQO_s e N-org_s, removidos ao longo do ciclo, 75 e 50%, respectivamente, ocorrem em apenas 1 h de operação. Durante todo o ciclo, a redução gradativa dos teores solúveis de DQO e N orgânico, respectivamente, de 838 para 174 e de 57 para 10 mg L⁻¹, pode ser atribuída à rápida mineralização e à assimilação microbiana dos compostos orgânicos e nitrogenados para crescimento celular. Essa hipótese parece ser evidenciada pela semelhança nas taxas de remoção de DQO_s e N-org_s e pela correlação

observada ($R^2=0,89$) entre estes parâmetros a partir dos primeiros 30 minutos do ciclo (Figura 4.5).

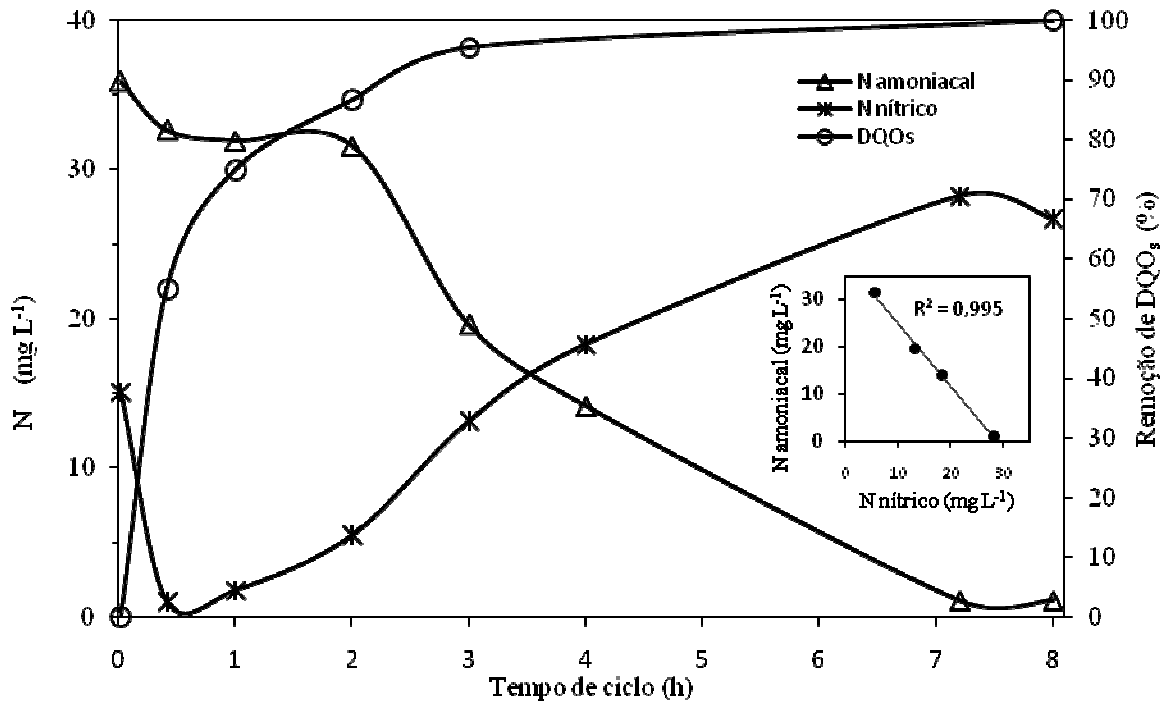


Figura 4.4 - Nitrificação e eficiência de remoção de DQO solúvel (DQO_s) durante um ciclo de operação do RSB. A DQO_s removida durante o período foi indexada para 100% do total removido, excluindo a fração não biodegradável

As Figuras 4.3a, 4.3b e 4.5 também evidenciam que, embora esta pesquisa tenha avaliado o tratamento de efluentes industriais de natureza orgânica complexa, o perfil de remoção das formas solúveis desses poluentes é semelhante ao comumente observado nos estudos de biogranulação aeróbica com efluentes solúveis sintéticos (Yang et al., 2003b; de Kreuk et al., 2005). Em ambos os casos, há uma fase inicial de fartura de substrato, em que a taxa de remoção é elevada e o substrato é reduzido a uma concentração mínima, seguida de uma fase de fome de substrato, em que a assimilação e a respiração microbiana são reduzidas. O estabelecimento dessa dinâmica é importante não somente à remoção de poluentes, mas também ao processo de formação de biogrânulos, já que a alternância cíclica dessas duas fases interfere na hidrofobicidade das células bacterianas, um fator essencial à formação e à estabilidade estrutural de flocos e de biogrânulos (Liu e Tay, 2004; Liu et al., 2004 a; Wang et al., 2006).

Schwarzenbeck et al. (2005), com base nos resultados do tratamento de águas residuais de laticínios, propuseram que a fase de fome de substrato não poderia ser

plenamente estabelecida, dada à contínua hidrólise do material particulado dos dejetos. Os resultados do presente trabalho e aqueles obtidos por Wang et al. (2007) no tratamento de efluentes da indústria cervejeira, entretanto, contradizem essa hipótese. Em ambos, o perfil de remoção de carga orgânica solúvel foi típico e grânulos e flocos bem estruturados puderam ser formados.

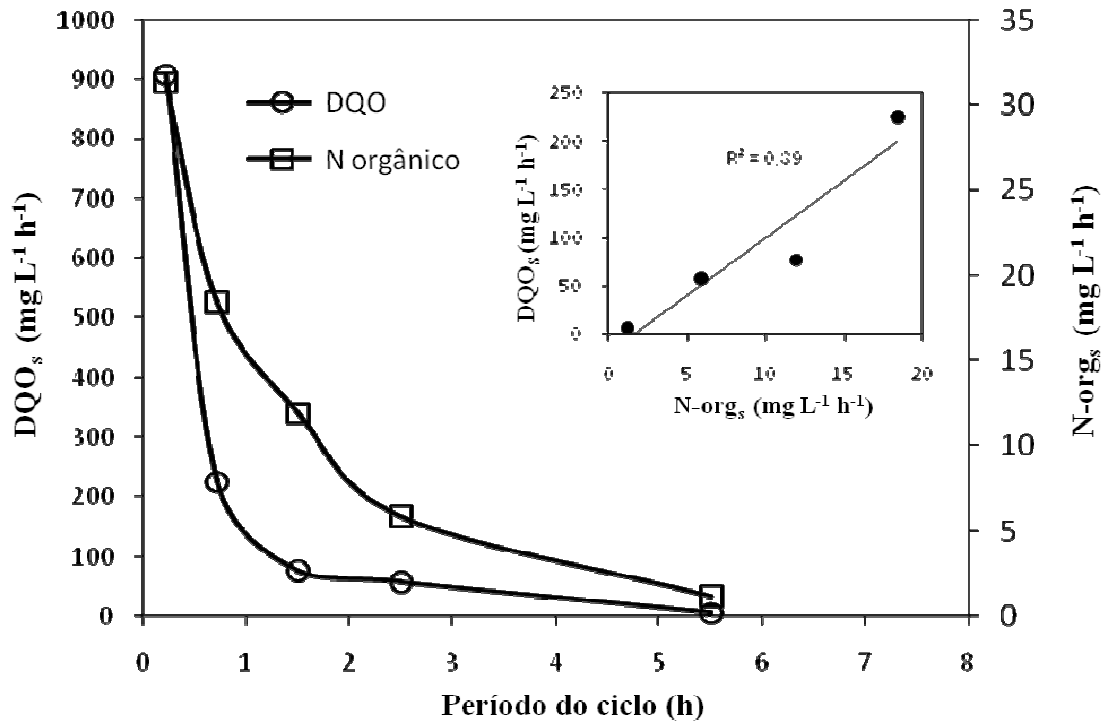


Figura 4.5 - Cinética de remoção de DQO solúvel (DQO_s) e N orgânico solúvel (N-org_s) do RSB aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura

À semelhança do que foi observado por outros autores no tratamento de efluentes industriais (Arrojo et al., 2004, Schwarzenbeck et al., 2004, 2005, di Iaconi et al., 2007, Wang et al., 2007), neste trabalho, um residual de DQO, em sua forma solúvel, foi mantida sem ser assimilada pela biomassa. A incapacidade de remoção tem sido atribuída à recalcitrância de alguns compostos orgânicos presentes nestes efluentes (di Iaconi et al., 2006). No tratamento dos dejetos de suínos, esses poluentes não biodegradáveis corresponderam a menos de 5% da carga total do afluente.

4.3.3 Dinâmica da nitrificação e desnitrificação

A análise de uma amostra retirada do reator 1 minuto após a introdução do afluente indicou a presença de 15 mg L⁻¹ de N nítrico (Figura 4.4). Esse valor corresponde ao produto

da mistura entre o volume de troca (35%), constituído pelo afluente (ausente de N nítrico), e o volume retido do reator (65%), que continha 23,9 mg L⁻¹ de N nítrico residual do ciclo anterior. Essa concentração de N nítrico do reator, presente no início do ciclo de operação, foi completamente removida da solução no período compreendido entre 1 e 25 minutos.

A remoção de N nítrico do reator pode ocorrer, essencialmente, por meio dos processos de assimilação e desnitrificação. Embora a assimilação de N, na forma nítrica, ocorra amplamente em bactérias, é extremamente improvável que o processo esteja relacionado ao fenômeno observado nas condições deste estudo. Isso porque o processo microbiano de assimilação de nitrato como nutriente é enzimaticamente reprimido na presença de N amoniacal (Moreno-Vivián et al., 1999; Moat et al., 2002). Como era abundante a disponibilidade de N amoniacal na solução do reator na fase inicial, presume-se que a imobilização de N nítrico foi inexpressiva.

Nas condições deste estudo, a depleção de N nítrico, ocorrida nos primeiros 25 minutos do ciclo, pode ser atribuída predominantemente à desnitrificação, processo biológico em que nitrato e nitrito são utilizados na respiração anaeróbica de algumas bactérias. Esse evento ocorreu concomitantemente ao curto período em que 55% da DQO_s foi removida pela biomassa. Possivelmente, esta foi a fase de maior atividade respiratória, em que um ambiente anóxico⁵ pode ser facilmente criado no interior dos biogrânulos, viabilizando a ocorrência do processo de desnitrificação, mesmo sob aeração intensa. Esse fenômeno já foi amplamente relatado por outros autores no tratamento de efluentes sintéticos (de Kreuk et al., 2007), sob aeração, e também com efluentes industriais, quando uma fase anóxica, sem aeração, foi introduzida no início do ciclo (Arrojo et al., 2004; Wang et al., 2007, Schwarzenbeck et al., 2004). No tratamento de efluentes industriais sob aeração contínua, no entanto, a desnitrificação não havia sido demonstrada anteriormente.

Na execução deste estudo, foi levada em conta a possibilidade de a metodologia empregada gerar uma falsa interpretação, já que, ao manter a amostra de análise por 15 min sem aeração, poderia haver a depleção do O₂ dissolvido e, por consequência, ocorrer desnitrificação. Esse processo, porém, foi monitorado, sem que fosse observada alteração nos teores de nitrato e DQO_s durante a aplicação do método. Disso deduz-se que tais erros metodológicos foram negligíveis.

O processo de nitrificação, por sua vez, pôde ser observado nitidamente a partir de 1 h do início do ciclo, por meio da remoção gradativa do N amoniacal e aumento do N na forma

⁵ Anóxico: condição de meio oxidado, em que há presença de nitrato/nitrito e ausência de oxigênio dissolvido.

nítrica (Figura 4.4). Apesar de não ser possível mensurar a nitrificação bruta por meio destes resultados, é notória a correlação linear inversa ($R^2=0,99$) estabelecida entre os teores de N amoniacal e N na forma nítrica, a partir de 25 minutos do ensaio. Isso evidencia claramente que o principal processo de remoção de N amoniacal foi a nitrificação. Por volta de 7 h decorridas do início do ciclo, ocorreu a depleção de N amoniacal e, de maneira correspondente, a concentração máxima de N nítrico foi verificada.

É importante observar que a nitrificação aparente ocorreu essencialmente depois de 1 h do início do ciclo, após a remoção de 75%⁶ da DQO_s (Figura 4.4). Esse fenômeno pode ser mais bem compreendido pela análise comparativa, mostrada na Figura 4.6, entre as cinéticas de remoção de DQO_s e de formação de nitrato, produto da nitrificação. Verifica-se que a taxa extremamente elevada de remoção de DQO_s ($908 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$), observada no primeiro intervalo (0,22 h), diminui bruscamente à medida que sua concentração é reduzida. Em contrapartida, a atividade nitrificadora aumenta linearmente nesse período ($R^2=0,99$, Figura 4.4) e chega ao seu valor máximo no intervalo compreendido entre 2 e 3 h, justamente quando a taxa de consumo de DQO_s torna-se reduzida ($58 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

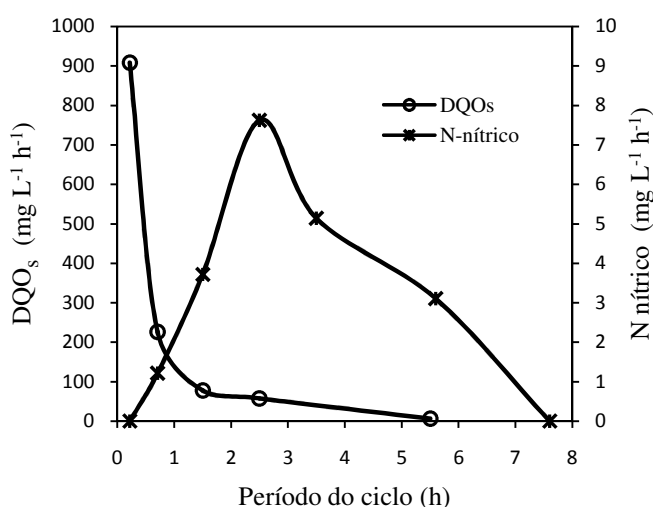


Figura 4.6 - Cinética de nitrificação e de remoção de DQO_s do RSB aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura

Esses resultados evidenciam a complexa relação existente entre a atividade de microrganismos heterotróficos, bactérias nitrificadoras e desnitrificadoras em resposta ao ambiente. Torna-se evidente que a desnitrificação ocorreu em um período em que a difusão de oxigênio foi insuficiente para garantir a condição aeróbica, devido à elevada taxa respiratória

⁶ O teor de DQO_s removido em cada fase do ciclo foi indexado para 100% do total efetivamente removido durante todo o ciclo, excluindo a fração não biodegradável.

de microrganismos heterotróficos decompositores. A disponibilidade reduzida de O_2 dissolvido no interior dos grânulos também deve ter sido responsável pela ausência aparente de nitrificação na primeira hora do ciclo, uma vez que bactérias nitrificadoras são essencialmente aeróbicas. De forma inversa, à medida que diminuiu a concentração dos compostos orgânicos na solução, o que implica em menor demanda por O_2 , houve um rápido estabelecimento da nitrificação e inibição da desnitrificação. Fica evidente que a menor respiração microbiana de heterotróficos resulta em maior disponibilidade e difusão do O_2 para o interior de biogrânulos, estimulando a nitrificação e inibindo a respiração anaeróbica do nitrato (desnitrificação). Essa dinâmica também foi relatada por outros autores, no tratamento de efluentes sintéticos (de Kreuk et al., 2007; Yang et al., 2003a).

É importante ressaltar que a nitrificação é um processo biológico que apresenta estreita dependência de fatores ambientais, sendo a sua eficiência muito influenciada pelo pH da solução, temperatura, salinidade, amônia não ionizada, compostos tóxicos e disponibilidade de oxigênio. Relativo a esse aspecto, cabe mencionar que na maioria dos estudos de nitrificação, em condições normais de efluente líquido a ser tratado, são realizadas intervenções durante o tratamento para manutenção do pH em valores constantes e para o aporte de alcalinidade de bicarbonatos à solução. Nas condições deste estudo, o pH inicial do dejetto foi ajustado para 7,47 e nenhuma intervenção adicional foi necessária no seu controle e na elevação da alcalinidade, para que a nitrificação fosse completa. Ao longo do ciclo monitorado, entre 0,4 e 8 h, a variação do pH foi de 7,77 a 8,10, o que é considerado uma faixa adequada de pH para o processo. De fato, em ocorrendo nitrificação autotrófica e desnitrificação simultaneamente no mesmo reator, há um efeito de compensação das oscilações de pH, já que a nitrificação consome alcalinidade e libera H^+ ao meio, enquanto que a desnitrificação consome H^+ . Também a mineralização de compostos orgânicos, ao gerar CO_2 , interfere na geração de alcalinidade, necessária à nitrificação.

É importante destacar ainda que esta é uma característica distinta de reatores aeróbicos de biogrânulos em relação a outros sistemas biológicos de tratamento. A ocorrência simultânea, em um único reator, de vários processos microbiológicos fundamentais reduz significativamente os custos associados ao sistema de tratamento biológico. Em sistemas convencionais de tratamento, ao contrário, a ocorrência simultânea de tais processos em um único reator é, geralmente, incompatível.

4.3.4 Eficiência de remoção de poluentes

O sistema reator aeróbico de biogrânulos apresentou elevada eficiência de remoção de DQO e de N no tratamento de dejetos líquidos de suínos. Ao final de um ciclo, 93,6% da DQO_t, 92,4% do N-org_t e 99,0% do N amoniacal foram removidos da fração sobrenadante (Tabela 4.2). A eficiência observada foi superior àquela obtida por Schwarzenbeck et al. (2005) no tratamento de águas residuais de laticínios, com carga semelhante. Os autores encontraram redução de 90% da DQO e de 80% do N.

Tabela 4.2 - Eficiência de remoção de DQO, N e Sólidos no tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB

Parâmetros	DQO _t	DQO _s	DQO _p	N-org _t	N amon.	N nítrico	ST	SS ₆₀
	----- mg L ⁻¹ -----							mL L ⁻¹
Afluente	4.181	1.788	2.393	202	114	0	4.500	22
Efluente	268	174	93	15	1	27	1.350	0
Eficiência de remoção (%)	93,6	90,2	96,1	92,4	99,0	-	70	100

O tratamento no reator aeróbico de biogrânulos, em ciclos de 8 h, seguida de decantação por um período de apenas 15 min, permitiu a obtenção de efluente líquido contendo apenas 268 mg L⁻¹ de DQO_t e 15,4 de N-org_t, sendo mais de 62% (dado não mostrado) presente em formas orgânicas recalcitrantes à biodegradação.

Durante o ciclo de tratamento, ocorreu a depleção do N amoniacal, sendo a nitrificação responsável por, no mínimo, 70% desse total. Metade do N nítrico formado nesse processo foi removida do reator, no início do ciclo, pelo processo de desnitrificação, o que corresponde a 35,6% (mínimo) do N amoniacal removido. A concentração de N nítrico no efluente líquido final foi 27 mg L⁻¹, o que representa 23,1% do N amoniacal presente inicialmente no dejetos.

Eficiência satisfatória também foi observada na remoção de materiais orgânicos particulados, a qual pode ser atribuída essencialmente à sedimentação natural das partículas do dejetos e à sedimentação induzida pela biomassa flocosa. A análise de Sólidos Sedimentáveis da fração líquida do efluente, realizada em Cone Imhoff durante 60 min, não apresentou volume mensurável de sedimentos, em atendimento aos padrões estabelecidos usualmente pelas legislações ambientais (< 1 mL L⁻¹). Para ST, a eficiência de remoção foi de 70%. Adicionalmente, uma análise de Sólidos Suspensos Totais seria necessária para verificar

apropriadamente se a qualidade do efluente atende aos padrões da legislação para esse parâmetro.

Embora não tivesse sido objetivo deste estudo, outro resultado obtido com o tratamento dos dejetos de suínos em biorreator aeróbico foi a obtenção de um efluente totalmente inodoro ao final do período de 8 h no biorreator. Esse aspecto é de grande relevância ambiental, pois torna possível a prevenção de problemas advindos do odor desagradável e dos compostos tóxicos voláteis associados aos dejetos de suínos (Belli Filho et al., 2007).

4.4 Síntese dos resultados

Os principais resultados alcançados neste estudo são:

- a) o reator aeróbico de biogrânulos é eficaz no tratamento de dejetos de suínos, removendo satisfatoriamente N amoniacal, DQO, NTK e SS_{60} da fração líquida do efluente;
- b) a atividade de microrganismos heterotróficos do reator foi elevada, com 95% da remoção de DQO_s observada nas primeiras 3 h do ciclo de operação, estabelecendo claramente fases distintas de fartura e fome de substrato orgânico biodegradável; e,
- c) nas condições específicas do manejo, a maior parte do N amoniacal do afluente pôde ser convertida a N nítrico pelo processo de nitrificação, sendo, no mínimo, a metade desse valor eliminado na forma de N gasoso no processo de desnitrificação.

A biotecnologia de tratamento de águas residuais com biogrânulos aeróbicos torna possível o manejo simultâneo, em um único reator, de vários processos microbianos distintos, fundamentais para a remoção da carga orgânica, sólidos e nutrientes contidos nas águas residuais da suinocultura.

5 - TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA EM REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS

5.1 Introdução

A criação intensiva de suínos ocasiona problemas ambientais expressivos em todas as regiões produtoras do mundo. Essa condição decorre da geração de resíduos que contêm diversos contaminantes, como carga orgânica, nutrientes, patógenos e parasitas, que emitem gases tóxicos, de efeito estufa e causadores de chuva ácida e que emanam odor fortemente desagradável. Os problemas ocorrem tanto pontualmente, nas instalações criatórias e suas imediações, como de maneira dispersa, nos solos em que são dispostos os resíduos, na atmosfera que se deteriora pela presença de compostos voláteis e nos corpos hídricos veiculadores da carga contaminante recebida de fontes pontuais ou difusas. A intensidade dos efeitos nocivos varia amplamente de acordo com as condições locais, o sistema criatório e a forma de manejo dos resíduos.

No Brasil, assim como na maioria dos demais países produtores, a criação de suínos é predominantemente intensiva, com manejo dos dejetos na forma líquida (águas residuais) e seu uso agrícola como fertilizante. De fato, a destinação dessas águas residuais da suinocultura em solos agrícolas é um procedimento desejável, pois permite o indispensável retorno dos nutrientes ao sistema produtivo. Todavia, na maioria das situações, esse manejo é realizado apenas nas áreas próximas às unidades de criação, onde o custo do transporte é compatível com a concentração de nutrientes das águas residuais (Seganfredo et al., 2006). Em consequência dessa limitação econômica, as áreas agrícolas marginais alcançam, em poucos anos de manejo, um estado de saturação de sua capacidade de receber nutrientes, limitando a disponibilidade efetiva de áreas para a disposição dos resíduos. Além disso, outro problema comumente atribuído a esse manejo é a contaminação difusa dos recursos hídricos, devido ao escoamento de compostos solúveis e patógenos a partir de solos fertilizados com águas residuais tratadas anaerobicamente em esterqueiras, lagoas e biodigestores.

O estado alarmante de poluição tem motivado EUA, Japão, China e países da Europa, a investigar processos biológicos aeróbicos para o tratamento das águas residuais da suinocultura. No tratamento é preconizada a máxima oxidação do material orgânico até CO₂ e a remoção das formas de nitrogênio, transformando-as em N₂ (gás) por meio dos processos

microbianos seqüenciais de mineralização, nitrificação e desnitrificação. Nenhum desses processos convencionais de tratamento visa à recuperação dos nutrientes e da matéria orgânica e pouca atenção tem sido dada à remoção de fósforo e de microrganismos nocivos.

É inegável que a preservação atual da qualidade das águas é crítica e prepondera sobre outros aspectos, o que justifica o emprego dos processos de eliminação do carbono e dos nutrientes das águas residuais da suinocultura. Porém, enquanto os nutrientes das águas residuais são apenas *removidos*, uma quantidade igual ou maior precisa ser novamente produzida pela indústria para atender a demanda da agricultura, o que inevitavelmente gera novos resíduos e consome energia, combustíveis fósseis e as reservas finitas de rochas fosfáticas e potássicas (Wilsenach, 2003). Portanto, o modelo convencional de tratamento de águas residuais é insustentável. É imperativo que inovações tecnológicas propiciem um manejo adequado para os resíduos, a fim de minimizar o impacto ambiental e garantir a continuidade da produção suinícola.

Nesse sentido, no presente trabalho defende-se a tese de que é possível *recuperar* nutrientes importantes simultaneamente à *remoção* de poluentes da fase líquida durante o tratamento. O processo apresentado obedece a uma lógica inversa do tratamento convencional de águas residuais.

Nos processos convencionais, comumente os reatores são operados com carga orgânica variável entre 210 e 2.133 g m⁻³ dia⁻¹ de Demanda Química de Oxigênio (DQO), e elevado tempo de retenção hidráulico (TRH) (3,3 a 10 dias) (Chen et al., 2004; Zhang et al., 2006). O tratamento preconiza a completa mineralização de compostos orgânicos da água residual, a máxima remoção de N até nitrato ou gás e uma reduzida geração de lodo. Esse manejo resulta em pequeno rendimento de assimilação e, conseqüentemente, reduzida capacidade de recuperar nutrientes na biomassa. O enfoque do tratamento é apenas a *remoção* do C e dos nutrientes.

Ao contrário, o processo apresentado na presente tese preconiza que os poluentes solúveis sejam removidos da fração líquida e simultaneamente integrados à biomassa microbiana. Como a imobilização total de nitrogênio, fósforo e demais nutrientes na biomassa é limitada pela disponibilidade de carbono, o reator é operado sob altíssima carga orgânica (até 29.809 g m⁻³ dia⁻¹ de DQO) (Apêndice A), curto TRH (0,67 dia) e baixa intensidade de aeração. Essa estratégia minimiza a respiração endógena, a mineralização dos compostos orgânicos particulados e a (re)mineralização dos nutrientes imobilizados pela biomassa microbiana. O excesso de N amoniacal não imobilizado é removido por nitrificação.

Outra premissa fundamental do modelo proposto reitera que partículas orgânicas suspensas na fase líquida não precisam ser integralmente removidas por mineralização. Isso porque, no caso específico da suinocultura, as partículas das águas residuais são essencialmente constituídas de biomoléculas poliméricas complexas (lignina, hemicelulose, celulose, pectina, proteínas), remanescentes da própria ração fornecida aos suínos. A quase totalidade dessas partículas (95%) pode ser removida por meio do assim designado *mecanismo de decantação induzida*, conforme demonstrado no capítulo anterior. Nesse processo, ocorre a formação de complexos partículas-flocos de natureza frágil e transiente, mas de diâmetro e densidade suficientemente elevados para a ocorrência rápida da sedimentação. Ou seja, a remoção das partículas não decorre dos processos de hidrólise, assimilação e mineralização, mas sim, essencialmente, da floculação e sedimentação. Considerando que as formas particuladas geralmente perfazem mais de 50% da carga orgânica total contida em dejetos de suínos *in natura*, depreende-se que aproximadamente metade da DQO pode ser removida por decantação, dispensando o lento, convencional e muito oneroso processo de mineralização.

Fazendo uso desse novo conceito em tratamento de águas residuais, é possível a remoção de mais de 90% dos principais poluentes, com recuperação de 90% da água e mais de 50% dos sólidos, C e nutrientes. Também o porte do sistema de tratamento e seus custos são modificados. A viabilidade de operar o reator sob elevadíssima carga orgânica e reduzido TRH traduz-se, na prática, em um sistema extremamente compacto, com necessidade de investimento proporcionalmente menor aos demais reatores seqüenciais em batelada (RSB). De modo complementar, a remoção da carga orgânica e dos nutrientes é essencialmente realizada por decantação induzida e por imobilização, com pequena contribuição dos processos oxidativos. Tal manejo assegura que a demanda de oxigênio será pequena e os custos relativos à aeração serão drasticamente reduzidos.

Uma fundamentação adicional para o tratamento proposto é que os nutrientes podem ser recuperados em um lodo de natureza essencialmente orgânica e particulada, livre de odor desagradável, de compostos solúveis e voláteis e de N amoniacal. Sua natureza orgânica viabiliza o tratamento alcalino com cal, a fim de remover contaminantes biológicos e adensar o lodo, sem riscos significativos de emissão de amônia ou precipitação de fosfatos. O lodo também oferece alternativas de agregação de valor, como a desidratação e a compostagem, que viabilizam ainda mais o transporte e a redistribuição dos nutrientes a áreas de solos mais distantes do criatório suinícola.

Dessa forma, no capítulo 5 da presente tese de doutoramento, pretende-se evidenciar que um reator aeróbico de biogrânulos pode ser manejado sob um conceito inovador no tratamento de águas, mediante o qual taxas elevadas de *remoção* de poluentes podem ser compatibilizadas à *recuperação* de C, nutrientes e água, com expressiva economia de energia. Balanços de massas para água, sólidos, C, N, P e K são utilizados como ferramenta para aferir o desempenho do tratamento e a dinâmica das transformações dos elementos no sistema.

O presente estudo teve o objetivo de avaliar a dinâmica de remoção de poluentes e de recuperação de recursos no tratamento de amostras distintas de águas residuais da suinocultura em reator aeróbico de biogrânulos.

5.2 Metodologia

5.2.1 Configuração do reator e manejo operacional

O trabalho foi desenvolvido em um reator seqüencial em batelada. O biorreator consistiu de um cilindro de vidro borossilicato de 6,0 cm de diâmetro interno e 120 cm de altura, com 2,26 L de volume útil. Um difusor de ar, instalado na base da coluna, foi alimentado por uma bomba de aeração, com uma intensidade de fluxo superficial ascendente de ar de $21,6 \text{ m h}^{-1}$. O volume de ar foi monitorado por meio de um fluxômetro e confirmado periodicamente no teste do deslocamento da água.

O afluente foi adicionado no início de cada ciclo pela parte superior do reator e o efluente foi descarregado no fim do ciclo pela válvula lateral situada a 50% da altura útil. O tempo de retenção hidráulico foi de 16 h. O sistema foi operado em batelada, com 3 ciclos diários de 8 h, sendo 3 min para alimentação (entrada de afluente), 475 min de aeração contínua, 1 min de sedimentação e 1 min para descarga do efluente. O tempo de sedimentação de 1 min corresponde a uma Velocidade Mínima de Sedimentação (VMS) de 24 m h^{-1} .

Em todos os ciclos do reator, as operações de alimentação, descarga e processamento do efluente foram executadas manualmente.

O reator foi operado durante todo o período em temperatura ambiente, variando de $23,0^\circ\text{C}$ a $30,8^\circ\text{C}$, e sem sistema de controle de pH.

5.2.2 Histórico de manejo do reator

O reator utilizado no estudo é parte de um trabalho de longa duração, descrito parcialmente nos capítulos 3 e 4 desta tese. No início do presente estudo, o reator vinha sendo operado há 481 dias em condições semelhantes de manejo e apresentava grande estabilidade. A biomassa era constituída de um leito uniforme de biogrânulos maduros, com diâmetro compreendido entre 2 e 4 mm e velocidade média de sedimentação de $73,2 \text{ m h}^{-1}$. Durante todo o período correspondente à avaliação, o volume médio do leito se manteve em torno de 16,8% do volume útil do reator, com mínima variação (desvio padrão: 1,4%). A biomassa do reator também era constituída de flocos bem estruturados, de rápida sedimentação. A proporção de flocos em relação aos biogrânulos, em termos de matéria seca de sólidos totais, foi sempre inferior a 5%.

5.2.3 Águas residuais utilizadas como afluente

As amostras de águas residuais da suinocultura foram obtidas a partir de uma baia com um animal em fase de terminação, no Setor de Suinocultura do Colégio Politécnico da Universidade Federal de Santa Maria. A baia foi adaptada para a coleta integral de todos os resíduos sólidos e líquidos gerados. Antes de cada coleta, a baia, as canaletas e os recipientes foram lavados com água. Com o propósito de obter resíduos *in natura* para o tratamento, a coleta das águas residuais foi realizada em até 48 h, seguida de transporte ao laboratório para processamento imediato. O processamento consistiu na homogeneização, remoção de materiais grosseiros mediante peneiramento em malha 4,75 mm e decantação de sólidos particulados em coluna de PVC de 50 cm de altura útil durante 5 minutos ($VMS = 6 \text{ m h}^{-1}$). A fração sobrenadante, que passou a compor a água residual utilizada no tratamento, foi imediatamente acondicionada em temperatura de 1°C ($\pm 0,3^\circ\text{C}$) em recipiente plástico fechado. O período máximo de armazenamento foi de 14 dias. A composição e as características das três amostras de águas residuais utilizadas na avaliação são apresentadas na Tabela 5.1.

As variações expressivas de composição das amostras são devidas a diferentes proporções estabelecidas naturalmente entre fezes:resíduos líquidos no curto período de cada coleta, ao desperdício de água e de ração pelo animal e a variações na quantidade de água utilizada na limpeza da baia.

Antes da alimentação do reator, em cada ciclo, a alíquota de água residual foi aquecida em forno de microondas até se assemelhar à temperatura do reator ($\pm 2^\circ\text{C}$). As amostras 1 e 2 foram diluídas com água destilada, antes da alimentação, para ajustar o afluente à concentração pretendida. Durante todo o período, não foi executado nenhum ajuste de pH do afluente ou adição de produtos químicos.

Tabela 5.1 - Composição e características das águas residuais pós-decantação, utilizadas como afluente na alimentação do reator

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3
	----- mg L ⁻¹ -----		
DQO	2.972,2	11.473,5	2.102,0
NTK	112,1	500,1	358,7
N orgânico	71,0	106,3	288,3
N amoniacal (NH ₄ ⁺ + NH ₃)	41,1	393,8	70,4
NO _x ⁻ (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	0,0	0,0	0,0
P total	70,5	195,3	179,6
K	71,1	367,7	217,9
ST	4.250,0	10.410,0	2.831,0
DQO:N:P	100:3,8:2,4	100:4,4:1,7	100:17,1:8,5
DQO/N	26,5	22,9	5,9
N orgânico (% do N total)	63,3	21,3	80,4
N inorgânico (% do N total)	36,7	78,7	19,6
SS _{60'} (mL L ⁻¹)	41	84	25
pH	8,09	8,15	8,44

5.2.4 Amostras e métodos analíticos

O efluente de cada ciclo do reator foi descarregado em Cone Imhoff e deixado sedimentar por 15 minutos, a fim de separar a fração sobrenadante e a fração sólidos sedimentáveis (lodo). Após esse tempo padronizado de separação e a leitura dos volumes, toda a fração sobrenadante foi lentamente vertida para um recipiente, para armazenagem em temperatura de 4°C ($\pm 1^\circ\text{C}$). Depois da mistura dos efluentes líquidos de 5 ou 6 ciclos, uma amostra era coletada e destinada à análise. O efluente líquido foi utilizado em um trabalho de pós-tratamento dos efluentes do reator em sistema lagoa de aguapé, que é descrito no capítulo 6 desta tese de doutoramento.

O lodo, oriundo do efluente decantado de cada ciclo, foi desidratado em estufa a 105°C para obtenção do teor de Sólidos Totais (ST) e posterior execução de demais análises químicas.

As análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Dissolvidos Totais

(SDT), Sólidos Sedimentáveis (SS_{60}), potássio (K) e pH foram todas realizadas conforme métodos padronizados (APHA, 1998). Os teores de fósforo total (P) foram determinados colorimetricamente pelo método do vanadato-molibdato de amônio, a partir de uma alíquota de digestão ácida (Tedesco et al., 1995). O N amoniacal ($NH_4^+ + NH_3$) foi determinado por meio de destilação de cada amostra misturada a óxido de magnésio em destilador de arraste de amônia Semi-micro Kjeldahl, seguida de titulação com ácido (Tedesco et al., 1995). O N nítrico, ou NO_x^- , foi obtido em análise conjunta do nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-), por meio da reação com Liga de Devarda e óxido de magnésio em destilador de arraste de amônia Semi-micro Kjeldahl, após remoção do N amoniacal da amostra, seguido de titulação com ácido (Tedesco et al., 1995). O teor de N orgânico foi calculado pela diferença entre os teores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e N amoniacal ($NH_4^+ + NH_3$). O N total (NT) foi calculado pela soma dos valores de NTK e NO_x^- . A fração solúvel foi obtida pela filtração das respectivas amostras em membrana de nitrato de celulose, com porosidade de 0,45 μm .

Coliformes totais e termotolerantes foram determinados pela técnica do Número Mais Provável (tubos múltiplos), de acordo com APHA (1998). A análise parasitológica foi realizada pelo Método Modificado de Bailenger (Ayres & Mara, 1989).

5.2.5 Balanço de massas

O presente estudo compreende o intervalo entre o 482° e 504° dia de operação do reator. Durante o período, o reator foi monitorado intensivamente, a fim de realizar um balanço de massas para água, sólidos e para os elementos C (DQO), N, P e K. Foram avaliadas a *remoção* dos poluentes e a *recuperação* de C, nutrientes e água.

Para a execução do balanço, foram determinados o volume total de afluente e seu grau de diluição, o volume do efluente líquido (sobrenadante) e do lodo, bem como a concentração de sólidos e dos elementos em cada fração. As três amostras de águas residuais (afluentes) e todas as amostras de efluentes líquidos e de lodo, obtidas em cada ciclo no período de 23 dias, foram analisadas para os parâmetros mencionados.

A remoção de cada um dos poluentes foi calculada por meio da diferença entre a massa contida no afluente e a massa contida na fração efluente líquido. A recuperação do C e de cada nutriente foi calculada por meio da massa contida na fração lodo do efluente em relação àquela contida no afluente. A diferença entre entradas e saídas foi considerada como resultante da somatória das perdas atmosféricas (formas gasosas) e dos eventuais erros analíticos. Para a integração de resultados das três amostras de águas residuais, foi calculada a

média ponderada com base nos volumes e contribuições relativas de cada amostra. A recuperação de água (efluente líquido) foi calculada por meio da diferença entre o volume de lodo e o volume equivalente de água residual não diluída alimentada ao reator. Para o balanço de compostos orgânicos, a *remoção* foi expressa em termos de DQO, enquanto que a *recuperação* foi expressa na forma de C. A relação entre ambos pode ser calculada por meio da fórmula $C = DQO/2,6667$, uma vez que os parâmetros têm em comum o mesmo método analítico, quando determinados por oxidação com dicromato de potássio (APHA, 1998).

5.3 Resultados e Discussão

O reator aeróbico de biogrânulos vinha sendo operado continuamente há 481 dias no tratamento de águas residuais da suinocultura, quando do início da execução deste estudo. Considerando que o sistema apresentava grande estabilidade, com biogrânulos maduros e leito de biogrânulos pouco variável em função do manejo, a biomassa do reator foi considerada uma fração estável, que não causou interferências no saldo de entradas e saídas. Essa premissa foi evidenciada pela manutenção constante do volume da biomassa no reator em 16,8% ($\pm 1,4\%$) durante o estudo, conforme pode ser observado na Figura 5.1.

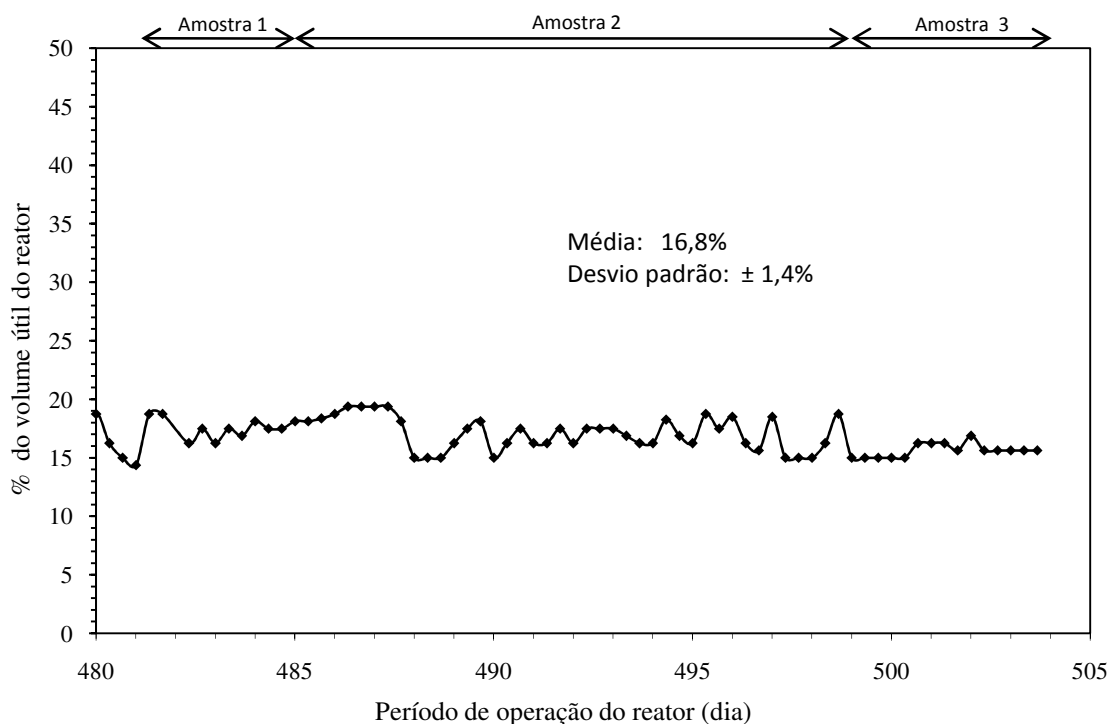


Figura 5.1 - Volume do leito de biogrânulos no reator no intervalo entre o 482º e o 504º dia de operação

Além disso, os valores recuperados no balanço de fósforo (102,8%) e de potássio (99,2%) indicam que foi improvável a contribuição da biomassa no saldo destes e dos demais elementos considerados no balanço de massas.

5.3.1 Remoção de poluentes

As três amostras de águas residuais, utilizadas neste estudo, apresentaram composições e características muito distintas (Tabela 5.1). A fim de prevenir oscilações demasiadas na carga de poluentes adicionada ao reator, algumas amostras foram diluídas com água destilada.

A Figura 5.2 demonstra que, no período compreendido entre o 481º e o 504º dia do estudo, a carga orgânica (DQO) alimentada ao reator foi elevada, variando entre 3.148 e 7.595 $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Para a média das 3 amostras de águas residuais tratadas, a eficiência de remoção foi de 90,1%, o que demonstra a elevada capacidade de depuração de DQO do reator aeróbico de biogrânulos.

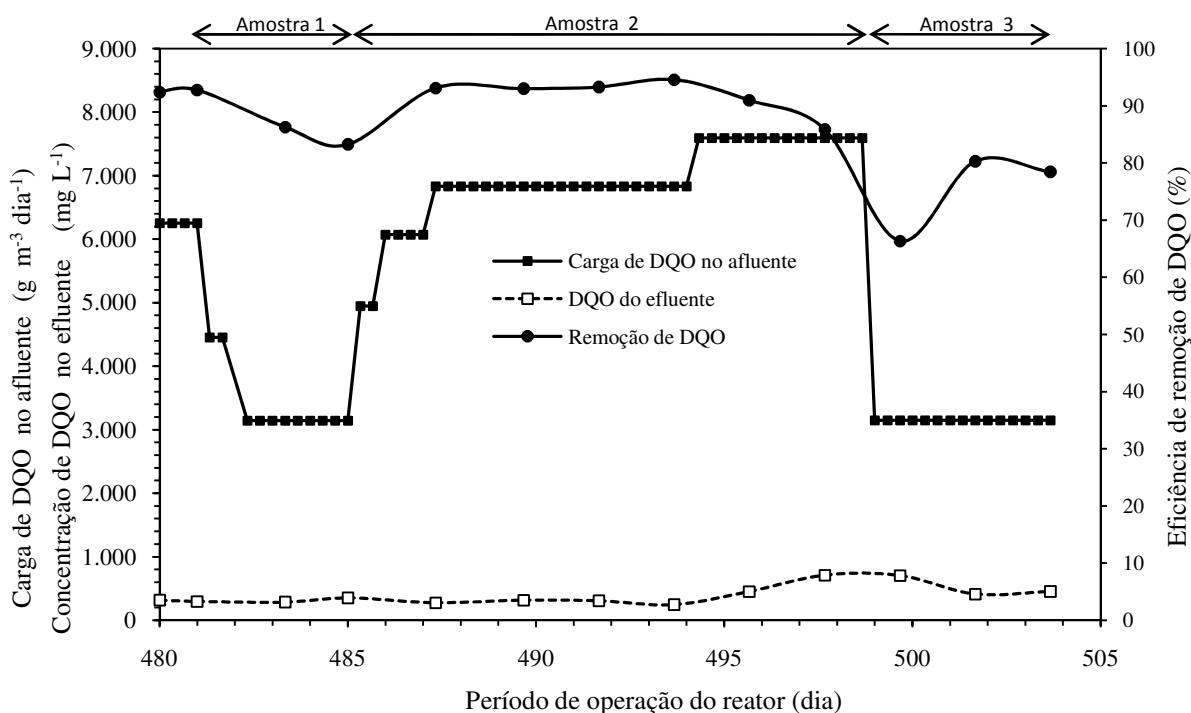


Figura 5.2 - Carga orgânica (DQO) diária aplicada ao reator, eficiência de remoção e concentração final de DQO no efluente do tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB

Maiores eficiências foram observadas com a amostra 2 de águas residuais, sob alta carga orgânica (6.836 a 7.595 g m⁻³ dia⁻¹ de DQO). Ao contrário, sob cargas menores (3.150 g m⁻³ dia⁻¹), oriundas da alimentação com as amostras 1 e 3, a eficiência de remoção foi ligeiramente inferior, o que aparentemente poderia revelar um contra-senso. Entretanto, esse padrão de comportamento já havia sido observado anteriormente no manejo do reator, com remoção de DQO elevada sempre que a carga orgânica aplicada foi maior que 5.000 g m⁻³ dia⁻¹. Provavelmente tal aspecto está relacionado ao residual mínimo de SST que sempre é deixado no sobrenadante do efluente, independentemente da concentração inicial (afluente), conforme observado neste trabalho e por Arrojo et al. (2004). Obviamente, tal residual de sólidos, embora pequeno comparativamente à concentração do afluente sob cargas elevadas, contribui com um percentual pequeno de ineficiência de remoção. De modo contrário, sob cargas menores, a DQO residual média observada neste trabalho (411,5 mg L⁻¹) representou 20% de perda de eficiência de um afluente com concentração de 2.102 mg L⁻¹.

Relativo a esse aspecto, cabe salientar que todas as análises do efluente correspondem a uma fração líquida sobrenadante obtida com apenas 15 minutos de decantação em Cone Imhoff, em que a biomassa sedimenta. É preciso considerar, portanto, que parte expressiva dos sólidos sedimentáveis permaneceu em suspensão, contribuindo para os valores residuais de DQO total. Além disso, em alguns períodos em que a floculação é deficiente, a biomassa pode sedimentar mais lentamente, prejudicando a avaliação da eficiência de remoção e a concentração final de DQO, ainda que a remoção de formas solúveis tenha sido absolutamente normal. É o que sugerem os valores de DQO ligeiramente superiores à média, observados entre os dias 495 e 500 (Figura 5.2), já que seus teores de DQO solúvel foram sempre inferiores a 230 mg L⁻¹.

Na maioria dos demais estudos de biogranulação, ao contrário, as amostras de efluente destinadas à análise foram obtidas com tempo de decantação maior, de 120 minutos (Schwarzenbeck et al., 2005), ou foram centrifugadas (Dangcong et al. 1999; Zhang et al., 2006; Han et al., 2008), a fim de remover satisfatoriamente os sólidos em suspensão, que contribuem com a DQO residual. Ou seja, é razoável ponderar que os valores de DQO total do presente estudo seriam ainda menores e mais uniformes caso as amostras fossem tratadas de maneira similar.

A carga orgânica diária aplicada ao reator de biogrânulos é considerada elevada e muito superior a outros trabalhos dedicados ao tratamento de águas residuais da suinocultura. Em termos comparativos, a carga do reator é 3,6 a 22 vezes maior que outros RSB aeróbicos de biomassa não granular (Chen et al., 2004; Zhang et al., 2006) e 4,2 vezes superior à carga

de DQO aplicada ao reator aeróbico de biogrânulos desenvolvido por Han et al. (2008). Essa capacidade extraordinária deve-se fundamentalmente ao manejo distinto dado ao reator. Ao contrário dos sistemas convencionais, que preconizam remoção essencialmente por meio de mineralização, nas condições do presente trabalho, a maior parte da DQO (56,4%) foi conservada na forma de lodo do efluente. A transferência dos compostos orgânicos da fase líquida para o lodo é atribuída à somatória dos efeitos de decantação induzida pela biomassa flocosa e à imobilização líquida de compostos orgânicos na biomassa, conforme demonstrado no capítulo anterior. Ainda de acordo com o balanço de massas, 9,9% da DQO das águas residuais permaneceu no efluente final do tratamento, enquanto que a oxidação completa dos compostos orgânicos até CO_2 foi de aproximadamente 33,7%. Nota-se, portanto, que a *remoção* de compostos orgânicos no tratamento da água residual não implica necessariamente em sua mineralização. Ou seja, é possível obter elevada eficiência de remoção (> 90%) de DQO da fase líquida, com reduzida oxidação dos compostos orgânicos constituintes da água residual. Dessa maneira, torna-se tecnicamente viável operar um reator de biogrânulos sob carga orgânica extremamente elevada, TRH reduzido e com baixa demanda por oxigênio. É razoável ponderar, sob tais circunstâncias, que uma drástica economia de custos fixos (porte do sistema) e operacionais (aeração) pode ser alcançada.

As três amostras de águas residuais alimentadas ao reator também se apresentaram muito desuniformes com relação à concentração de nitrogênio total e na proporção de formas orgânicas (N orgânico) e inorgânicas (N amoniacal) (Tabela 5.1). O estudo da tratabilidade dessas águas residuais distintas, no mesmo reator, é importante para avaliar a estabilidade do sistema em resposta a choques de carga de N, a qualidade final da água tratada e a dinâmica das transformações do elemento.

A Figura 5.3 mostra que a carga de NTK aplicada ao reator, no período avaliado, variou de $119 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ a $538 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. A carga máxima avaliada neste estudo é 2 a 7 vezes superior a outros estudos de tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB convencional (Chen et al., 2004; Zhang et al., 2006;), bem como, 44% maior do que foi aplicado em reator aeróbico de biogrânulos por Han et al. (2008).

A carga volumétrica de N e as variações bruscas de carga não prejudicaram o desempenho do reator. Um exemplo disso pode ser observado na transição da amostra de água residual 1 para a amostra 2, em que a carga foi aumentada em 150% no intervalo de 2 dias (485° a 487° dia de operação). Mesmo sob essa variação intensa, não houve prejuízo da qualidade final da água tratada, com teores finais semelhantes à média de todo o período. O mesmo padrão de resposta foi obtido na transição da água residual 2 para a água residual 3,

quando a carga foi aumentada bruscamente em 62,5% de um ciclo a outro, estabelecendo o maior valor avaliado no período ($538 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$). Para ambos os fatores, a concentração residual média de NTK no efluente permaneceu reduzida ($19,2 \text{ mg L}^{-1}$) e praticamente invariável (desvio padrão = $\pm 3,7 \text{ mg L}^{-1}$) durante todo o período.

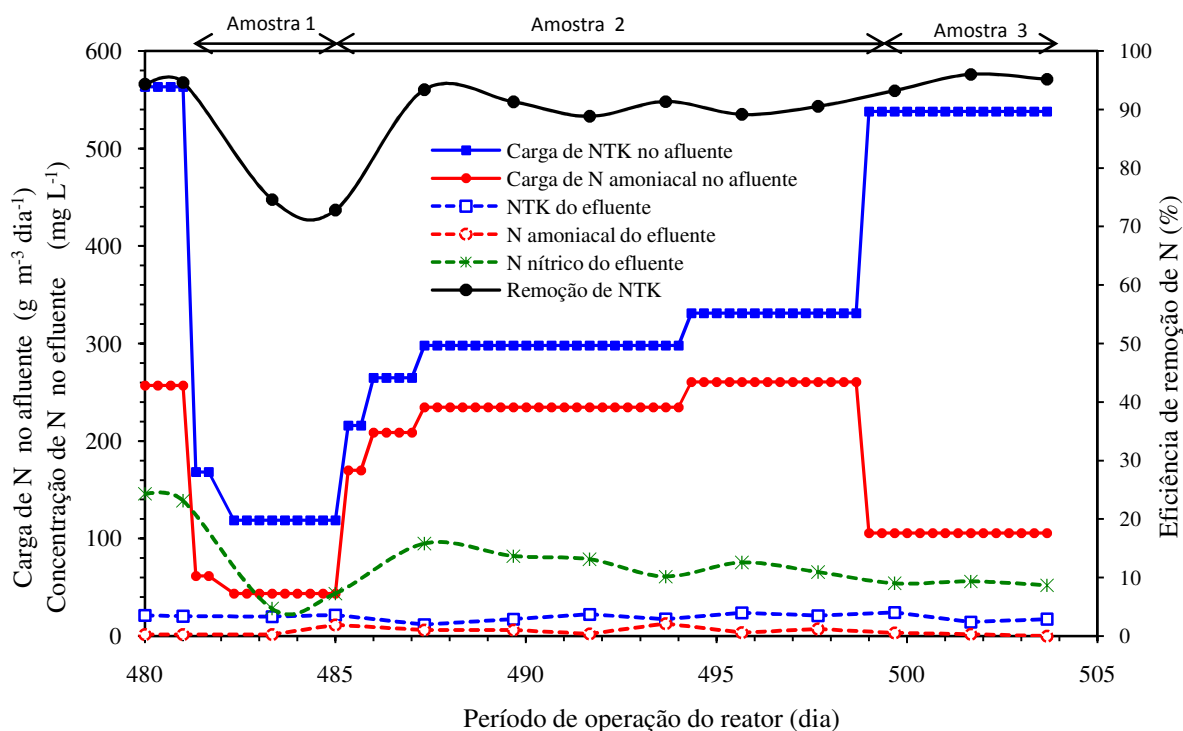


Figura 5.3 - Eficiência de remoção de N e concentração final de NTK, N amoniacal e NO_x^- no efluente do reator sob variadas cargas diárias de N

A eficiência média de remoção de NTK foi elevada (92,2%) e maior para os valores mais altos de carga de N no afluente, à semelhança do que foi observado para DQO. Dentre as formas de NTK, o N amoniacal foi removido do afluente com eficiência média de 96,2%. Sua concentração média final foi reduzida e pouco variável ($5,1 \pm 3,9 \text{ mg L}^{-1}$), independentemente da carga aplicada, da composição química, da proporção N orgânico : N amoniacal e das demais características das águas residuais (Tabela 5.1 e Figura 5.3).

Tais resultados evidenciam claramente que, dentro dos amplos limites avaliados neste estudo, a mesma qualidade final do efluente pode ser obtida, independentemente da carga de N, da variação brusca da carga e da composição da água residual. Além disso, os resultados também refletem um elevado grau de estabilidade do sistema às variações de manejo.

A estabilidade e a eficiência do reator podem ser compreendidas ao analisar a dinâmica complexa dos processos de transformação do N, ocorridas nas condições deste estudo. Foi possível demonstrar que sob altas cargas o N é transformado predominantemente

por processos oxidativos, como mineralização e nitrificação. De modo contrário, sob cargas elevadas, a imobilização foi preponderante sobre outros processos microbianos, em detrimento da nitrificação e da mineralização. A desnitrificação, por sua vez, foi pouco expressiva no período avaliado.

O processo de nitrificação afetou expressivamente a dinâmica de transformações do nitrogênio contido nas 3 amostras de águas residuais. Durante o período, a concentração residual de N-NO_x^- na água tratada foi variável entre 28 e 95 mg L^{-1} . Com base nesses valores, a contribuição relativa da nitrificação, dentre os processos de transformação do N, foi calculada em termos de “percentual do NTK afluente que foi transformado em N-NO_x^- ” durante o tratamento da água residual. Dessa análise, foi observado que a nitrificação é pouco influenciada pelas proporções relativas das formas de NTK (orgânica ou amoniacal) da água, mas é fortemente relacionada à carga volumétrica diária de N aplicada ao reator. Ou seja, surpreendentemente foi possível demonstrar que a atividade de nitrificação decresce linearmente ($r^2=0,99$) com o aumento da carga de NTK (Figura 5.4). Sob o menor valor de carga, 119 $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ de NTK, a nitrificação foi elevada (43,5%), enquanto que sob a mais alta carga (538 $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) apenas 16,7% do equivalente em NTK da água residual foi nitrificado. Esse resultado poderia apresentar-se óbvio, indicando nitrificação deficiente e sobra de N amoniacal sob altas cargas, não fosse a depleção do N amoniacal da solução. Depreende-se, portanto, que a nitrificação concorre com outros processos de remoção de NTK e que sua participação relativa diminui com o aumento da carga.

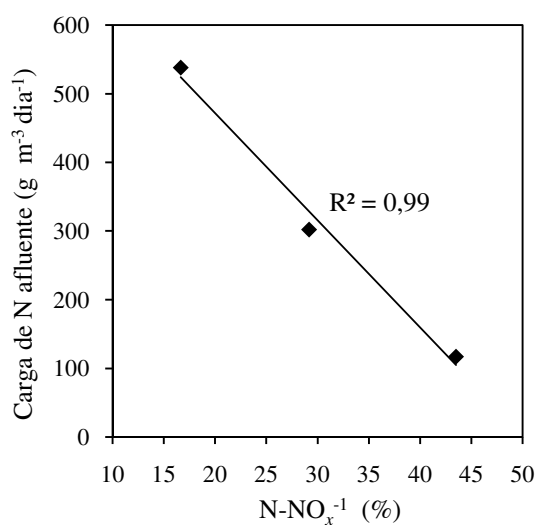


Figura 5.4 - Correlação entre carga de NTK aplicada ao reator e percentual recuperado como NO_x^- no efluente

A desnitrificação contribuiu pouco com o processo de remoção de N, nas condições do presente trabalho. Embora o valor exato não possa ser determinado, a contribuição máxima do processo foi calculada pelo balanço de massas em 9,7%.

A imobilização, por sua vez, foi o processo mais expressivo de remoção de N. Do total contido nas amostras de água residual, 57% pôde ser conservado em sua forma orgânica original ou integrado ao lodo a partir de formas dissolvidas na solução. Ressalva-se que a imobilização do N é aqui discutida em seu sentido amplo, agrupando vários outros processos que simultaneamente removem o poluente da fase líquida e promovem sua retenção em compostos sedimentáveis. Envolve sorção, sedimentação de partículas, bem como a imobilização biológica do N, em que o elemento é assimilado da solução e passa a fazer parte de biomoléculas de microrganismos. Embora tais processos não possam ser quantificados isoladamente, torna-se evidente que é a atividade biológica do reator que transforma em sólidos sedimentáveis 57% do nitrogênio do afluente, cujas formas não puderam ser removidas previamente por decantação no tratamento primário.

Em termos comparativos, na média das três amostras, a quantidade de N removido da solução e imobilizado no lodo foi 24,5% superior à quantidade de N orgânico presente inicialmente nas águas residuais. Em termos equivalentes, significa dizer que todo o N orgânico particulado foi conservado, que as formas orgânicas dissolvidas foram reintegradas em compostos particulados sedimentáveis e que, adicionalmente, 20,7% do N amoniacal da solução foi imobilizado na biomassa microbiana sedimentável.

A partir do exposto acima, torna-se evidente que os processos de imobilização exercem atividade preponderante no tratamento das águas residuais, ao *remover* da solução e *recuperar* no lodo o equivalente ao total de compostos nitrogenados solúveis e particulados, além de parte do nitrogênio inorgânico da solução. É também notório que as intensas variações de carga e de composição de N das águas residuais são plenamente compensadas pela dinâmica dos processos de transformação do N, que concorrem entre si pela remoção do N da solução. Porém, sob o conceito de tratamento apresentado nesta tese, o modo de operação sob alta carga é desejável, pois resulta em recuperação elevada do N no lodo e menor teor de NO_x^- no efluente.

A remoção de fósforo também foi avaliada durante o tratamento, ainda que o manejo do reator não tivesse sido ajustado para esse fim. Na Figura 5.5 pode ser observado que a carga de P foi elevada, variando de 75 a 269 $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. A remoção média de P foi satisfatória (63,7%), mas a eficiência foi bastante variável (20 a 84%). Schwarzenbeck et al. (2005), no tratamento de águas residuais de laticínios em reator aeróbico de biogrânulos, também

obtiveram eficiência e variabilidade semelhantes, mas a carga aplicada foi bastante inferior (27 a $42 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$). Já no tratamento de águas residuais da suinocultura, uma remoção de 95% foi obtida por Zhang et al. (2006) em RSB convencional, em que foi incluída uma fase inicial anaeróbica. Nesse reator, porém, a carga de P também foi expressivamente menor, $27,5 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Tal estratégia de inclusão de uma fase anaeróbica no início de cada ciclo visa a favorecer bactérias acumuladoras de fosfato, que realizam hiperacumulação intracelular de P quando há alternância de condições anaeróbicas e aeróbicas. Para o tratamento de águas residuais de suinocultura em reator de biogrânulos, a concentração elevada de DQO do afluente torna o processo particularmente promissor para a remoção de P, demandando investigação.

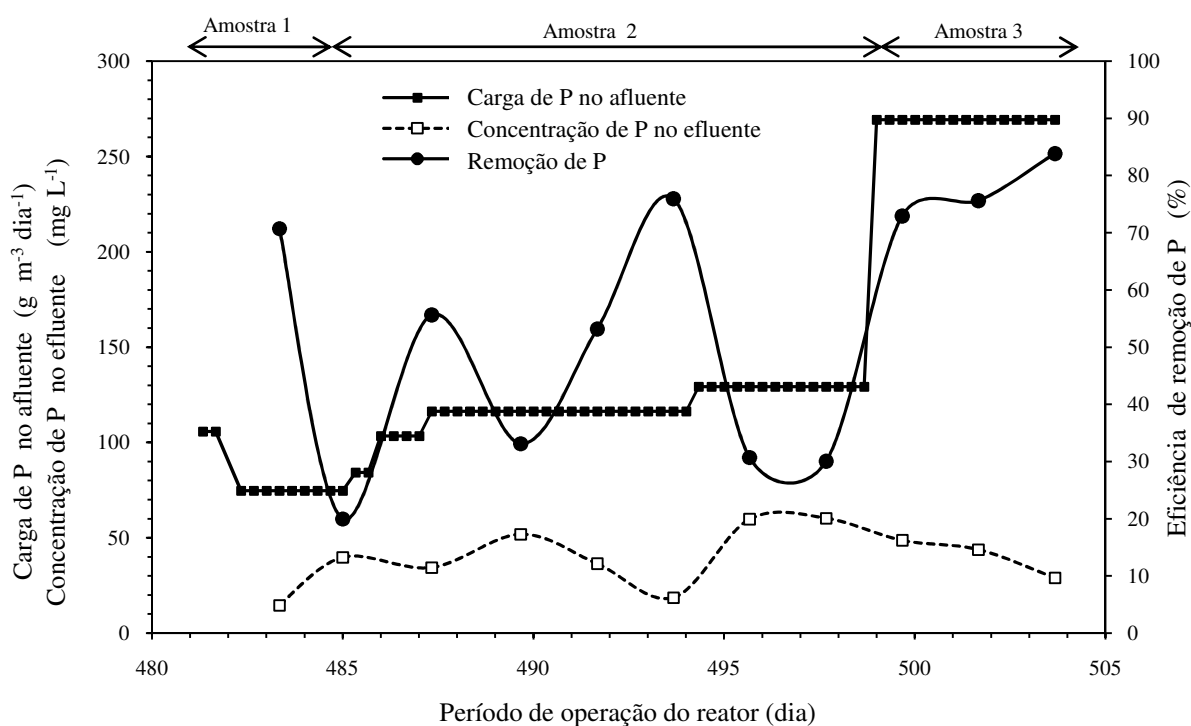


Figura 5.5 - Carga diária de P no afluente, eficiência de remoção e concentração final de P no efluente do tratamento de águas residuais da suinocultura em RSB

O número de coliformes totais e termotolerantes da água residual não pôde ser avaliado apropriadamente. Como o número de coliformes presentes na água residual foi demasiadamente elevado, a diluição realizada para a análise foi insuficiente. Dessa forma, o número de bactérias (NMP) da amostra é acompanhado do símbolo “maior que”, indicando que o número real foi maior que o determinado. Dessa limitação, decorre que o valor exato de eficiência de remoção do tratamento não pode ser calculado. Todavia, os resultados expressos na Tabela 5.2 demonstram que a magnitude da remoção de coliformes é de, no mínimo, uma

ordem de grandeza logarítmica. Comparativamente a valores normais de coliformes em águas residuais de suinocultura, entre 10^6 e 10^7 por mL (Vanotti et al., 2005), o efluente do reator apresentou quantidade muito inferior ($2,4 \times 10^2$ NMP mL⁻¹), o que sugere que o tratamento tenha contribuído expressivamente para a remoção de patógenos.

Tabela 5.2 - Concentração média de alguns parâmetros do afluente e do efluente do reator e eficiência de remoção de poluentes

Parâmetro	Afluente*	Efluente*	Eficiência de remoção*
	----- mg L ⁻¹ -----		%
DQO	3.614,0	411,5	90,1
NTK	214,3	19,2	92,2
N amoniacal	116,2	5,1	96,2
NO _x ⁻ (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	0,0	62,5	-
Nitrogênio orgânico total	98,1	14,1	87,5
NT	214,3	81,7	66,7
Fósforo	95,7	39,7	63,7
	----- n° litro ⁻¹ -----		%
Oocistos de coccídeos	10	0	100
	----- n° mL ⁻¹ -----		%
Bactérias heterotróficas	> $6,5 \times 10^6$	$8,7 \times 10^4$	> 99
Coliformes Totais	> $2,4 \times 10^3$	$2,4 \times 10^2$	> 90
Coliformes Termotolerantes	> $2,4 \times 10^3$	$2,4 \times 10^2$	> 90

* média ponderada calculada a partir da concentração e volume relativos dos três amostras de águas residuais e de efluentes

Os mecanismos responsáveis pela remoção de coliformes da fase líquida em reatores aeróbicos não são bem conhecidos. Todavia, tem sido demonstrado que o tratamento biológico aeróbico pode remover patógenos com magnitude equivalente a 4 ordens de grandeza, com residual de apenas $1,8 \times 10^2$ NMP mL⁻¹ (Vanotti et al., 2005). Esse residual de patógenos é semelhante ao obtido no presente trabalho, em reator aeróbico de biogrânulos, e muito inferior aos valores comumente relatados no pós-tratamento de águas residuais da suinocultura em biodigestores (5×10^4 NMP mL⁻¹) e em lagoas anaeróbicas em série ($2,5 \times 10^3$ a $4,0 \times 10^3$ NMP mL⁻¹) (Cheng et al., 2004; Vanotti et al., 2005). Tais resultados demonstram que o tratamento aeróbico é adequado para o abatimento de contaminantes biológicos e, sobretudo, muito mais eficiente que os processos anaeróbicos de tratamento, usualmente reivindicados para a remoção de patógenos.

Protozoários patogênicos são pouco estudados no tratamento de resíduos da suinocultura, embora representem um risco ambiental importante. Nas condições avaliadas neste estudo, 10 oocistos de coccídeos, encontrados em cada litro, de afluente foram integralmente removidos do sobrenadante do efluente.

Ainda, curiosamente, as amostras de águas residuais apresentaram elevado número de ovos de ácaros, possivelmente oriundos da ração dos suínos, enquanto que no efluente final tais organismos não foram encontrados.

5.3.2 Recuperação de nutrientes

Os tratamentos biológicos aeróbicos de águas residuais preconizam a máxima oxidação dos seus compostos orgânicos e a geração mínima de lodo. Porém, ao mineralizar compostos orgânicos a CO_2 , inevitavelmente são também mineralizadas as formas orgânicas do nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio, magnésio, cobre, zinco, entre outros elementos que fazem parte da estrutura de compostos orgânicos. À exceção do nitrogênio, que pode ser removido por nitrificação e desnitrificação, os demais elementos tendem a permanecer na fase líquida.

Ao contrário dos processos convencionais, no presente trabalho, parte expressiva dos compostos orgânicos *removidos* das amostras de águas residuais pôde ser parcialmente *recuperada* na forma de sólidos sedimentáveis (lodo) do efluente (Tabela 5.3). Na média das três amostras alimentadas ao reator, 56,4% do carbono, ou do seu equivalente em DQO, foi conservado no lodo, enquanto que 9,9% foi perdido no efluente líquido e 33,7% não pôde ser *recuperado* por meio do balanço de massa.

Tabela 5.3 - Recuperação de sólidos, carbono e nutrientes pelo tratamento das águas residuais da suinocultura em RSB aeróbico de biogrânulos

Parâmetro	Recuperado no lodo (SS_{15}) do efluente	Perdido no sobrenadante do efluente	Não recuperado + erro
	----- % -----		
ST	59,2		
Carbono	56,4	9,9	- 33,7
Nitrogênio	57,0	33,3 (25,5)*	- 9,7
Fósforo	66,5	36,3	+ 2,8
Potássio	19,0	80,2	- 0,8

* Do percentual de 33,3 de N perdido no efluente, 25,5 corresponde a NO_x^- .

Comportamento semelhante foi obtido para nitrogênio total. Partindo-se das três amostras de águas residuais, com média ponderada de 45,8% para N orgânico e 54,2% para N amoniacal, a recuperação total na forma de compostos orgânicos do lodo foi de 57%. Tal resultado evidencia uma surpreendente eficiência de recuperação do elemento, tanto em

valores absolutos, quanto relativos à proporção inicial de formas orgânicas e inorgânicas. Contrariando a tendência normal de mineralização das formas orgânicas de N, obteve-se recuperação do equivalente a todo o N orgânico do afluente mais uma imobilização biológica líquida de 20,7% do N amoniacal, na média das três amostras. Se considerada apenas a amostra 2, tratada no reator sob alta carga de DQO e de N, a imobilização líquida alcançou o equivalente a 50,2% do N amoniacal.

O N não recuperado das três amostras de águas residuais (43%) ficou distribuído entre perdas no efluente líquido (33,3%) e perdas não identificadas (9,7%).

No efluente líquido, o percentual remanescente de N ficou distribuído entre formas orgânicas (5,7% = 14,1 mg L⁻¹), N amoniacal (2,1% = 5,1 mg L⁻¹) e NO_x⁻ (25,5% = 62,5 mg L⁻¹). Um adicional de aproximadamente 3 a 4%, equivalente ao N orgânico particulado, poderia ser recuperado no lodo sedimentado, caso o tempo de decantação fosse estendido de 15 minutos para um período maior.

Por sua vez, as perdas de N não identificadas neste trabalho correspondem ao produto do balanço de massas entre o N que entrou no reator via afluente e o N que foi recuperado no efluente (lodo + sobrenadante). Tal balanço resultou em um déficit de 9,7%, o qual deve ser teoricamente distribuído entre erros analíticos e as perdas de N₂O durante a nitrificação, de óxidos de nitrogênio e N₂ por desnitrificação e de alguns compostos nitrogenados orgânicos e amônia por volatilização. O valor de déficit, porém, corresponde aproximadamente à proporção de NO_x⁻ removida no início do ciclo de operação, em que já havia sido demonstrado (Capítulo 4) ocorrer desnitrificação em condições semelhantes de carga orgânica e aeração. Portanto, a não recuperação de parte do N foi devida principalmente à desnitrificação de NO_x⁻ da solução em N gasoso.

A recuperação de fósforo no lodo foi de 66,5%, na média ponderada das três amostras de água residual. O equivalente a 36,3% do P das amostras foi perdido na fase líquida do efluente. A partir da análise de tais valores, cabe fazer a ressalva de que os produtos do tratamento contêm 2,8% a mais de P em relação às águas residuais, valor que corresponde possivelmente ao erro analítico, ou, eventualmente, a contribuição do P liberado pela biomassa do reator.

A recuperação de P no lodo é bastante expressiva, principalmente se considerado que o manejo do reator não foi ajustado para explorar a propriedade de hiper-acumulação de P intracelular de algumas bactérias. Essa propriedade precisa ser investigada em estudos futuros.

A maior parte do potássio (80,2%) permaneceu no efluente líquido e apenas 19,0% foi recuperado no lodo sedimentado, para a média das três águas residuais tratadas. O erro analítico, somado à contribuição da biomassa do reator, nesse caso, resultou em um déficit de 0,8% em relação às águas residuais.

Embora reduzido, o valor recuperado é coerente com a dinâmica do potássio na biomassa, já que não faz parte da estrutura de biomoléculas. A concentração do nutriente na matéria seca do lodo sedimentado foi de $12,8 \text{ g kg}^{-1}$, o que correspondente a um valor ligeiramente superior ao usualmente relatado ($10,0 \text{ g kg}^{-1}$) para a biomassa de lodos ativados (Brdjanovic et al., 1996). Para a recuperação satisfatória desse nutriente, um pós-tratamento do efluente do reator em lagoa de plantas aquáticas parece apropriado.

5.3.3 Recuperação de água

O tratamento biológico sustentável de águas residuais deve possibilitar a obtenção de água tratada com qualidade satisfatória à disposição final segura, à reutilização ou a alguma forma de pós-tratamento viável ao fim a que se destina.

Nesse sentido, um aspecto adicional de singular relevância, demonstrado nas condições do presente estudo, é a viabilidade de realizar o tratamento de águas residuais da suinocultura sem a adição de produtos químicos para a elevação do pH e para o aporte de alcalinidade de bicarbonatos. Previne-se, desse modo, o aporte indireto de sódio à água, já que o elemento impõe sérias restrições ao pós-tratamento do efluente em lagoas de plantas aquáticas e à posterior reutilização da água para limpeza de instalações, aquíicultura e irrigação de solos.

Nas condições do presente estudo, 81,2 % da água pôde ser separada do lodo após 15 minutos de decantação. Quando esse tempo é aumentado (480 min), a fim de realizar o adensamento do lodo, a recuperação de água é aumentada para 91,1%. A água recuperada apresenta características adequadas para uma purificação adicional em sistema lagoa de aguapé, viabilizando assim a reintegração posterior desse importante recurso natural ao sistema produtivo. O assunto é desenvolvido no capítulo 6 desta tese de doutoramento.

5.4 Síntese dos resultados

O presente trabalho demonstrou que um reator aeróbico de biogrânulos pode ser manejado sob um conceito inovador no tratamento de águas residuais da suinocultura. Foi

demonstrado que o reator comporta a *remoção* de elevadas cargas volumétricas diárias de poluentes ao mesmo tempo em que *recupera* carbono, nutrientes e água. Os principais resultados alcançados neste estudo são:

- a) o reator pôde ser operado sob elevadas cargas de poluentes e reduzido TRH, com remoção de mais de 90% da DQO, NTK, N amoniacal e patógenos e 67% do P. Simultaneamente à *remoção* da fase líquida, são *recuperados* no lodo mais de 50% dos sólidos, carbono e nutrientes, inicialmente contidos na água residual;
- b) a decantação biologicamente induzida de sólidos particulados somada à imobilização de compostos orgânicos constituem os mecanismos preponderantes de *remoção* de poluentes e de *recuperação* de C e nutrientes no lodo. A contribuição máxima dos processos oxidativos para a remoção de carga orgânica e do NTK foi calculada em 33%;
- c) as remoções médias de DQO e de NTK foram elevadas (> 90%) e maiores para os valores mais altos de carga avaliados. As concentrações residuais permaneceram uniformes e reduzidas (411 mg L⁻¹ para DQO e 19,2 mg L⁻¹ para NTK), independentemente da carga, dos choques de carga e da composição da água residual. Todas essas variações foram plenamente compensadas no reator por meio de diferentes mecanismos, que concorrem entre si para a remoção dos poluentes da solução;
- d) a conservação do N orgânico particulado e o processo de imobilização biológica do N constituem os processos preponderantes de *remoção* e de *recuperação* do N. Na média das três águas residuais tratadas, 57% do N foi removido da solução e recuperado no lodo. Em termos relativos, o percentual equivale à transferência para o lodo de todo o N orgânico solúvel ou particulado da água residual mais a imobilização de 20,7% do seu N amoniacal;
- e) a contribuição da nitrificação nos processos de remoção de NTK é pouco influenciada pelas proporções relativas de suas formas (orgânica ou amoniacal), mas é fortemente relacionada à carga volumétrica diária de N aplicada ao reator. A contribuição do processo decresce linearmente com o aumento da carga de NTK, ainda que todo o N amoniacal seja removido. Dessa forma, operar o reator sob alta carga resulta em recuperação elevada do N no lodo e menor teor de NO_x⁻ no efluente; e,
- f) sob o conceito proposto, ainda que a máxima *recuperação* do N seja preconizada, a nitrificação continua sendo um processo fundamental ao tratamento, pois transforma o N amoniacal remanescente na solução em formas menos poluentes e de mais fácil

remoção no pós-tratamento. Além disso, a depleção do N amoniacal da solução também significa sua ausência no lodo, uma condição necessária para seu pós-tratamento com cal.

Um sistema avançado de tratamento para as águas residuais da suinocultura foi desenvolvido. O sistema é compacto e capaz de remover a maioria dos contaminantes com reduzida demanda energética. Também viabiliza a reintegração dos nutrientes e da matéria orgânica ao sistema produtivo e a conservação da qualidade dos recursos hídricos.

6 - PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR AERÓBICO DE BIOGRÂNULOS EM LAGOA DE AGUAPÉ

6.1 Introdução

Processos biológicos aeróbicos têm sido preconizados para o tratamento de águas residuais da suinocultura. Ao contrário do que ocorre na digestão anaeróbica, o tratamento de águas residuais em condições aeróbicas é bastante eficiente na remoção simultânea de carga orgânica, sólidos, amônia, nutrientes, odor, patógenos e parasitas e também viabiliza a reutilização da água. Entretanto, taxas de remoção de poluentes tão elevadas quanto 90% são ainda insuficientes para garantir uma disposição final segura e adequada dos efluentes. Torna-se necessário um pós-tratamento, a fim de remover teores residuais de poluentes e viabilizar a reutilização secundária da água.

Sistemas de lagoas artificiais com plantas aquáticas representam uma alternativa promissora para o tratamento complementar de águas residuais. O processo é particularmente adequado para águas que contenham teores reduzidos de nutrientes e de carga orgânica. Dentre as espécies de plantas utilizadas em sistemas de tratamento, a macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* (aguapé) reúne características importantes. A espécie proporciona a mais alta produtividade de matéria seca (até 234 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), apresenta elevada densidade final de biomassa por unidade de área, contém elevada concentração de nutrientes e adapta-se facilmente ao crescimento em águas residuais (Reddy et al., 1983; Reddy et al., 1985; Vymazal, 2007; Malik, 2007). Com esses atributos e mediante colheitas periódicas das plantas, é possível a remoção de elevadas quantidades de nutrientes da água, da ordem de 6.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N e 1.260 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P (Vymazal, 2007). A remoção de potássio pode ser ainda maior. A concentração desse elemento é tão elevada que tem motivado estudos de viabilidade do uso da biomassa como fonte para extração comercial de sais de potássio (Zhou et al., 2007). Assim, embora não tenha sido determinada em condições experimentais, a remoção potencial teórica de K poderia ser calculada em 19.422 kg ha⁻¹ ano⁻¹, tendo por base os mais altos valores de concentração (83 g kg⁻¹ de K na MS) e de produtividade relatados na literatura (Reddy et al., 1983; Reddy et al., 1991; Zhou et al., 2007). Esses valores demonstram o elevado potencial da espécie em remover da água e

recuperar na biomassa de plantas nutrientes importantes, que podem ser reintegrados ao sistema produtivo.

Plantas de aguapé apresentam um sistema radicular abundante, que também contribui para a purificação da água. A rizosfera insere oxigênio dissolvido na água da lagoa (Reddy et al., 1989), adsorve microrganismos e partículas suspensas (Mayo & Kalibbala, 2007), participa na precipitação, floculação e sedimentação de compostos orgânicos e metais (Jayaweera et al., 2008) e também constitui um sítio propício à atividade biológica da microfauna e microflora aquática (Malik, 2007).

A eficiência do sistema lagoa de aguapé é bastante influenciada pelo manejo, temperatura atmosférica, composição da água residual e presença de compostos tóxicos ou inibidores de crescimento. Em condições adequadas, o sistema pode remover da água $11,5 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de carga orgânica (DBO) e as plantas podem absorver $0,78 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de nitrogênio e $0,24 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de fósforo (Reddy et al., 1985; de Busk et al., 1995; Sooknah & Wilkie, 2004). A remoção de coliformes e de sólidos pode ser superior a 90% (Knight et al., 2000). Além disso, esse sistema de tratamento se caracteriza pelo reduzido custo operacional e pela simplicidade de manejo.

No capítulo anterior da presente tese de doutoramento, foi demonstrado que águas residuais da suinocultura podem ser tratadas eficientemente em reator aeróbico de biogrânulos. Todavia, os efluentes do reator ainda apresentam quantidade elevada de nitrogênio na forma nítrica (NO_x^-), fósforo e coliformes, o que limita as possibilidades de reutilização da água e desestimula o seu descarte imediato em corpos d'água.

Assim, neste capítulo, pretende-se avaliar a eficiência e a dinâmica de remoção de poluentes durante o pós-tratamento dos efluentes do reator aeróbico de biogrânulos em lagoa de aguapé.

6.2 Metodologia

6.2.1 Constituição da lagoa

O experimento foi realizado na casa de vegetação do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). A lagoa foi constituída de um tanque de plástico, revestido externamente com manta de polietileno preta. Na porção mediana do recipiente foi instalada uma válvula para remoção do efluente. A lagoa apresentava $0,28 \text{ m}$ de

largura, 0,38 m de comprimento e 0,265 m de altura útil, o que corresponde a um volume útil de 0,028 m³ e área superficial de 0,1064 m².

A lagoa foi inicialmente preenchida com água do lago de origem das plantas (80%) e águas residuais da suinocultura pré-tratadas em reator aeróbico de biogrânulos (20%). A lagoa foi inoculada com plantas adultas de aguapé (*Eichhornia crassipes*), provenientes de um lago do Campus da UFSM. Uma vez constituída, a lagoa permaneceu em adaptação durante 12 dias, até o início do estudo. Antes da inoculação, as plantas permaneceram durante 24 h em bandeja com água para remoção do excesso de sólidos aderidos às raízes.

A densidade inicial de plantas foi estabelecida em função da cobertura de aproximadamente 50% da superfície da lagoa, o que correspondeu a 11,7 kg m⁻² de matéria fresca e a 0,8 kg m⁻² de matéria seca. A proporção inicial de matéria seca de raízes em relação à parte aérea era de 0,41:0,59. As plantas continham 8,5 g kg⁻¹ de Nitrogênio Total Kjeldahl, 2,5 g kg⁻¹ de P total e 15,1 g kg⁻¹ de K na matéria seca.

6.2.2 Origem do afluente e manejo da lagoa

Após o período de adaptação, o experimento foi conduzido durante 22 dias, no verão do ano de 2007.

A lagoa foi manejada em sistema semicontínuo. A cada 2 dias, foi descarregado pela válvula lateral da lagoa um volume pré-determinado de efluente e adicionado o mesmo volume de afluente. O volume útil da lagoa foi então completado com água destilada, para compensar as perdas por evapotranspiração no intervalo dos dois dias anteriores. Tanto o volume de afluente como a sua composição foram variáveis. O Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) médio foi de 10,61 dias, o que equivale a uma carga volumétrica de 0,094 m³ m⁻³ dia⁻¹ ou carga superficial de 25 mm dia⁻¹.

O efluente obtido no tratamento de águas residuais da suinocultura em reator aeróbico de biogrânulos, descrito no capítulo anterior, foi utilizado como afluente para alimentação da lagoa. Cada amostra de efluente do reator foi deixada decantar em Cone Imhoff durante 15 minutos e então toda a fração sobrenadante foi lentamente vertida para um recipiente, para armazenagem em temperatura de 4°C (± 1°C). Após a junção e mistura dos efluentes líquidos de 5 ou 6 ciclos, uma amostra era coletada e destinada à análise e o restante era utilizado na alimentação da lagoa. Antes da alimentação, a alíquota de água residual destinada ao pós-tratamento foi aquecida em forno de microondas até se assemelhar à temperatura da lagoa (±

2°C). Durante todo o período, não foi executado nenhum ajuste de pH do afluente ou adição de produtos químicos.

6.2.3 Amostragens e análises

Medidas momentâneas, máximas e mínimas de temperatura do ar e da água e de umidade relativa do ar foram realizadas com o auxílio de um Termo-higrômetro.

Para a determinação da matéria seca da biomassa inicial da lagoa, as plantas foram divididas em dois grupos uniformes em termos de massa, número e morfologia, em que uma parte foi destinada à análise de matéria seca (MS) e análises químicas e a outra foi utilizada no experimento. A desidratação foi realizada em estufa a 65°C até peso constante.

Amostras de afluentes e efluentes foram coletadas, armazenadas em recipiente vedado e rapidamente congeladas a -20°C para execução posterior de análises químicas. As análises microscópicas, de coliformes, de Sólidos Sedimentáveis (SS_{60'}) e de pH foram realizadas logo após a coleta. As determinações de matéria seca de plantas e de lodo foram executadas imediatamente após cada coleta.

As análises relativas à Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Sólidos Totais (ST), SS_{60'}, potássio (K) e pH foram todas realizadas conforme métodos padronizados (APHA, 1998). Os teores de fósforo total (P) foram determinados colorimetricamente pelo método do vanadato-molibdato de amônio, a partir de uma alíquota de digestão ácida (Tedesco et al., 1995). O N amoniacal (NH₄⁺ + NH₃) foi determinado por meio de destilação de cada amostra misturada a óxido de magnésio em destilador de arraste de amônia Semi-micro Kjeldahl, seguida de titulação com ácido (Tedesco et al., 1995). O N nítrico, ou NO_x⁻, foi obtido em análise conjunta do nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻), por meio da reação com Liga de Devarda e óxido de magnésio em destilador de arraste de amônia Semi-micro Kjeldahl, após remoção do N amoniacal da amostra, seguido de titulação com ácido (Tedesco et al., 1995). O teor de N orgânico foi calculado pela diferença entre os teores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e N amoniacal (NH₄⁺ + NH₃). O N Total (NT) foi calculado pela soma dos valores de NTK e NO_x⁻. Coliformes fecais e termotolerantes foram determinados pela técnica do Número Mais Provável (tubos múltiplos), de acordo com APHA (1998).

6.3 Resultados e Discussão

6.3.1 Condições experimentais

As condições ambientais da lagoa são apresentadas na Tabela 6.1. Para umidade relativa do ar, a média dos valores diários de mínima correspondeu a 52,0%, enquanto que a média das máximas diárias alcançou 92,1%. A temperatura média do ar foi 28,7°C, com variação diária de até 19,6°C. No interior da lagoa, por sua vez, a temperatura média foi mais elevada (32,3°C) e menos variável que a atmosférica. A amplitude de variação entre as médias das máximas e das mínimas foi de 7,7°C, o que corresponde a aproximadamente a metade da variação observada na temperatura média do ar.

Tabela 6.1 - Características do ambiente e da lagoa de aguapé durante o período avaliado

Parâmetro	Mínima	Máxima	Média	Amplitude média diária	Amplitude máxima diária
Umidade relativa do ar, %	52,0	92,1	72,0	40,1	60,0
Temperatura atmosférica, °C	21,7	35,7	28,7	14,0	19,6
Temperatura da lagoa, °C	28,4	36,1	32,3	7,7	10,9
Evapotranspiração, mm dia ⁻¹	6,3	16,0	10,0	-	-

A evapotranspiração diária variou entre 6,3 e 16,0 mm, com média de 10 mm dia⁻¹ no período do estudo. Esses valores são expressivamente menores aos relatados em outros trabalhos, de até 58 mm dia⁻¹ (Cossu et al., 2001), e possivelmente se devem ao fato de o ensaio ter sido conduzido em casa de vegetação.

Em termos de pH, o mesmo valor (7,2) foi observado para a média dos afluentes e dos efluentes da lagoa. Durante todo o período, a variação de pH da água da lagoa foi pouco expressiva (6,9 a 7,5), mesmo sob intensas oscilações na composição do afluente. Esse intervalo de pH pode ser considerado como adequado à atividade biológica de plantas, microfauna e microflora aquáticas. Torna-se evidente, assim, que o pós-tratamento pode ser realizado adequadamente, sem a necessidade de intervenções no controle do pH.

6.3.2 Observações visuais

As plantas de aguapé apresentaram um crescimento vigoroso e rápido. Embora apresentassem clorose foliar e porte pequeno, as plantas inoculadas na lagoa se desenvolveram rapidamente, alcançando altura de até 60 cm, com folhas vistosas, tenras, coloração verde-escuro e limbo foliar de até 15 cm de diâmetro. Não foram observados sinais de deficiência nutricional, toxidez, ataque de pragas ou doenças.

A superfície da lagoa foi rapidamente recoberta pelas plantas. Aos 15 dias do ensaio foi colhida parte das plantas, o que rendeu o equivalente a $5,25 \text{ Mg ha}^{-1}$ de matéria seca.

A água da lagoa permaneceu límpida e transparente durante todo o estudo, livre de materiais flutuantes, espuma e mosquitos. A coloração da água evoluiu gradativamente para marrom-avermelhada, possivelmente devido à formação de substâncias húmicas.

Algas e cianobactérias não apresentaram crescimento na lagoa durante o período, o que também foi confirmado com auxílio de microscópio. Esse aspecto assume grande importância, na medida em que previne a elevação de sólidos suspensos de difícil remoção da água, a elevação demasiada do pH e a formação de cianotoxinas. Geralmente, quando o estabelecimento das macrófitas aquáticas não é satisfatório, a proliferação de microrganismos fotossintetizantes ocorre rapidamente, em até uma semana (Sooknah & Wilkie, 2004).

6.3.3 Remoção de poluentes

6.3.3.1 DQO

Os valores médios da concentração e da carga de DQO das 11 amostras de águas residuais adicionadas à lagoa, no período de 22 dias, são mostrados na Tabela 6.2. Os afluentes apresentaram concentração média de $411,5 \text{ mg L}^{-1}$, o que equivale a uma carga orgânica diária de $38,79 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ ou $10,28 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, nas condições deste estudo ($\text{TRH} = 10,61 \text{ d}$; $h_{\text{lagoa}} = 0,265 \text{ m}$). A carga pode ser considerada elevada, já que em lagoas de macrófitas aquáticas flutuantes são aplicadas, comumente, cargas orgânicas compreendidas entre 0 e $11 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, com média de $1 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Cossu et al., 2001). Apesar de elevada, a carga de DQO foi removida com eficiência de 79,2% (Figura 6.1). Resultados semelhantes (80,5% de remoção) foram obtidos no pós-tratamento de efluentes da digestão anaeróbica de dejetos bovinos sob carga de DQO de $10,0 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Sooknah & Wilkie, 2004).

Tabela 6.2 - Composição dos afluentes e respectiva carga diária de DQO, N, P e K aplicada à lagoa

Parâmetro	Concentração	Carga volumétrica	Carga superficial
	mg L ⁻¹	g m ⁻³ dia ⁻¹	g m ⁻² dia ⁻¹
DQO	411,5	38,79	10,28
NTK	19,2	1,81	0,48
N amoniacal	5,1	0,48	0,13
N-NO _x ⁻ (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	62,5	5,89	1,56
Nitrogênio orgânico total	14,1	1,46	0,35
Nitrogênio total	81,7	7,70	2,04
Fósforo	39,7	3,75	0,99
Potássio	134,1	12,64	3,35

A concentração final de DQO no efluente foi pouco variável, independentemente da concentração inicial, que oscilou entre 245 e 713 mg L⁻¹ (Figura 6.1). Mesmo sob aumento abrupto da concentração e com carga 78% superior à média, a mesma qualidade foi obtida para o efluente final. Essa estabilidade de resposta sugere que, para DQO, a lagoa poderia suportar uma carga diária maior.

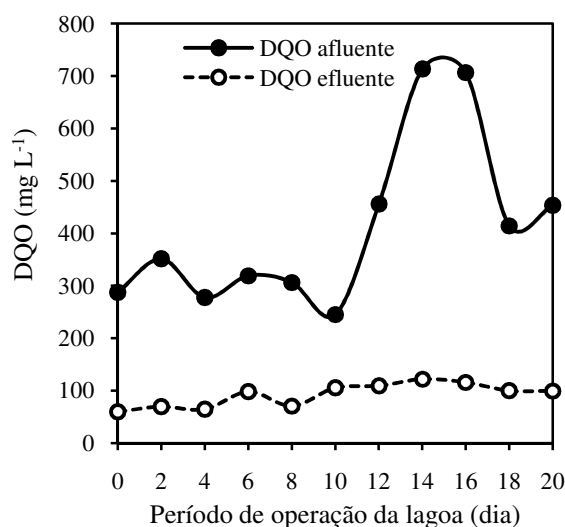


Figura 6.1 - Concentração de DQO total do afluente e do efluente da lagoa de aguapé

A decantação de sólidos orgânicos (lodo) respondeu pela remoção do equivalente a 27% da DQO contida nos afluentes. Esse é um resultado distinto, pois geralmente é inexpressivo o acúmulo de lodo no tratamento de águas residuais em lagoas com macrófitas (El-Shafai et al., 2007). Torna-se evidente que essa particularidade está relacionada ao tratamento prévio da água residual em reator aeróbico de biogrânulos. Conforme discutido no

capítulo anterior, o teor residual de DQO do efluente do reator consiste essencialmente de células microbianas e partículas orgânicas suspensas, que não foram removidas devido ao curto período de decantação no reator. Na lagoa, entretanto, tais partículas sedimentam facilmente, devido à ausência de movimentação da água e ao elevado tempo de retenção hidráulico. Portanto, o resultado indica que a decantação é um mecanismo importante de remoção da carga orgânica no pós-tratamento de efluentes do reator aeróbico em lagoa de aguapés.

O balanço de massas também permitiu identificar outros mecanismos de remoção da carga orgânica. Ao final do período avaliado, 6% da DQO permaneceu na água da lagoa e 21% foi perdido no efluente líquido. O restante da DQO (46%) não foi recuperado no balanço e deve ser distribuído entre os processos de mineralização e de sorção às raízes das plantas. O processo de sorção de compostos orgânicos às raízes é amplamente relatado na literatura e particularmente relevante em plantas de aguapé, devido à morfologia e à abundância do seu sistema radicular (Xie & Yu, 2003). A contribuição específica desse processo não foi avaliada no presente estudo, mas a flocculação no entorno das raízes apresentava-se visualmente elevada. Depreende-se de tais resultados, que a mineralização líquida dos compostos orgânicos foi, necessariamente, inferior a 46%.

Sob o enfoque estratégico apresentado na presente tese, a conservação da carga orgânica na forma de lodo é altamente desejável. Ou seja, à medida que sólidos orgânicos sedimentam na lagoa e são posteriormente extraídos, torna-se possível a recuperação de carbono e nutrientes por meio de um processo simples, rápido e independente da taxa de crescimento das plantas. De modo contrário, caso houvesse a mineralização dos compostos orgânicos e dos seus elementos nutrientes, seria necessário que os nutrientes fossem novamente removidos da água por meio de absorção pelas plantas. Embora possível, a absorção dos nutrientes demandaria ampliação do tempo de retenção da água na lagoa e estaria condicionada à taxa de crescimento das plantas, que é sazonal. Claramente, fica assim demonstrado que a geração de lodo na lagoa é uma estratégia adequada para a remoção e recuperação dos nutrientes contidos na água residual oriunda do reator aeróbico.

6.3.3.2 Nitrogênio

A água residual adicionada na lagoa como afluente continha a maior parte do N na forma de NO_x^- (76,5%), enquanto que o N orgânico correspondia a 17,3% e o N amoniacal a apenas 6,2% do total (Tabela 6.2). Para um afluente de lagoa, essa composição é claramente

atípica. Comumente, lagoas com plantas aquáticas são utilizadas para o pós-tratamento de efluentes da digestão anaeróbica (Sooknah & Wilkie, 2004; El-Shafai et al., 2007) ou diretamente após tratamento primário (Cossu et al., 2001; Costa et al., 2000). Em tais casos, quase todo o N da água encontra-se na forma amoniacal (70 a 95%), uma pequena parte na forma orgânica e a forma nítrica é ausente. Nessa condição, a remoção do N total varia entre 40 e 55%, a absorção de N pelas plantas é pequena (18 a 39%) e a volatilização de amônia é comumente o processo mais expressivo de remoção de N, podendo alcançar até $2,2 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de N (Reddy & de Busk, 1985; Costa et al., 2000; Vymazal, 2007).

Ao contrário do manejo convencional, neste estudo a água residual foi tratada previamente em reator aeróbico de biogrânulos, onde praticamente todo o N amoniacal foi convertido em nitrato. Assim, na lagoa, não ocorre toxidez de plantas por amônia e não há demanda de oxigênio para a ocorrência de nitrificação. A volatilização de amônia torna-se inexpressiva e os principais mecanismos de remoção de N passam a ser a desnitrificação e a absorção por plantas.

Essa dinâmica distinta de remoção do N no pós-tratamento das águas residuais em lagoa é demonstrada na Figura 6.2, por meio das concentrações de N orgânico (Figura 6.2a), N amoniacal (Figura 6.2b) e N-NO_x^- (Figura 6.2c) do afluente e do efluente. O N orgânico, cuja concentração variou entre 5 e 20 mg L^{-1} no afluente, foi removido até uma concentração final constante de $4,8 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$. Para N amoniacal, houve completa remoção do residual médio de $5,1 \text{ mg L}^{-1}$ contido no afluente. A concentração mais elevada de N do afluente é a forma nítrica, que variou entre 28 e 95 mg L^{-1} . Essa concentração equivale a uma carga volumétrica de $5,89 \text{ g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ ou carga superficial de $1,56 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Apesar de a carga ser elevada, a maior parte do N (78,9%) foi removida da água residual (Tabela 6.3).

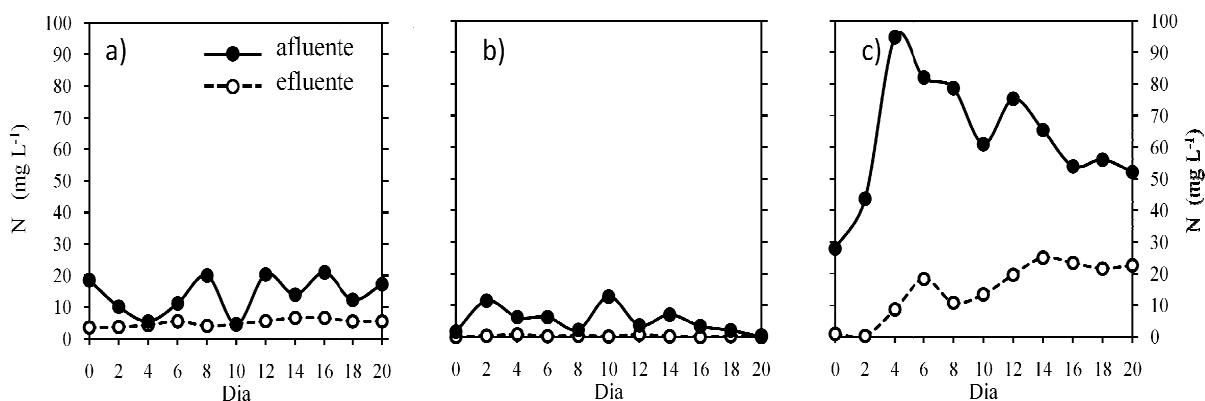


Figura 6.2 - Concentração de N orgânico (a), N amoniacal (b) e de NO_x^- (c) no afluente e efluente da lagoa de aguapé

É importante analisar, ainda, os mecanismos responsáveis pela remoção do N. Embora as plantas de aguapé possam ter assimilado uma grande quantidade de nitrogênio, um percentual expressivo do N (46%) não foi recuperado no balanço de massas. Esse resultado pode estar associado a dois mecanismos de remoção não avaliados neste estudo, que são a desnitrificação e a acumulação vacuolar de nitrato.

Tabela 6.3 - Eficiência da lagoa na remoção residual de carga orgânica e de nutrientes da água, características da água tratada e taxa de remoção diária da lagoa

Parâmetro	Eficiência de remoção	Concentração no efluente	Taxa de remoção	
	%	mg L ⁻¹	g m ⁻³ dia ⁻¹	g m ⁻² dia ⁻¹
DQO	79,2	85,5	31,16	8,26
NTK	73,8	5,0	1,34	0,36
Nitrogênio orgânico total	66,1	4,8	0,85	0,22
N amoniacal	95,1	0,2	0,49	0,13
N-NO _x ⁻ (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	78,9	13,2	4,56	1,21
N total	77,7	18,2	5,72	1,51
Fósforo	51,0	19,5	1,53	0,40

A lagoa de aguapé deste estudo oferece condições satisfatórias para a ocorrência do processo de desnitrificação, tendo em vista o aporte continuado de carga orgânica e a possibilidade de formação de ambiente anóxico. Além disso, particularmente no período noturno, quando é suprimido o aporte de oxigênio através das raízes das plantas, a atividade respiratória das raízes e da microflora pode levar à depleção do oxigênio dissolvido na água, criando um ambiente propício à desnitrificação. No tratamento de águas residuais em lagoas, taxas de desnitrificação de até 1,02 g m⁻² dia⁻¹ têm sido estimadas (Vymazal, 2007). Todavia, a desnitrificação é um processo bacteriano dependente da presença de compostos orgânicos biodegradáveis para a respiração celular. Nesse sentido, um elevado aporte de carga orgânica à lagoa deveria gerar um ambiente anóxico e aumentar a taxa de remoção de nitrato da água. Entretanto, no período avaliado neste estudo, a análise da relação entre a carga orgânica e as taxas de remoção diárias de nitrato não apresentou interação evidente (dado não mostrado), mesmo para cargas tão elevadas quanto 69 g m⁻³ dia⁻¹ de DQO. Isso evidencia que a remoção de NO_x⁻ por desnitrificação deve ter sido pouco expressiva.

De fato, essa hipótese é também reforçada pelo cálculo teórico da capacidade das plantas de aguapé em oxigenar a água. Levando em consideração a quantidade de matéria

seca de raízes da fase inicial deste estudo (324 g m^{-2}) e o valor da capacidade de transferência de oxigênio por meio das raízes ($57,3 \text{ mg O}_2$ por g de raízes por dia) (Reddy et al., 1989), depreende-se que a capacidade de oxigenação da água pode ser estimada em $70,1 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de O_2 ou $18,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2 . Portanto, fica evidente dessa análise teórica que a transferência diária de oxigênio pelas plantas supera a demanda de oxigênio máxima possível da lagoa, mesmo sob as mais altas cargas aplicadas no período. Corrobora com essa análise a estimativa de oxidação de compostos orgânicos inferior a 46% do total presente no afluente, conforme discutido anteriormente. Dessa forma, um ambiente aeróbico poderia ser plenamente mantido, inibindo a desnitrificação.

A remoção de NO_x^- da solução também pode estar associada ao processo de hiperacumulação de nitrato nos vacúolos celulares, já que essa forma de N praticamente não é mensurada na análise de NTK de tecido vegetal. Uma evidência da capacidade de aguapés em armazenar nitratos em vacúolos celulares foi demonstrada por Tucker & de Busk (1983). Em um experimento de cultivo de aguapés em solução nutritiva contendo apenas $1,4 \text{ mg L}^{-1}$ de N na forma de nitrato, os autores observaram sua acumulação na planta em concentrações variáveis entre 0,5 e $2,1 \text{ g kg}^{-1}$ de matéria seca. Desde o referido relato, o assunto não tem merecido o interesse da pesquisa, pois águas residuais raramente contêm quantidades apreciáveis de nitrato e, portanto, a acumulação é improvável. Ao contrário, nas condições específicas deste trabalho, a lagoa foi alimentada sob alta carga de N, cuja forma preponderante era nitrato. Assim, é possível que a acumulação de nitrato tenha ocorrido e que tenha sido ainda maior do que aquela observada pelos referidos autores em função da concentração maior de nitrato nas águas residuais em tratamento. Esse aspecto merece ser mais bem investigado, porque pode representar um mecanismo muito importante de remoção e de recuperação do nitrogênio contido nas águas residuais.

6.3.3.3 Fósforo

A eficiência de remoção de fósforo da água foi de 51%, considerando a concentração média do elemento no afluente ($39,7 \text{ mg L}^{-1}$) e efluente ($19,5 \text{ mg L}^{-1}$) da lagoa. Todavia, se considerado que uma fração do P foi conservada na água da lagoa, durante o período de avaliação, a remoção líquida é ligeiramente menor (41%). Esses percentuais poderiam indicar baixa capacidade do sistema em remover P da água residual. Porém, é preciso considerar que a lagoa foi manejada sob reduzido TRH e elevada concentração de P no afluente, o que se traduz em elevada carga específica de fósforo por unidade de área e de volume. Na média do

período avaliado, foi aplicada uma carga superficial de fósforo de $0,99 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, que é considerada muito superior à capacidade real de remoção de qualquer sistema de lagoa envolvendo plantas aquáticas (Reddy et al., 1985; de Busk et al., 1995; Vymazal, 2007).

A capacidade potencial de lagoas de aguapé em remover fósforo foi avaliada por Reddy et al. (1985). Sob temperatura elevada ($27,2^{\circ}\text{C}$) e crescimento em solução nutritiva, os autores obtiveram remoção máxima de $0,37 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Surpreendentemente, tal potencial se assemelha à carga média removida durante o presente estudo ($0,40 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), no pós-tratamento de águas residuais da suinocultura, sob temperatura média do ar de $28,7^{\circ}\text{C}$. Esse desempenho foi condicionado principalmente pela elevada densidade inicial de plantas da lagoa ($793,6 \text{ g m}^{-2}$ de MS), pela concentração inicial muito reduzida de P na biomassa seca ($2,45 \text{ g kg}^{-1}$) e ao crescimento vigoroso das plantas. A remoção foi devida à acumulação de P no lodo da lagoa, à sorção no entorno das raízes e, principalmente, à absorção pelas plantas.

A taxa média de remoção, observada no período, demonstra uma elevada capacidade do sistema em remover o fósforo da água e de recuperá-lo no lodo e na biomassa de plantas. Essa é uma característica importante para a eficácia do pós-tratamento de águas residuais. Todavia, nota-se um evidente desequilíbrio na capacidade do sistema lagoa de aguapé em remover diferentes poluentes da água residual da suinocultura. Enquanto que a carga orgânica aplicada ficou aquém da capacidade de remoção da lagoa, o inverso ocorreu para carga de fósforo, que foi demasiada. A necessidade de aumento da eficiência de remoção deve ser definida em função do fim a que se destina a água tratada em lagoa. Caso a água seja utilizada para irrigação ou para limpeza de instalações, torna-se desnecessária a redução dos teores residuais de P. Se, por outro lado, o efluente da lagoa for despejado em cursos d'água, o residual de fósforo poderá ainda causar poluição. Nesse último caso, as alternativas mais adequadas para redução complementar de P seriam o aumento do TRH da lagoa, a adição de polímeros ou cal para precipitação do P na forma de hidróxidos ou ainda a melhoria da eficiência do tratamento prévio no reator aeróbico de biogrânulos.

6.3.3.4 Patógenos

O número de coliformes termotolerantes foi reduzido de $2,4 \times 10^2 \text{ NMP mL}^{-1}$ (afluente) para $7,5 \times 10^1 \text{ NMP mL}^{-1}$ (efluente), o que equivale a uma eficiência de remoção de 69%. O resultado demonstra que a lagoa contribuiu para a remoção de patógenos, de modo complementar ao tratamento prévio da água residual em reator de biogrânulos. Embora não avaliada no presente estudo, a adesão dos coliformes às raízes das plantas tem sido apontada

como principal mecanismo de remoção desses contaminantes (Mayo & Kalibbala, 2007; El-Shafai et al., 2007).

Dependendo do uso preconizado para a água final, um tratamento adicional pode ser necessário. Destacam-se como alternativas promissoras a percolação da água em filtros de areia, a cloração e a aplicação de cal à água.

6.3.3.5 Sólidos Sedimentáveis

A concentração de sólidos sedimentáveis nas 11 amostras de afluente foi variável entre 0,1 e 3,5 mL L⁻¹. Após tratamento em lagoa, ao contrário, nenhuma das amostras de efluente apresentou quantidade visível e/ou mensurável de sedimentos. O resultado demonstra a eficácia do pós-tratamento e também comprova que o efluente líquido do reator aeróbico de biogrânulos pode ser direcionado imediatamente à lagoa, dispensando o uso de decantadores auxiliares antes do pós-tratamento.

6.4 Síntese dos resultados

Este estudo avaliou a eficiência e a dinâmica do sistema lagoa de aguapé na purificação complementar de águas residuais da suinocultura, pré-tratadas em reator aeróbico de biogrânulos. Dentre os resultados alcançados destacam-se:

- a) as plantas de aguapé foram capazes de se desenvolver adequadamente em lagoa alimentada com efluentes do reator aeróbico de biogrânulos. Não houve sinais de toxidez ou deficiência nutricional;
- b) nenhuma intervenção é necessária para o ajuste de pH e de alcalinidade da lagoa durante o tratamento;
- c) a lagoa apresentou capacidade de remoção de carga de poluentes superior ao comumente relatado na literatura;
- d) a remoção de carga orgânica foi elevada (31,16 g m⁻³ dia⁻¹ de DQO) e a sedimentação contribuiu expressivamente na remoção de compostos orgânicos;
- e) a remoção de nitrogênio foi elevada e ocorreu predominantemente por absorção pelas plantas. O equivalente a 46% do N que entrou na lagoa não foi recuperado no balanço de massas e pode estar associado ao fenômeno de acumulação vacuolar de nitrato nas plantas;

- f) a capacidade de remoção de fósforo foi elevada ($0,40 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), mas insuficiente para garantir a disposição final segura dos efluentes em cursos d'água; e,
- g) o sistema lagoa de aguapé apresenta elevada eficiência de purificação dos efluentes de reator aeróbico de biogrânulos, utilizado no tratamento de dejetos de suínos. Dependendo do uso preconizado para a água, a lagoa pode ser operada sob alta carga de poluentes e TRH reduzido (10,6 d). O uso combinado dessas biotecnologias é promissor para o tratamento de águas residuais da suinocultura.

7 - BIOTECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA SUINOCULTURA: DA REMOÇÃO DE POLUENTES À REINTEGRAÇÃO DE RECURSOS

7.1 Introdução

A criação intensiva de suínos é reconhecida como uma atividade de alto potencial poluidor. Isso se deve à presença de diversos contaminantes nos dejetos da criação e à dificuldade de dar destinação adequada a esses resíduos.

Na maioria das unidades criatórias de suínos, os dejetos líquidos, ou águas residuais, são armazenados anaerobicamente em esterqueiras e lagoas ou são tratados em biodigestores. Em ambos os casos, as águas residuais do processo anaeróbico apresentam carga orgânica consideravelmente menor que os resíduos *in natura*. Todavia, outros problemas persistem, como a presença de patógenos, de odor fortemente desagradável, de compostos orgânicos dissolvidos, de amônia e de nutrientes essencialmente em formas inorgânicas solúveis (Cheng et al., 2004). Além da presença de contaminantes, a quantidade de nutrientes contida nas águas residuais é, na maioria das vezes, insuficiente para viabilizar economicamente o transporte e a distribuição adequada em solos agrícolas (Seganfredo, 2006). Dessa limitação, decorre uma aplicação demasiada em áreas próximas aos locais em que são gerados os resíduos, em detrimento de áreas de solos mais distantes e carentes de fertilização. Também é freqüente o despejo desses efluentes diretamente em corpos d'água de superfície, o que acaba por comprometer a disponibilidade efetiva de recursos hídricos para toda a sociedade. Nessas circunstâncias, o manejo dos resíduos e a própria suinocultura são ambientalmente insustentáveis. Portanto, é imprescindível que novas tecnologias viabilizem um manejo mais racional para os resíduos da criação e possibilitem a continuidade e crescimento da atividade suinícola.

A problemática tem motivado entidades dos principais países produtores de suínos a investigar processos alternativos para o tratamento das águas residuais, em substituição ao manejo convencional, gerador de diversos poluentes (Cheng et al., 2004; Zhang et al., 2006; Vanotti et al., 2007).

Em geral, são reconhecidos como mais promissores os sistemas aeróbicos de lodos ativados e seus variantes (Chen et al., 2004; Zhang et al., 2006). Nesses tratamentos é

preconizada a máxima eliminação da carga orgânica, com mineralização completa até CO₂. As formas de nitrogênio são eliminadas predominantemente via processos microbianos sequenciais de mineralização, nitrificação e desnitrificação até gás (N₂ e N₂O). Ou seja, o enfoque do tratamento é a *remoção* de odor, de compostos orgânicos e de nutrientes. Nenhum desses processos convencionais de tratamento visa à *recuperação* dos nutrientes e da matéria orgânica e pouca atenção tem sido dada à prevenção dos problemas ambientais causados pelo despejo de águas contaminadas com fósforo e microrganismos nocivos.

Esses reatores aeróbicos são operados sob carga orgânica média, em torno de 210 a 2.133 g m⁻³ dia⁻¹ de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e o tempo de retenção hidráulico (TRH) varia entre 3,3 a 10 dias (Chen et al., 2004, Zhang et al., 2006). Além disso, como o tratamento visa uma elevada taxa de mineralização e mínima geração de lodo, a aeração dos reatores comumente é estendida ou aumentada. Naturalmente, nessas condições operacionais, a demanda energética do sistema de aeração e o custo operacional do tratamento tornam-se bastante elevados. Nas condições de alguns países desenvolvidos, esse tipo de manejo é até compreensível, tendo em vista o custo reduzido da energia e a indisponibilidade de solos para destinação de resíduos contendo nutrientes. Todavia, esse modelo de tratamento é inadequado para as condições brasileiras, onde o custo energético é elevado e há ampla disponibilidade de solos que demandam fertilização.

Dessa forma, o principal desafio que se impõe à suinocultura brasileira é encontrar um sistema viável para o tratamento de suas águas residuais, de modo que: a) purifique satisfatoriamente a água, a ponto de permitir sua reutilização em atividades produtivas ou o despejo final em corpos d'água sem que deprecie sua qualidade natural; e, b) viabilize técnica e economicamente a reintegração segura e continuada da energia e dos nutrientes em solos carentes de fertilização.

É nesse contexto que a presente tese de doutoramento apresenta um sistema inovador para o tratamento de águas residuais da suinocultura. De acordo com a biotecnologia proposta, o primeiro módulo do sistema realiza uma rápida decantação de sólidos, que é seguida, no módulo 2, pelo tratamento da fração líquida em reator aeróbico de biogrânulos, e, no módulo 3, é realizado o tratamento complementar da fração líquida em lagoa contendo plantas de aguapé. Por meio desse sistema, é possível *remover* poluentes da água e simultaneamente *recuperar* sólidos, carbono e nutrientes em um lodo orgânico concentrado, que pode ser reintegrado à agricultura.

Assim, a partir da discussão prévia apresentada nos capítulos anteriores, pretende-se fazer uma análise integrada dos três módulos que compõem o sistema proposto para o

tratamento de águas residuais da suinocultura. Os objetivos desse estudo foram: a) avaliar a contribuição de cada módulo do sistema de tratamento na *remoção* de poluentes da água residual e na *recuperação* de sólidos, carbono e nutrientes na forma de lodo e plantas de aguapé; b) avaliar a capacidade do sistema de tratamento em promover a melhoria da qualidade da água e assegurar o cumprimento da legislação ambiental; e, c) avaliar as características dos lodos gerados a partir do tratamento de diferentes amostras de água residual da suinocultura.

7.2 Metodologia

7.2.1 Águas residuais da suinocultura

As amostras de águas residuais da suinocultura foram obtidas a partir de uma baía com um animal em fase de terminação, no Setor de Suinocultura do Colégio Politécnico da Universidade Federal de Santa Maria. A baía foi adaptada para a coleta integral de todos os resíduos sólidos e líquidos gerados. Antes de cada coleta, a baía, as canaletas e os recipientes foram lavados com água. Com o propósito de obter resíduos *in natura* para o tratamento, a coleta das águas residuais foi realizada em até 48 h, seguida de transporte ao laboratório para processamento imediato. O processamento consistiu na homogeneização e remoção de materiais grosseiros, mediante peneiramento em malha 4,75 mm.

Para a execução do estudo, foram coletadas três amostras de águas residuais. O volume total coletado em cada amostra, bem como a composição e as características das amostras processadas são apresentados na Tabela 7.1.

As variações expressivas de composição das amostras são devidas a diferentes proporções estabelecidas naturalmente entre fezes:resíduos líquidos no curto período de cada coleta, ao desperdício de água e de ração pelo animal e a variações na quantidade de água utilizada na limpeza da baía.

Tabela 7.1 - Volume total, composição e características das águas residuais *in natura* utilizadas para avaliação do sistema de tratamento

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Média ponderada*
Volume total (L)	9,78	19,94	17,69	-
----- mg L ⁻¹ -----				
Sólidos Totais (ST)	8.523,8	17.476,1	8.187,0	12.164,5
Sólidos Suspensos Totais (SST)	6.644,7	12.068,8	6.868,1	9.010,0
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	7.762,0	19.051,4	8.211,3	12.679,2
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	215,5	607,8	505,6	488,8
N-NO _x ⁻ (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	0,0	0,0	0,0	0,0
Fósforo total (P total)	142,3	317,2	252,2	256,9
Potássio (K)	78,7	370,2	220,7	254,3
DQO:N:P	100:2,8:1,8	100:3,2:1,7	100:6,2:3,1	100:3,9:2,0
DQO/N	36,0	31,3	16,2	25,9
N orgânico (% do N total)	80,9	35,2	86,1	59,5
N inorgânico (% N do total)	19,1	64,8	13,9	40,5
pH	8,09	8,15	8,44	-

* calculada com base nos volume e concentração relativa de cada amostra.

7.2.2 Fluxograma do sistema de tratamento

Uma representação esquemática do sistema integrado de tratamento de águas residuais da suinocultura é apresentada na Figura 7.1.

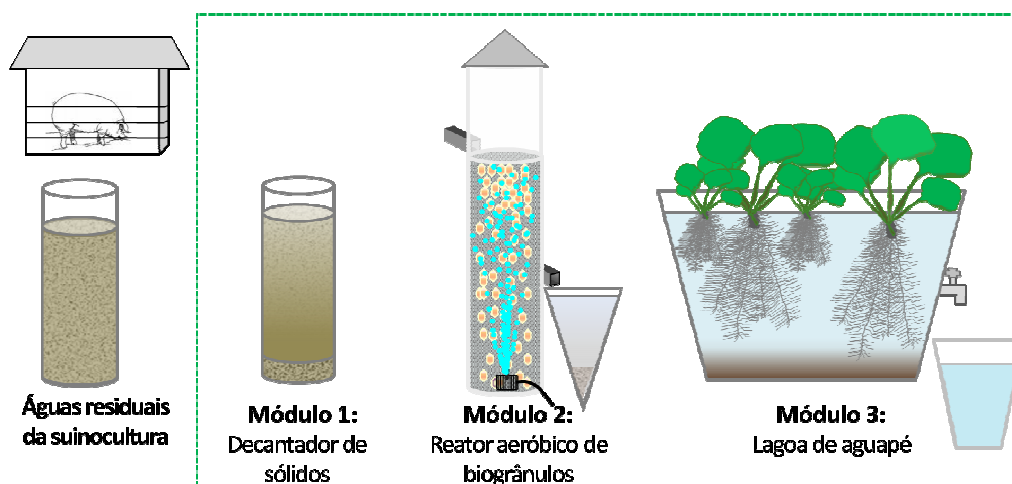


Figura 7.1 – Representação esquemática do sistema integrado de tratamento de águas residuais da suinocultura

7.2.2.1 Módulo 1 – Tratamento em decantador

Imediatamente após a coleta e processamento inicial, as amostras de água residual foram decantadas em uma coluna de PVC de 50 cm de altura útil, durante 5 minutos, o que corresponde a uma velocidade mínima de sedimentação de 6 m h^{-1} . A fração líquida sobrenadante foi lentamente vertida para outro recipiente e passou a compor a água residual que foi tratada no módulo 2 do sistema. A fração de partículas sedimentadas foi designada de lodo do decantador. O processo foi realizado sem ajustes de pH ou adição de produtos químicos.

7.2.2.2 Módulo 2 - Tratamento em reator aeróbico de biogrânulos

A fração líquida sobrenadante, gerada no decantador, passou a compor a água residual utilizada no tratamento em reator aeróbico de biogrânulos. Os procedimentos de acondicionamento das alíquotas antes do tratamento, a configuração e o manejo do reator e outros aspectos do tratamento da água nesse módulo foram apresentados no capítulo 5 desta tese de doutoramento.

7.2.2.3 Módulo 3 - Tratamento em lagoa de aguapé

O efluente líquido obtido no tratamento de águas residuais em reator aeróbico de biogrânulos, descrito no capítulo anterior, foi utilizado como afluente para alimentação da lagoa. Os procedimentos de acondicionamento das alíquotas antes do tratamento, o funcionamento e manejo da lagoa e outros aspectos do tratamento da água nesse módulo foram apresentados no capítulo 6 desta tese de doutoramento.

7.2.3 Procedimentos analíticos

As amostras de lodo, oriundas do decantador, do reator e da lagoa, foram desidratadas em estufa a 105°C para obtenção do teor de Sólidos Totais (ST) e posterior execução de demais análises químicas. Todas as análises das amostras de afluente e efluente, de cada módulo do sistema de tratamento, foram realizadas sob métodos e procedimentos

semelhantes. Os procedimentos analíticos das amostras foram apresentados nos capítulos 5 e 6 desta tese.

7.2.4 Balanço de massas e análise integrada do sistema

O presente estudo compreende um período de 23 dias, em que foram monitorados intensivamente os três módulos que compõem o sistema proposto para o tratamento de águas residuais da suinocultura. Foi realizado um balanço de massas para água, sólidos e para os elementos C (DQO), N, P e K, a fim de avaliar a *remoção* dos poluentes da água e a *recuperação* de recursos como sólidos, C, nutrientes e água.

Para a execução do balanço, foram determinados o volume total de cada afluente, o volume de cada efluente líquido (sobrenadante) e dos lodos, bem como a concentração de sólidos e dos elementos em cada fração. Todas as amostras de afluente e efluente de cada módulo foram analisadas para os parâmetros mencionados.

A *remoção* de cada um dos poluentes foi calculada por meio da diferença entre a massa contida no afluente e a massa contida na fração efluente líquido. A *recuperação* do C, de sólidos e de cada nutriente foi calculada por meio da massa contida na fração lodo gerado no tratamento em relação àquela contida no afluente líquido tratado em cada módulo. A diferença entre o total de entradas e de saídas foi considerada como resultante da somatória das perdas atmosféricas (formas gasosas) e dos eventuais erros analíticos. Para a integração de resultados das três águas residuais *in natura*, foi calculada a média ponderada com base no volume e contribuição relativa de cada amostra. Para cada amostra de água residual, submetida ao tratamento seqüencial nos três módulos do sistema, calculou-se o percentual de recuperação de água tratada. O cálculo foi realizado por meio da diferença entre o volume total de lodo (decantador + reator + lagoa) e o volume de água residual *in natura* submetida ao tratamento. Para o balanço de compostos orgânicos, a *remoção* foi expressa em termos de DQO, enquanto que a *recuperação* foi expressa na forma de C. A relação entre ambos pode ser calculada por meio da fórmula $C = DQO/2,6667$, uma vez que os parâmetros têm em comum o mesmo método analítico, quando determinados por oxidação com dicromato de potássio (APHA, 1998).

7.2.5 Avaliação do tratamento e da qualidade da água tratada em relação à legislação ambiental

O atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental para a qualidade da água tratada e/ou eficiência do tratamento foi realizado com base na Resolução nº 128/2006 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) do estado do Rio Grande do Sul. Como referência, foram adotados os padrões mais restritivos para uma criação de suínos em fase de terminação, com manejo dos dejetos na forma líquida, para uma faixa de vazão de águas residuais de 20 a 100 m⁻³ dia⁻¹. Isso corresponde aproximadamente ao volume diário gerado por 2.000 a 10.000 animais adultos e é classificado pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS (FEPAM) como um empreendimento de porte *excepcional* e potencial poluidor *alto*.

Conforme estabelece a norma, a eficiência de remoção foi calculada por meio da diferença de concentração inicial de cada parâmetro na água residual (afluente) em relação à sua concentração final na água tratada (efluente).

7.3 Resultados e Discussão

7.3.1 Dinâmica de remoção de poluentes do sistema integrado de tratamento

7.3.1.1 Sólidos e DQO

As Tabelas 7.2, 7.3 e 7.4 apresentam a composição média das amostras de água *in natura* e após o seu tratamento, bem como a contribuição de cada módulo do sistema de tratamento para a eficiência de *remoção* e de *recuperação* de sólidos, carga orgânica e de nutrientes.

Tabela 7.2 – Composição média de amostras de água residual *in natura* e após tratamento seqüencial em decantador, reator aeróbico e lagoa de aguapé

Parâmetro	SS ₆₀	ST	DQO	NTK	N amon.	N org.	N-NO _x ⁻	N total	P	K
	mL L ⁻¹	-----				mg L ⁻¹ -----				
<i>In natura</i>	-	12.164	12.679	488,8	-	-	0,0	488,8	256,9	254,3
Decantador	52,8	6.267	6.165	365,6	198,2	167,4	0,0	365,6	163,2	249,2
Reator	1,6	-	411	19,2	5,1	14,1	62,5	81,7	39,7	134,1
Lagoa	0,0	-	85	5,0	0,2	4,8	13,2	18,2	19,5	67,4

Para carga orgânica, a concentração média de 12.679 mg L⁻¹ de DQO das três amostras de água residual foi reduzida a 85 mg L⁻¹, após o tratamento por meio do sistema (Tabela 7.2). Em termos quantitativos (balanço de massas), isso equivale a uma remoção total de 98,8%, distribuída entre os módulos decantador (53,7%), reator aeróbico de biogrânulos (41,7%) e lagoa de aguapé (3,4%). A maior parte dos compostos orgânicos da água residual (81,9%) foi conservada na forma de lodo.

No primeiro módulo do sistema de tratamento, decantador, ocorre a simples separação de fases, em que os sólidos particulados maiores e mais densos sedimentam e são recuperados na forma de lodo. Nas condições deste estudo, a sedimentação de partículas foi obtida sem a adição de polímeros flocculantes e com tempo de decantação de apenas 5 minutos em coluna de 0,5 m. Apesar disso, esse foi o módulo de maior contribuição relativa na remoção de sólidos totais (50,9%) e DQO (53,7%) (Tabela 7.3), o que é coerente com a elevada proporção de SST em relação ao teor total de sólidos das amostras de água residual (69 a 84%). O resultado demonstra que é possível a remoção expressiva de poluentes por meio de um processo simples, rápido e de baixo custo operacional.

Tabela 7.3 - Contribuição relativa de cada módulo do sistema de tratamento de águas residuais da suinocultura em termos de eficiência de remoção de sólidos, carga orgânica e nutrientes*

Módulo	ST	DQO	NTK	N amon.	N org.	N total	P	K
----- % -----								
Decantador	50,9	53,7	28,7	4,7	45,2	28,7	39,4	6,6
Reator aeróbico de biogrânulos	-	41,7	65,7	91,7	48,0	47,6	38,6	18,5
Lagoa de aguapé	-	3,4	3,8	3,4	4,0	16,3	8,2	31,2
Eficiência total	-	98,8	98,2	99,8	97,2	92,6	86,2	56,3

*Contribuição relativa calculada com base no balanço de massas de cada parâmetro.

O reator aeróbico de biogrânulos, por sua vez, contribuiu tanto para a remoção de compostos orgânicos dissolvidos como de formas particuladas menores e de mais difícil sedimentação. Nos capítulos 4 e 5 da presente tese, demonstrou-se que a maior parte da carga orgânica afluenta do reator (56,4%) é removida da fase líquida e conservada no lodo, mediante imobilização e decantação induzida de compostos orgânicos particulados. Entre os mecanismos responsáveis pela remoção de compostos orgânicos, a mineralização líquida foi estimada em 33,7%, o que corresponde a apenas 14% da carga orgânica presente nas amostras de água residual *in natura*. A partir desses valores, torna-se evidente que, embora sejam

fundamentais à remoção efetiva da carga orgânica da água, os processos oxidativos do reator apresentam contribuição total relativamente reduzida. Sob o conceito de tratamento apresentado na presente tese, esse é um ponto crítico e estratégico, pois somente são removidos por mineralização os compostos orgânicos que não podem ser removidos por meio de outros processos, de menor custo. Assim, torna-se tecnicamente viável operar o reator com carga orgânica total extremamente elevada e reduzido suprimento de oxigênio. Reduz-se, dessa maneira, o principal componente de custo operacional do tratamento aeróbico.

Como a remoção da carga orgânica nos módulos 1 e 2 foi elevada, a contribuição total da lagoa de aguapé foi de apenas 3,4% (Tabela 7.3). Todavia, como processo complementar de tratamento, a lagoa possibilitou a remoção de 79% da carga orgânica oriunda do reator e gerou uma água final com apenas 85 mg L⁻¹ de DQO (Tabela 7.2). Além disso, esse módulo é fundamental ao sistema de tratamento porque permite normalizar eventuais oscilações na concentração de DQO residual deixada pelo reator.

Tabela 7.4 - Contribuição relativa de cada módulo do sistema de tratamento de águas residuais da suinocultura em termos de eficiência de recuperação de sólidos, carbono e nutrientes*

Módulo	ST	C	N	P	K
	----- % -----				
Decantador – lodo	50,9	53,7	28,7	39,4	6,6
Reator aeróbico de biogrânulos – lodo	29,0	26,1	40,7	40,3	17,8
Lagoa de aguapé – lodo	2,0	1,2	1,4	0,5	0,4
Lagoa de aguapé - biomassa de plantas	(16,8)**	(15,1)	8,0	7,7	30,8
	81,9	81,0	78,8	87,9	55,6
Eficiência total de recuperação	(+16,8)	(+15,1)			

*Contribuição relativa calculada com base no balanço de massas de cada parâmetro. **Parênteses designam os percentuais equivalentes de produção de biomassa de plantas em relação à quantidade de ST e C contida na água residual *in natura*.

7.3.1.2 Nitrogênio

O decantador contribuiu com 45,2% da remoção total de N orgânico da água, mas foi pouco atuante na remoção de N amoniacal (4,7%) (Tabela 7.3). Essa remoção de compostos orgânicos contendo nitrogênio assume importância expressiva no sistema tratamento, uma vez que conserva o elemento no lodo e reduz consideravelmente o tempo necessário para o tratamento da água no reator.

O reator, por sua vez, foi o módulo do sistema de tratamento que mais contribuiu para a *remoção* de todas as formas de nitrogênio. Do total contido na água residual *in natura*, o reator removeu 65,7% do NTK, 48,0% do N orgânico, 91,7% do N amoniacal e 47,6% do N total (Tabela 7.3). A imobilização e a decantação induzida de partículas foram os principais processos responsáveis pela remoção das formas orgânicas de N, já que, em termos equivalentes, todo o N orgânico contido no afluente foi recuperado na forma de lodo. Já o N inorgânico (amoniacal) foi predominantemente imobilizado na biomassa microbiana, posteriormente separada na forma de lodo, ou convertido a NO_x^- , por meio de nitrificação. É importante destacar que, embora a nitrificação apenas transforme o N amoniacal em nitrato ou nitrito, é altamente desejável que o processo ocorra no reator, pois previne o risco de emissões gasosas de amônia, reduz o potencial poluente associado a essa forma de nitrogênio e previne que a nitrificação ocorra posteriormente na lagoa, onde poderia reduzir demasiadamente o pH e levar ao esgotamento do oxigênio da água.

O tratamento complementar da água na lagoa de aguapé contribuiu com um percentual reduzido de remoção de N orgânico (4,0%) e N amoniacal (3,4%), já que a maior parte havia sido removida nos dois módulos anteriores. Porém, o tratamento apresentou contribuição expressiva na remoção de N total (16,3%), cuja forma predominante era de NO_x^- . As plantas recuperaram 8% de todo o nitrogênio do sistema de tratamento (Tabela 7.4). O equivalente a 12% do N inicialmente contido na água *in natura* (46% do nitrogênio total afluente da lagoa) não foi recuperado no balanço de massas. Conforme discutido no capítulo anterior, esse déficit pode estar relacionado à desnitrificação de NO_x^- ou à acumulação vacuolar de nitrato nas plantas.

7.3.1.3 Fósforo

A remoção de fósforo da água residual ocorreu predominantemente nos dois primeiros módulos de tratamento (78%)⁷ e foi menos expressiva na lagoa (8,2%), totalizando 86,2% de remoção, em termos quantitativos. Os resultados demonstram a contribuição elevada do processo de decantação de sólidos para a *remoção e recuperação* de P. Mesmo sendo um processo simples, rápido e de baixo custo operacional, é capaz de remover 39,4% do P

⁷ Para fósforo e potássio, que não apresentam formas voláteis, a *remoção* da fase líquida deveria corresponder exatamente aos valores de *recuperação* no lodo e nas plantas. Todavia, a pequena diferença de percentuais observada nas Tabelas 7.3 e 7.4 deve-se à contribuição da biomassa do reator, não considerada no balanço de massas do sistema, e também à inexatidão e imprecisão das análises dos respectivos elementos. A diferença observada, porém, é inexpressiva.

contido na água residual da suinocultura. Um percentual semelhante de P foi adicionalmente extraído da água oriunda do decantador, durante seu tratamento no reator aeróbico de biogrânulos.

Embora a lagoa tenha contribuído quantitativamente com apenas 8,2% do total de P removido da água (Tabela 7.2), é importante destacar que a remoção média foi de $0,40 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, o que é considerado altamente eficiente para esse tipo de sistema de tratamento. Na verdade, é preciso considerar que a lagoa foi manejada sob reduzido TRH e elevada concentração de P no afluente, o que se traduziu em uma carga específica de fósforo por unidade de área demasiadamente elevada ($0,99 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$). Essa carga é muito superior à capacidade real de remoção de qualquer sistema de lagoa envolvendo plantas aquáticas (Reddy et al., 1985; de Busk et al., 1995; Vymazal, 2007). Portanto, embora o P tenha sido removido sob alta taxa para os padrões desse sistema, sua concentração final na água é ainda demasiadamente elevada ($19,5 \text{ mg L}^{-1}$). É preciso definir o fim a que se destina a água tratada na lagoa para avaliar se é realmente necessária a redução da concentração residual desse elemento. Caso a água seja utilizada para irrigação ou para limpeza de instalações, torna-se desnecessária a redução dos teores residuais de P. Se, por outro lado, o efluente da lagoa for destinado em cursos d'água, o residual de fósforo poderá ainda causar poluição. Nesse último caso, as alternativas mais adequadas para redução complementar de P seriam o aumento do TRH da lagoa, a adição de polímeros ou cal para precipitação do P na forma de hidróxidos ou ainda a melhoria da eficiência do tratamento prévio no reator aeróbico de biogrânulos. Essa última alternativa consiste em um processo de hiper-acumulação de P na biomassa de alguns grupos bacterianos, que ocorre sob determinadas condições de manejo do reator (de Kreuk et al., 2005a). O processo não foi investigado no presente estudo, mas representa ser a alternativa mais promissora e de menor custo operacional para reduzir a concentração residual de P no efluente do reator e, conseqüentemente, reduzir também a carga de P aplicada à lagoa de aguapé.

7.3.1.4 Potássio

O elemento potássio não é considerado um poluente. Por esse motivo, é raramente avaliado nos trabalhos de tratamento de águas residuais, mesmo com lagoas de aguapé. Nas condições do presente estudo, 6,6% foi removido e recuperado no lodo do decantador, 17,8% no lodo oriundo do reator e 0,4% permaneceu retido no lodo da lagoa. A remoção mais expressiva do elemento (30,8%) ocorreu pela assimilação das plantas de aguapé, com

contribuição superior à somatória dos demais processos. Na realidade, embora o potássio não faça parte de biomoléculas orgânicas, o aguapé é reconhecido como capaz de acumular elevada concentração desse nutriente na biomassa das plantas, da ordem de 10 a 83 g kg⁻¹ MS (Reddy et al., 1983; Reddy et al., 1991; Zhou et al., 2007). Essa particularidade, aliada à elevada produtividade das plantas (até 234 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de MS) (Reddy et al., 1983; Reddy et al., 1985), demonstra que a espécie apresenta elevado potencial de extração do nutriente da água e de imobilização em sua biomassa. As plantas colhidas da lagoa podem ser posteriormente utilizadas como adubo verde em solos agrícolas, viabilizando a reintegração do elemento ao sistema produtivo.

7.3.2 Características dos lodos

No presente capítulo e nos capítulos anteriores, foi demonstrado que os três módulos que compõem o sistema de tratamento podem ser operados com elevada eficiência na remoção de poluentes. Apurou-se ainda que a operação foi estável e independente da composição da água residual tratada, do valor de carga aplicada em cada módulo e das oscilações bruscas de carga. Cabe agora avaliar os produtos (lodos) gerados em cada módulo do sistema, em termos de volume e composição química.

Nesse sentido, são apresentados na Tabela 7.5 a variabilidade de composição das amostras de água residual da suinocultura submetidas ao tratamento, bem como, as características de composição química e de volume do lodo gerado em cada módulo. Esses aspectos são importantes para a destinação final adequada dos resíduos do tratamento.

Em termos gerais, observa-se que o lodo extraído do decantador apresenta elevada concentração de sólidos, equivalente a 134,4 g L⁻¹ na média das amostras. Em função disso, as concentrações de carbono, N e P são também elevadas e superiores aos outros dois lodos. No segundo módulo de tratamento, o lodo foi separado da fração líquida com 15 min de sedimentação, seguido de uma fase de adensamento, totalizando 480 min. Com esse procedimento, o lodo pastoso gerado no reator apresentou 40,3 g L⁻¹ de matéria seca, 2,28 g L⁻¹ de N, 2,89 g L⁻¹ de fósforo, expresso na forma de P₂O₅, e 0,61 g L⁻¹ de potássio, na forma de K₂O. Por sua vez, o lodo acumulado na lagoa e adensado por 60 min apresentou teor menor de matéria seca (20,3 g L⁻¹) e de nutrientes.

Operando o sistema sob condições muito variáveis de carga e de composição química, para cada 1.000 L de água residual tratada, foram gerados 32 a 62 L de lodo no decantador, 52 a 119 L no reator e 4 L (média) de lodo no tratamento em lagoa. Os resultados de

concentração de sólidos, C e nutrientes são expressos por unidade de volume de lodo na forma pastosa.

Tabela 7.5 - Variabilidade de composição das amostras de água residual da suinocultura submetidas ao tratamento e características dos lodos gerados

Parâmetro	Água residual <i>in natura</i>	Lodo do decantador	Lodo do reator	Lodo da lagoa	Mistura dos lodos	Fator de concen- tração
Volume (L)	1.000	32 - 62	52 - 119	4	87 - 185	5,4 - 11,5
Tempo de decantação (min)	-	5	480	60	-	-
ST (g L ⁻¹)	8,2 - 17,5	134,4 (6,7)*	40,3 (7,3)	20,3	68,6 (5,1)	3,9 - 8,4
C (g L ⁻¹)	2,91 - 7,14	55,7 (9,1)	14,0 (10,4)	4,8	26,6 (7,3)	3,7 - 9,1
N (g L ⁻¹)	0,22 - 0,61	3,24 (29,3)	2,28 (7,4)	0,57	2,41 (13,6)	4,0 - 11,0
P ₂ O ₅ (g L ⁻¹)	0,33 - 0,73	4,99 (6,9)	2,89 (7,5)	0,24	3,26 (1,6)	4,5 - 9,9
K ₂ O (g L ⁻¹)	0,10 - 0,45	0,40 (19,0)	0,61 (13,5)	0,1	0,49 (20,5)	1,1 - 4,9
N mineral (% do NTK)	14 - 65	8,3	0,5	0,1	3,6	-
N orgânico (% do NTK)	35 - 86	91,7	99,5	99,1	96,4	-
C/N	6,1 - 13,5	17,2 (23,6)	6,2 (3,9)	8,4	11,0 (6,2)	-

*Valores entre parênteses correspondem ao coeficiente de variação (%) das amostras de lodo.

Tendo em vista o propósito de dar a mesma destinação a todos os três lodos gerados pelo sistema, a composição química da mistura dos lodos foi calculada a partir da composição química individual de cada amostra e de seu respectivo volume. Dessa avaliação, se verifica que, para cada 1.000 L de água residual tratada no sistema, foram gerados entre 87 e 185 L de lodo (total). Embora não apresentado na Tabela 7.4, a geração de lodo foi proporcional à concentração de sólidos e de DQO das amostras de água residual, com maiores volumes de lodo gerados a partir das amostras de água residual mais concentradas em carga orgânica.

Embora a geração de lodo tenha sido proporcional à carga de poluentes contida na água que foi submetida ao tratamento, o mesmo efeito não foi observado na composição química do lodo gerado. É demonstrado na Tabela 7.4 que mesmo tratando amostras de água com ampla variabilidade de composição, os lodos pastosos apresentam composição pouco variável, conforme se depreende da análise do seu reduzido coeficiente de variação. Assim, analisando a mistura dos lodos, verifica-se que a variação do seu conteúdo foi de 5,1% para ST, 7,3% para C, 13,6% para N, 1,6% para P, 20,5% para K e 6,2% em termos de relação C/N.

Esse aspecto de uniformidade de composição química é de singular importância para a destinação do lodo em solos agrícolas. Ou seja, independentemente do grau de diluição da água residual gerada pela criação de suínos, de sua composição química específica ou da carga aplicada ao sistema de tratamento, essencialmente o mesmo lodo será gerado como produto do tratamento. Assim, de posse do valor de matéria seca do lodo pastoso, é possível prever com razoável confiabilidade o valor fertilizante do lodo, em termos de quantidade de nutrientes e de matéria orgânica.

Outro aspecto importante é que o tratamento das águas residuais possibilita um expressivo aumento de concentração de nutrientes, carbono e de matéria seca no lodo. Para todas as amostras de água residual, diluídas ou concentradas em poluentes, houve um fator de concentração variável entre 3,7 e 11 vezes para ST, C, N e P e de 1,1 a 4,9 vezes para potássio. Também houve uma redução variável entre 5,4 e 11,5 vezes no volume de resíduos que necessitam de destinação final em solos. Dessa forma, reduz-se expressivamente o custo total do transporte dos resíduos às lavouras, bem como o custo de transporte para cada unidade de nutrientes.

É fundamental considerar ainda a composição distinta do lodo do tratamento das águas residuais. Ao contrário do que ocorre em dejetos de suínos tratados anaerobicamente, os nutrientes do lodo aeróbico estão contidos essencialmente em compostos orgânicos particulados, menos propensos a perdas por volatilização, lixiviação e escoamento superficial. Nesse aspecto, assume particular importância o elemento nitrogênio, que comumente apresenta perdas elevadas por volatilização de amônia logo após a destinação dos dejetos em solos (Port et al., 2003). No lodo originário do biorreator, o N encontra-se essencialmente na forma orgânica (96,4%) e depende de mineralização prévia para que esteja propenso a perdas por volatilização. Portanto, é previsível que o manejo do lodo gere menos problemas ambientais e permita maior recuperação total dos nutrientes. Em estudos futuros, é preciso investigar como ocorre a decomposição do lodo e a dinâmica da liberação dos nutrientes ao solo.

O tratamento do lodo com cal parece ser uma alternativa promissora, por permitir uma desidratação adicional e a eliminação de patógenos. A desidratação do lodo em leitos de secagem e/ou sua compostagem são boas alternativas de manejo, que possibilitam a redução adicional do volume e a valorização do resíduo. Esses processos precisam ser investigados em estudos futuros.

7.3.3 Recuperação da qualidade da água

O tratamento de águas residuais visa, sobretudo, a remoção dos poluentes e o atendimento aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação ambiental. Nas condições do presente estudo, as três amostras de água residual da suinocultura apresentaram composição bastante variável e foram particularmente apropriadas para a avaliação da qualidade do tratamento.

Na tabela 7.6 são apresentados os resultados da análise dos principais parâmetros de qualidade da água tratada, a eficiência total de remoção obtida no sistema de tratamento, expressa em termos de concentração, e os padrões de qualidade exigidos pela legislação ambiental. Como referência, foram utilizados os padrões estabelecidos pela Resolução n° 128/2006 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) do estado do Rio Grande do Sul, que utiliza parâmetros de mesmo valor ou mais restritivos que aqueles estabelecidos pela legislação federal que normatiza a qualidade de efluentes (CONAMA, Res. n° 357/2007).

Tabela 7.6 - Síntese da qualidade da água residual tratada, eficiência do sistema de tratamento e padrões de qualidade exigidos pela legislação local

Parâmetros	Resultado do tratamento		Legislação local	
	Água residual tratada	Eficiência de remoção*	Padrão de emissão**	Eficiência de remoção mín.*
	mg L ⁻¹	%	mg L ⁻¹	%
Sólidos Suspensos totais	139,8	98,4	155,0	-
DQO	85,5	99,3	360,0	-
NTK	5,0	99,0	20,0	75,0
N orgânico total	4,8	> 97,1	-	-
N amoniacal	0,2	> 99,9	20,0	-
N-NO _x ⁻ (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻)	13,2	-	-	-
N total	18,2	96,3	-	-
Fósforo	19,5	92,4	4,0	75,0
Potássio	67,4	73,5	-	-
SS _{60'} (mL L ⁻¹)	0,0	100%	≤ 1,0	-
Temperatura (°C)	32	-	< 40	-
pH	7,2	-	6,0 a 9,0	-
Coliformes totais (NMP mL ⁻¹)	1,5 x 10 ²	> 94,0%	-	-
Coliformes fecais (NMP mL ⁻¹)	7,5 x 10 ¹	> 97,0%	10 ³	95,0%
Espumas	Virtualmente ausentes		Virtualmente ausentes	
Materiais flutuantes	Virtualmente ausentes		Virtualmente ausentes	
Odor	Livre de odor desagradável		Livre de odor desagradável	

*Eficiência calculada com base na concentração inicial e final; **Baseado em CONSEMA n°128/2006, para faixa de vazão diária de 20 a 100 m³ dia⁻¹. O poluidor pode optar pelo atendimento aos valores de concentração ou operar em observância ao valor de eficiência de remoção mínima, se disponível.

Da análise comparativa mostrada na Tabela 7.6, depreende-se que o sistema apresentou elevado desempenho na remoção de poluentes e que a água tratada atendeu a todos os padrões de qualidade estabelecidos pela legislação ambiental. De acordo com essas normas, a água tratada apresenta condições satisfatórias para o despejo final em cursos d'água. Alternativamente, a água pode ser reutilizada em várias atividades produtivas, como aquicultura, limpeza de instalações e irrigação de solos.

Em termos quantitativos, o tratamento permitiu recuperar entre 81,5 e 91,3% da água, dependendo do volume de lodo gerado em cada etapa do tratamento.

7.3.4 Características inerentes às biotecnologias propostas para o tratamento das águas residuais

No Quadro 7.1 são apresentados aspectos característicos e relevantes da biotecnologia proposta para o tratamento das águas residuais da suinocultura, os quais complementam as discussões anteriormente realizadas. Nele são abordados aspectos da sustentabilidade do sistema, comparando-o com outros processos de manejo e de tratamento dos resíduos.

Característica	Importância
Em todos os módulos do sistema de tratamento da água residual, a remoção de carga orgânica, N e P ocorre sem a adição de polímeros floculantes (policloreto de alumínio, sulfato de alumínio, cloreto férrico, acrilamida), ao contrário do que é comumente realizado em outros sistemas de tratamento.	<ul style="list-style-type: none"> - economia expressiva de custos; - previne a incorporação de resíduos ao lodo (acrilamida, Fe, Al), o que limitaria suas possibilidades de aproveitamento e destinação final; - previne a incorporação de resíduos à água (sulfatos, cloro, alumínio, ferro, acrilamida), o que limitaria as possibilidades de reutilização e de disposição final segura.
Preconiza e possibilita a recuperação no lodo da maior parte dos compostos orgânicos, em detrimento de sua mineralização. Apenas 14% da DQO e 10,5% do N contidos na água residual <i>in natura</i> são oxidados no reator.	<ul style="list-style-type: none"> - permite a recuperação de 81% dos compostos orgânicos, 78,8% do N, 87,9% do P e 55,6% do K; - reduz drasticamente o principal custo do tratamento aeróbico, associado ao suprimento de oxigênio; - permite operar o reator sob elevada carga orgânica e de N; - reduz expressivamente o TRH, o tamanho do reator e dos seus equipamentos.

Quadro 7.1 - Aspectos característicos e relevantes da biotecnologia apresentada em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuais (continua)

Quadro 7.1 – Cont. ...

<p>No reator, o N amoniacal é reduzido a apenas 5 mg L⁻¹.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - transforma o N amoniacal em formas menos poluentes e de mais fácil remoção na lagoa; - previne problemas de redução expressiva do pH da lagoa, caso a nitrificação ocorresse nesse meio; - reduz a DBO associada à nitrificação do N amoniacal; - previne perdas de N por volatilização de amônia, comum em lagoas; - previne a ocorrência de toxidez por amônia nas plantas e organismos aquáticos da lagoa.
<p>A nitrificação é reduzida e ocorre simultaneamente à mineralização. Não há redução do valor de pH do reator e a alcalinidade necessária ao processo é fornecida pela mineralização de compostos orgânicos.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - dispensa o controle do pH; - dispensa o emprego de insumos (NaHCO₃ e NaOH) para o ajuste do pH e da alcalinidade. Isso implica: <ul style="list-style-type: none"> a) economia substancial de custos; b) não geração de resíduos de sódio no efluente do reator, o que previne problemas de toxidez às plantas no pós-tratamento em lagoa de aguapé; c) possibilidade de reutilização continuada e irrestrita da água tratada, minimizando riscos de acumulação progressiva dos resíduos.
<p>Não preconiza a remoção de NO_x⁻ por desnitrificação. O N amoniacal convertido a NO_x⁻ é posteriormente assimilado pelas plantas na lagoa.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - dispensa custos associados à adição de fontes de carbono; - previne riscos de geração de N₂O por desnitrificação incompleta.
<p>O tratamento em lagoa de aguapé elimina o nitrogênio amoniacal da água.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - torna possível o emprego de álcali para a eliminação de patógenos da água, sem riscos de emissão de gases de amônia; - previne riscos de intoxicação de organismos aquáticos por amônia; - elimina a DBO associada à nitrificação; - elimina riscos de formação de cloraminas e organoclorados, caso a água seja posteriormente clorada.
<p>Reduz o N amoniacal nos lodos a menos de 1% da quantidade inicialmente contida na água residual <i>in natura</i>.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - reduz o risco de perdas de N por volatilização de amônia durante o armazenamento, processamento, transporte e destinação final do lodo; - torna possível o tratamento do lodo com cal, para fins de desidratação e remoção de patógenos, sem risco de emissões significativas de gases de amônia;
<p>A separação de sólidos (lodo) nos módulos 1 e 2 pode ser realizada rapidamente, em estruturas simples, com TRH reduzido (5 e 15 min, respectivamente).</p>	<ul style="list-style-type: none"> - decantador de estrutura simples e de pequeno porte; - reduzidos custos fixos e operacionais.

Quadro 7.1 - Aspectos característicos e relevantes da biotecnologia apresentada em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuais (continua)

Quadro 7.1 – Cont. ...

<p>O tratamento remove da água residual <i>in natura</i> e concentra em um volume reduzido de lodo, aproximadamente, 80% dos sólidos, C, N e P. Há conservação da energia e dos nutrientes.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - aumenta a viabilidade técnica e econômica de utilização da energia de compostos orgânicos em processos úteis, como compostagem, crescimento de microfauna e microflora, condicionamento de solos e combustão; - o lodo apresenta boa possibilidade de desidratação, o que minimiza custos de transporte e aumenta as alternativas de uso do resíduo; - viabiliza a recuperação e a reintegração a sistemas produtivos de importantes recursos naturais não-renováveis (P e K) e de elevado custo (N); - reduz a necessidade de produção e transporte de adubos nitrogenados, fosfatados e potássicos; - reduz a demanda energética e de recursos naturais destinada à produção e ao transporte dos fertilizantes; - reduz a geração de resíduos da produção de adubos.
<p>O tratamento remove os principais poluentes da água residual.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - viabiliza a reintegração da água tratada ao sistema produtivo ou aos cursos d'água, com reduzido potencial de impacto ambiental.
<p>- O módulo 1 pode ser operado em batelada ou continuamente, com TRH reduzido</p>	<ul style="list-style-type: none"> - decantador extremamente compacto, com TRH de 5 minutos.
<p>O reator aeróbico de biogrânulos pode ser operado sob carga orgânica extremamente elevada.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - torna possível tratar águas residuais <i>in natura</i> sob TRH extremamente reduzido (igual ou inferior a 0,67 dia); - porte do reator é compacto, o que implica custos construtivos reduzidos; - a demanda por aeração é drasticamente reduzida em relação a tratamentos convencionais, reduzindo expressivamente os custos fixos e operacionais.
<p>O módulo 3 do sistema pode ser operado com TRH reduzido.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - a operação da lagoa de aguapé com TRH de 10 dias permite obtenção de efluente final capaz de atender aos parâmetros de qualidade estabelecidos pela legislação.
<p>A lagoa de aguapé produz biomassa de plantas</p>	<ul style="list-style-type: none"> - o pós-tratamento dos efluentes do reator em lagoa com plantas de aguapé possibilita crescimento abundante das plantas; - a colheita periódica de plantas é necessária para viabilizar a extração de nutrientes do meio; - a biomassa pode ser utilizada como adubo verde em solos, permitindo o aporte de energia e nutrientes ao meio; - alternativamente, a biomassa pode ser desidratada ao sol e utilizada em compostagem juntamente com os lodos ou pode ainda ser queimada para fornecimento de energia calorífica, após desidratação e briquetagem.
<p>O módulo decantador pode ser operado de modo contínuo e automatizado.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - demanda dimensionamento específico; - envolve operações simples de monitoramento de fluxos e de funcionamento de bombas; - as operações de descarga de lodo podem ser manuais.

Quadro 7.1 - Aspectos característicos e relevantes da biotecnologia apresentada em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuais (continua)

Quadro 7.1 – Cont. ...

O manejo operacional do reator é complexo e complicado. Envolve procedimentos específicos para formação e manutenção de biogrânulos, para a remoção de poluentes e para a recuperação de sólidos e nutrientes.	- exige acompanhamento periódico, tomada de decisões de manejo e redimensionamento de operações automatizadas, todas executadas por técnico de nível superior especializado; - exige a coleta de amostras, análise e interpretação.
O reator demanda automação.	- demanda o dimensionamento específico do sistema para o volume a ser tratado; - requer monitoramento e assistência técnica periódica; - demanda investimentos na construção do corpo do reator, em soprador de ar, bombas de recalque e controlador lógico programável; - exige qualificação técnica de nível médio ou superior para o dimensionamento e monitoramento.
A lagoa de aguapé pode ser operada em modo contínuo. Acompanhamento e operações são pouco frequentes.	- demanda o dimensionamento específico para o volume a ser tratado e para a qualidade final requerida; - demanda monitoramento e assistência técnica periódica; - envolve tomada de decisões para alteração de manejo, como colheita de plantas e remoção de lodo; - necessita mão-de-obra para a colheita, processamento e destinação final da biomassa de plantas; - exige a coleta de amostras, análise e interpretação; - construção simples.
O sistema demanda uma estrutura complementar para armazenamento do lodo.	- demanda a construção de estrutura simples de armazenagem do lodo até sua destinação final ou processamento.
O sistema de tratamento exige acompanhamento diário.	- demanda inspeção diária para acompanhamento de fluxos, funcionamento de bombas e dispositivos; - a operação não exige qualificação técnica;

Quadro 7.1 - Aspectos característicos e relevantes da biotecnologia apresentada em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuais**7.4 Síntese dos resultados**

O presente trabalho demonstrou a dinâmica e o desempenho do sistema integrado de tratamento de águas residuais da suinocultura. A partir dos resultados ficou demonstrado que:

- a) o decantador representa um processo simples, rápido e de baixo custo operacional para a remoção e recuperação expressiva de ST, DQO, N orgânico e fósforo;
- b) o reator aeróbico de biogrânulos contribui tanto para a remoção de compostos orgânicos dissolvidos como de formas particuladas menores e de mais difícil sedimentação. A remoção é devida principalmente aos processos de decantação induzida e imobilização líquida. Nas condições do estudo, a mineralização representou

- apenas 14% da carga orgânica total contida na água residual *in natura*, o que demonstra que a demanda por oxigênio para a oxidação da carga orgânica é reduzida;
- c) o reator é o módulo do sistema de tratamento que mais contribui para a remoção de todas as formas de nitrogênio. Na média das águas residuais tratadas, a contribuição foi de 65,7% para NTK, 48,8% para N orgânico, 91,7% para N amoniacal e 47,6% para N total. Os principais mecanismos responsáveis pela remoção das formas orgânicas de N são a imobilização e a decantação. Parte expressiva do N amoniacal pode ser imobilizada na biomassa e o restante é transformado a NO_x^- por nitrificação;
 - d) nas condições do estudo, o reator removeu da água e recuperou no lodo 40% do P e 18% do potássio;
 - e) a contribuição relativa da lagoa de aguapé foi reduzida na remoção de DQO, NTK, N amoniacal e de N orgânico, já que mais de 93% desses poluentes havia sido removido nos módulos 1 e 2 do sistema. Porém, a lagoa apresentou contribuição total expressiva na remoção de N total (16,3%) e K (31,2%). A presença do módulo como parte do sistema integrado de tratamento é fundamental, pois permite normalizar eventuais oscilações nas concentrações de DQO residual deixada pelo reator;
 - f) os lodos pastosos gerados no tratamento apresentam composição pouco variável, independentemente das características das águas residuais submetidas ao tratamento. O lodo final (mistura dos lodos) apresenta elevada concentração de matéria seca, C, N e P, com os nutrientes contidos essencialmente na forma orgânica. Esses aspectos são fundamentais para a reintegração dos recursos aos solos agrícolas e ao seu manejo adequado;
 - g) o volume de resíduos que necessita destinação final (lodo) foi reduzido de 5,4 a 11,5 vezes. Se comparado ao manejo convencional de dejetos, a mudança significa redução proporcional nos custos de transporte ou a possibilidade de transportar os resíduos a distâncias maiores;
 - h) na somatória de lodos e plantas, foi possível recuperar 96,1% do C, 78,8% do N, 87,9% do P e 55,6% do K contidos inicialmente na água residual *in natura*;
 - i) a qualidade da água tratada viabiliza sua reutilização em várias atividades produtivas;
 - j) o tratamento torna possível o cumprimento da legislação ambiental inerente à qualidade dos efluentes despejados em corpos hídricos; e,
 - k) o sistema de tratamento proposto é uma biotecnologia eficaz e promissora para a diminuição dos problemas ambientais associados às águas residuais da criação de suínos.

Os resultados obtidos no monitoramento intensivo dos três módulos do sistema de tratamento demonstram, efetivamente, que elevada eficiência de *remoção* de poluentes da água pode ser conciliada com *recuperação* expressiva de sólidos, C e nutrientes no lodo. A estratégia torna possível o tratamento das águas residuais da suinocultura em um sistema extremamente compacto, com reduzidos custos operacionais, em que cada módulo contribui de maneira distinta e complementar. O lodo gerado contém importantes recursos, os quais podem ser reintegrados ao sistema produtivo.

8 - CONCLUSÕES

A presente tese de doutoramento avaliou a dinâmica e o desempenho de um sistema integrado de tratamento de águas residuais da suinocultura. Nas condições específicas da investigação, ficou demonstrado que:

- a) biogrânulos aeróbicos podem ser formados em reator sequencial em batelada durante o tratamento de águas residuais da suinocultura;
- b) o processo de biogranulação aeróbica apresenta clara relação com a carga de substrato no tratamento de águas residuais da suinocultura. Tanto a formação inicial de flocos como de biogrânulos é favorecida por aumentos gradativos de carga orgânica e prejudicada quando o período de fome de substrato (DQO) é demasiado;
- c) os teores elevados de amônia influenciam negativamente a atividade de nitrificadoras e o processo de formação de biogrânulos, mas não afetam a estabilidade dos biogrânulos já formados;
- d) após a maturação dos biogrânulos, a operação do reator é estável e uniforme, mesmo sob carga extremamente elevada, choques de carga e variação nas características da água residual em tratamento;
- e) o reator aeróbico de biogrânulos pode ser operado sob elevada carga de poluentes e reduzido TRH. O reator comporta uma carga orgânica (DQO) 14 a 142 vezes maior do que aquela utilizada em outros estudos com RSB aeróbico no tratamento de águas residuais da suinocultura e 15 a 60 vezes superior à carga comumente aplicada em sistemas de lodos ativados no tratamento de outras águas residuais;
- f) o reator aeróbico de biogrânulos contribui tanto para a remoção de compostos orgânicos solúveis como de formas particuladas menores e de mais difícil sedimentação, que não são removidas pelo decantador (módulo 1). A remoção é devida principalmente aos processos de decantação induzida e imobilização líquida;
- g) os lodos pastosos gerados no tratamento apresentam composição pouco variável, independentemente das características das águas residuais submetidas ao tratamento;

- h) a lagoa de aguapé é um sistema adequado para o pós-tratamento das águas residuais da suinocultura. A eficiência do tratamento e a qualidade final da água asseguram o atendimento a todos os padrões de qualidade de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental local (CONSEMA e FEPAM);
- i) o sistema integrado de tratamento é uma biotecnologia eficaz e promissora para a diminuição dos problemas ambientais associados às águas residuais da criação de suínos; e,
- j) um novo conceito em tratamento de águas residuais da suinocultura pode ser proposto, segundo o qual, por meio do sistema integrado de tratamento, “elevada eficiência de *remoção* de poluentes da água residual pode ser conciliada com *recuperação* expressiva de sólidos, C e nutrientes na forma de lodo”.

Tendo em vista os resultados obtidos no presente trabalho de pesquisa, elenca-se a seguir alguns aspectos que demandam investigação futura:

- a) implantar o sistema integrado de tratamento de águas residuais da suinocultura em escala piloto e estimar o custo total do tratamento;
- b) avaliar o desempenho da lagoa de aguapé ao longo de um ano completo de operação;
- c) investigar alternativas para adensamento dos lodos, como a desidratação e o tratamento com cal; e,
- d) avaliar aspectos agronômicos e ambientais do uso dos lodos e das plantas de aguapé em solos agrícolas.

REFERÊNCIAS

AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A.P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.

APHA, AWWA, EFA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20^a ed. Washington, DC, USA. 1998.

ARROJO, B. et al. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. **Water Research**, v. 38, n. 14/15, p. 3389-3399, 2004.

AYRES, R.; MARA, D. **Analysis of wastewater for use in agriculture**: A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques. Geneva: WHO, 1989. p. 65-71.

BASSO, C. J. Dejeito líquido de suínos: II - Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005.

BELLI FILHO, P. et al. Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, 2007.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejeito líquido de suínos**. 2006. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BEUN, J. J. et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2283-2290, 1999.

BRDJANOVIC, D. et al. The dynamic effects of potassium limitation on biological phosphorus removal. **Water Research**, v. 30, n.10, p. 2323-2328, 1996.

CASABIANCA-CHASSANY, M. L.; BOONNE, C.; BASSÉRES, A. *Eichhornia crassipes* systems on three ammonium-containing industrial effluents (pectin, carcass-treatment wastes and manure): production and purification. **Bioresource Technology**, v. 42, n. 2, p. 95-101, 1992.

CASSIDY, D. P.; BELIA, E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. **Water Research**, v. 39, n. 19, p. 4817-4823, 2005.

CERETTA, C. A. et al. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CHEN, et al. Enhanced nitrogen removal using C/N load adjustment and real control strategy in sequencing batch reactors for swine wastewater treatment. **Water Science and Technology**. Vol. 49, n. 5, p. 309-314. 2004

CHENG, et al. Utilization of treated swine wastewater for greenhouse tomato production. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 77-82, 2004.

COELLO OVIEDO, M. D. et al. Evolution of an activated sludge system under starvation conditions. **Chemical Engineering Journal**, v. 94, p. 139–146, 2003.

COLEMAN, J. et al. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 128, p. 283-295, 2001.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Resolução n.º 128, de 24 de novembro de 2006. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/pdf/Resolucao128Efluentes.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2008.

COSSU, R. et al. Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads **Ecological Engineering**, v. 16, p. 459–470, 2001.

COSTA, R. H. R. et al. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10/11, p. 211-214, 2000.

DANGCONG, P. et al. Aerobic granular sludge - a case report. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 890-893, 1999.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos de suínos**: Boletim Informativo de Pesquisa e Extensão - BIPERS). Concórdia: Embrapa Suínos e Aves/Emater-RS, 1998. 41 p.

DE BUSK, T.; PETERSON, J.E.; REDDY, K.R. Use of aquatic and terrestrial plants form removing phosphorus from dairy wastewaters. **Ecological Engineering**, v. 5, p. 371-390, 1995.

DE KREUK, M. K. et al. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761-769, 2005a.

DE KREUK, M. K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. **Water Research**, v. 39, n. 18, p. 4476–4484, 2005b.

DE KREUK, M. K. et al. Kinetic Model of a Granular Sludge SBR – Influences on Nutrient Removal. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 97, n. 4, p. 801-815, 2007.

DE VILLIERS, G. H.; PRETORIUS, W. A. Abattoir effluent treatment and protein production. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 11, p. 243–250, 2001.

DENG, L. et al. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 8, p. 3136-3145, 2008.

DI IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Aerobic granulation during the start up period of a periodic biofilter. In: BATHE, S.; DE KREUK, M.K.; MC SWAIN, B. S.; SCHWARZENBECK, N. (Eds). **Aerobic Granular Sludge**. IWA, London, UK, p. 15-24, 2005.

DI IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochemical Engineering Journal**, v. 31, p. 118–124, 2006.

DI IACONI, C. et al. Aerobic granular sludge systems: The new generation of wastewater treatment technologies. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 46, n. 21, p. 6661-6665, 2007.

DRIVER, J.; LIJMBACH, D.; STEEN, I. Why recover phosphorus for recycling and how? **Environ. Technol.**, v. 20, p. 651–662, 1999.

EL-SHAFAI, S. A. et al. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 798-807, 2007.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - RS. Licenciamento ambiental - Tabela de atividades. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/licenciamento/area1/popup2.asp?titulo1=AGROSSILVIPASTORIL&tipo=1&tabela=1>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

FORD, D. L.; CHURCHWELL, R. L.; KACHTICK, J. W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters. **J. Water Pollut. Contr. Fed.**, v. 52, p. 2726–2746, 1980.

GIACOMINI et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 11, p. 1653-1661. 2006.

GOULDING, K. W. T. et al. The role of soil organic matter and manures in sustainable nutrient cycling. In. REES, R. M.; BALL, B. C.; CAMPBELL, C. D.; WATSON, C. A. **Sustainable Management of Soil Organic Matter**. 2001.

HAN, Z. et al. Optimization of main factors associated with nitrogen removal in hybrid sludge sequencing batch reactor with step-feeding of swine wastewater. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 43, n. 2, p. 161-170, 2008.

HUNT, P. G.; POACH, M. E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. **Water Science and Technology:Water Supply**, v. 44, n. 11/12, p. 19-25, 2001.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Efetivo dos rebanhos. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp?t=2&z=t&o=21&u1=1&u2=1&u3=1&u4=1&u5=1&u6=1&u7=1>>. Acesso em: 15 de março de 2008.

IMBEAH, M. Composting piggery waste: a review. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 197-203, 1998.

JANG, A. et al. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. **Journal of Biotechnology**, v. 105, p. 71– 82, 2003.

JAYAWEERA, M.W. et al. Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n. 3, p. 450-460, 2008.

JIANG, H. L.; TAY, J. H.; TAY, S. T. L. Aggregation of immobilized activated sludge cells into aerobically grown microbial granules for the aerobic biodegradation of phenol. **Letters in Applied Microbiology**, v. 35, p. 439–445, 2002.

JIANG, H. L. et al. Ca²⁺ augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors. **Biotechnology Letters**, v. 25, p. 95–99, 2003.

JIANG, H. L.; TAY, J. H.; TAY, S. T. L. Changes in structure, activity and metabolism of aerobic granules as a microbial response to high phenol loading. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 63, p. 602–608, 2004.

JONDREVILLE, C.; REVY, P. S.; DOURMAD, J. Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, v. 84, n. 2, p. 147-156, 2003.

KALYUZHNYI, S. et al. The development of biological methods for utilization and treatment of diluted manure streams. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 1, p. 223-229, 1999.

KNIGHT, R. L. et al. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecological Engineering**, v. 15, n. 1/2, p. 41-55, 2000.

LIN, Y. M.; LIU, Y.; TAY, J. H. Development and characteristics of phosphorus-accumulating granules in sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 62, p. 430–435, 2003.

LIU, Y. et al. Aerobic granules: a novel zinc biosorbent. **Letters in Applied Microbiology**, v. 35, p. 548–551, 2002.

LIU, Q. S.; TAY, J. H.; LIU, Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Environmental Technology**, v. 24, p. 1235–1243, 2003a.

LIU, Y. et al. Biosorption kinetics of cadmium (II) on aerobic granular sludge. **Process Biochemistry**, v. 38, p. 995–999, 2003b.

LIU, Y. et al. A thermodynamic interpretation of cell hydrophobicity in aerobic granulation. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 64, p. 410–415, 2004a.

LIU, Y. et al. Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 34, n. 5, p. 371-379, 2004b.

LIU, Y.; YANG, S. F.; TAY, J. H. Improved stability of aerobic granules through selecting slow-growing nitrifying bacteria. **Journal of Biotechnology**, v. 108, p. 161–169, 2004c.

LIU, Y. et al. A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Biotechnology Advances**, v. 23, n. 5, p. 335-344, 2005.

LIU, Y.; TAY, J. H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 533-563, 2004.

LIU, Y.; TAY, J. H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, p. 1653–1665, 2002.

LOU IN, C. et al. Aerobic sludge granulation and biological phosphorus removal in different operating conditions of SBR. **Huanjing Kexue/Environmental Science**, v. 22, n. 2, p. 87-90, 2001.

MALIK, A. Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. **Environment International**, v. 33, n. 1, p. 122-138, 2007.

MAYO, A. W.; KALIBBALA, M. Modelling faecal coliform mortality in water hyacinths ponds. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 32, n. 15/18, p. 1212-1220, 2007.

MCSWAIN, B. S. et al. Composition and Distribution of Extracellular Polymeric Substances in Aerobic Flocs and Granular Sludge. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 2, p. 1051-1057, 2005.

MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-immobilization of aerobic activated sludge—a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment. **Water Science and Technology**, v. 23, p. 981–990, 1991.

MOAT, A.G., FOSTER, J.W. E SPECTOR M.P. **Microbial Physiology**. 4^a ed. Wiley-Liss, Inc., New York, USA, 734 p. 2002.

MORENO-VIVIÁN, C. et al. Prokaryotic Nitrate Reduction: Molecular Properties and Functional Distinction among Bacterial Nitrate Reductases. **Journal of Bacteriology**, n. 181, v. 21, p. 6573–6584. 1999.

MORGENROTH, E. et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 31, p. 3191–3194, 1997.

MOSQUERA-CORRAL, A. et al. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. **Water Research**, v. 39, p. 2676–2686, 2005.

MOY, B. Y. P. et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. **Letters in Applied Microbiology** 34:407– 412. 2002

MULDER, A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 1, p. 67-75, 2003.

OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPASA, Documentos, 27, 188 p. 1993.

ORON, G. Agriculture, water and the environment: future challenges. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 3, n. 4, p. 51-57, 2003.

PERDOMO, C. J.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: 9º SEMINÁRIO NACIONAL DA SUINOCULTURA, 25 a 27 de abril de 2001, Gramado, RS.

PEREIRA, E. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reúso no ambiente agrícola**. 2006. 129f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, São Paulo, 2006.

PICCININI, S.; VERZELLESI, F.; MANTOVI, P.; 2002. Biological nutrient removal in a full sequencing batch reactor treating pig slurry. In: **Proceedings of the 10th International Conference of the RAMIRAN Network**, Strbske Pleso, High Tatras, Slovak Republic, May 14–18, 2002. p. 391–395.

POLPRASERT, C.; KHATIWADA, N. R. An integrated kinetic model for water hyacinth ponds used for wastewater treatment. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 179-185, 1998.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 7, p. 857-865, 2003.

PRATT, S. et al. Development and examination of a granular nitrogen-fixing wastewater treatment system. **Process Biochemistry**, v. 42, p. 863–872, 2007.

QIN, L.; TAY, J. H.; LIU, Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 579–584, 2004.

REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. **Journal of Environmental Quality**, v. 14, n. 1, p. 459-462, 1985.

REDDY, K. R.; SUTTON, D. L.; BOWES, G. Freshwater aquatic plant biomass production in Florida. **Soil & Crop Science Society of Florida - Proceedings**, v. 42, p. 28-40, 1983.

REDDY, K.R. et al. Influence of potassium supply on growth and nutrient storage by water hyacinth. **Bioresource Technology**, v. 37, p. 79-84, 1991.

REDDY, K.R., AGAMI, M.; TUCKER, J.C. Influence of nitrogen supply on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) plants. **Aquatic Botany**, v. 36, p. 33-43, 1989.

SALA, L.; SERRA, M. Towards sustainability in water recycling. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 1-7, 2004.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, Boletim Técnico, v. 79, 1996. 46 p.

SCHRÖDER, J. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 2, p. 253–26, 2005.

SCHWARZENBECK N.; BORGES, J. M.; WILDERER, P. A. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 66, n. 6, p. 711–718, 2005.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R. WILDERER, P.A. Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11/12, p. 41-46, 2004.

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos líquidos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, v. 22, 2000. 35 p.

SEGANFREDO, M. A. **Viabilidade econômico-ambiental do uso de dejetos animais e lodos de esgoto como fertilizante**. Bonito: Palestra apresentada na Fertbio 2006, 2006. CD-ROM.

SHIN, H. S. et al. Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge bed reactors. **Water Science and Technology**, v. 26, n. 3/4, p. 601-605, 1992.

SILVA, N.A. **Tratamento dos dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada**. Florianópolis: UFSC, 1996. 115p. Dissertação de Mestrado.

SOOKNAH, R. D.; WILKIE, A. C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. **Ecological Engineering**, v. 22, p. 27-42, 2004.

SPONZA, D.T. Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physicochemical properties of different activated sludge flocs under steady-state conditions. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 32, p. 375–385, 2003.

STILBORN, H. Nutrition influences animal waste output. **Feedstuffs**. Maio de 2004, p. 20-47, 1998.

SU, K. Z.; YU, H. Q. Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 2818–2827, 2005.

TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Journal of Applied Microbiology**, v. 91, p. 168–75, 2001a.

TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. **Letters in Applied Microbiology**, v. 33, p. 222–226, 2001b.

TAY, S. T. L. et al. Presence of anaerobic *Bacteroides* in aerobically grown microbial granules. **Microbial Ecology**, v. 44, p. 278–85, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G. Floating aquatic plant treatment systems. In: REDDY, K. R.; SMITH, W. H. (Eds.) **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. Metcalf & Eddy, Inc., 3. ed., McGraw Hill, 1995. 1333 p.

TEDESCO, M. J. et al. Análises de solo, plantas e outros materiais. **Boletim Técnico N° 5**, 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p.

TSUNEDA, S. et al. Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. **Water Research**, v. 37, n. 20, p. 4965-4973, 2003.

TUCKER, C. S.; DEBUSK, T. A. Seasonal variation in the nitrate content of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] solms). **Aquatic Botany**, v. 15, n. 4, p. 419-422, 1983.

VAN DER VLEUTEN-BALKEMA, A. J. **Sustainable Wastewater treatment, developing a methodology and selecting promising systems**. 2003. 210f. Tese (Doutorado) – Technische Universiteit Eindhoven, Holanda, 2003.

VANOTTI, M. B.; HUNT, P. G. Solids and nutrient removal from flushed swine manure using polyacrylamides. **Transactions of the ASAE**, v. 42, n. 6, p. 1833–1840, 1999.

VANOTTI, M. B.; RASHASH, D. M. C.; HUNT, P. G. Solid-liquid separation of flushed swine manure with PAM: effect of wastewater strength. **Transactions of the ASAE**, v. 45, n. 6, p. 1959–1969, 2002.

VANOTTI, M. B. et al. Removal of pathogen and indicator microorganisms from liquid swine manure in multi-step biological and chemical treatment. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 209-214, 2005.

VANOTTI, M. B. et al. Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 3184-3194, 2007.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 380, n. 1/3, p. 48-65, 2007.

WANG, F. et al. Effects of cycle time on properties of aerobic granules in sequencing batch airlift reactors. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 21, p. 1379–1384, 2005.

WANG, Z. W. et al. The influence of short-term starvation on aerobic granules. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 2373–2378, 2006.

WANG, S. G. et al. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 11, p. 2142–2147, 2007a.

WANG, X. H. et al. Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 41, p. 205–211, 2007b.

WILLIAMS, C. M. Smithfield and premium standard farms program implementation. In: PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ADDRESSING ANIMAL PRODUCTION AND ENVIRONMENTAL ISSUES, 1980, NCSU, Raleigh, NC, USA, 2001. p. 18-21.

WILSENACH, J. A. et al. From waste treatment to integrated resource management. **Water Science and Technology**, v. 48, p. 1–9, 2003.

XIE, Y.; YU, D. The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Aquatic Botany**, v. 75, n. 4, p. 311-321, 2003.

YANG, Q. et al. Simultaneous nitrification and denitrification by aerobic granular sludge. **Urban Environment & Urban Ecology**, v. 16, n. 1, p. 40-42, 2003a.

YANG, S. F.; LIU, Y.; TAY, J. H. A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. **Journal of Biotechnology**, v. 106, p. 77–86, 2003b.

YANG, S. F.; TAY, J. H.; LIU, Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules. **Biochemical Engineering Journal**, v. 17, p. 41–48, 2004.

YANG, S. F.; TAY, J. H.; LIU, Y. Effect of substrate N/COD ratio on the formation of aerobic granules. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 1, p. 86-92. 2005.

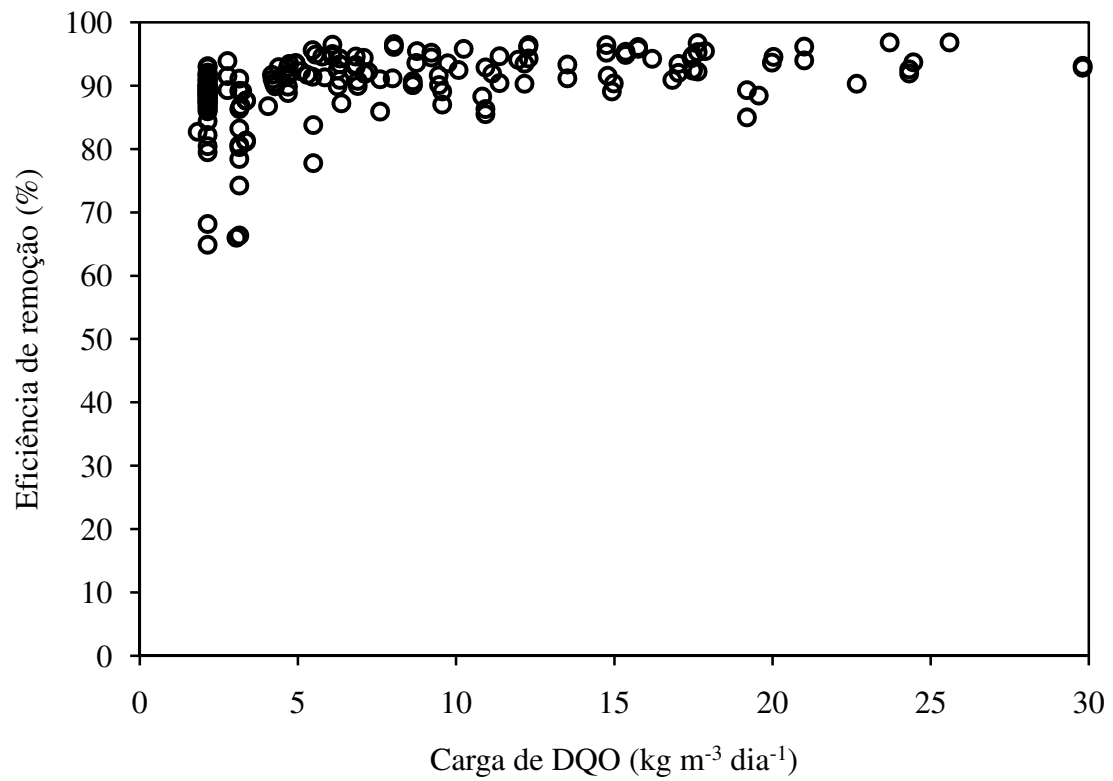
ZHANG, Z. et al. A two-step fed SBR for treating swine manure. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 892-900, 2006.

ZHOU, W. et al. Extraction and retrieval of potassium from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 226-231, 2007.

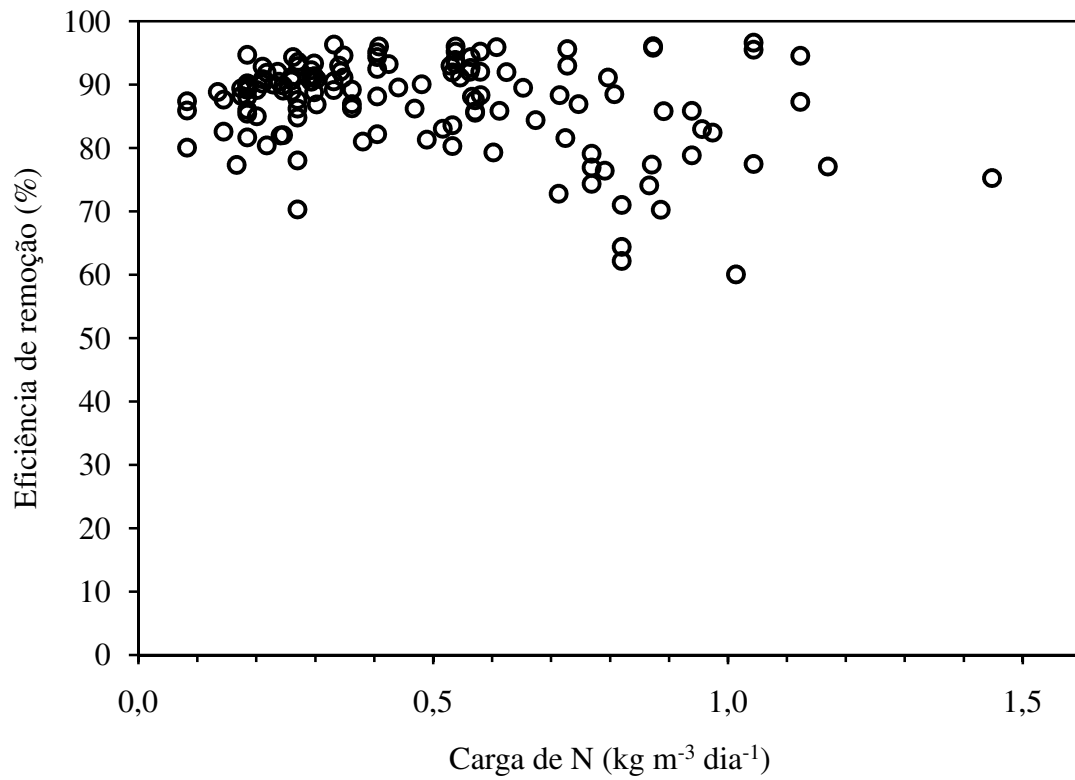
ZHU, J. A review of microbiology in swine manure odor control. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 78, p. 93-106, 2000.

ZHU, J.; WILDERER, P. A. Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge. **Water Research**, v. 37, p. 2013-2018, 2003.

APÊNDICES



APÊNDICE A – Relação entre eficiência de remoção e carga volumétrica diária de DQO aplicada ao reator aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura



APÊNDICE B – Relação entre eficiência de remoção e carga volumétrica diária de N aplicada ao reator aeróbico de biogrânulos no tratamento de águas residuais da suinocultura

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)