

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA**

**META-ANÁLISE DO TRATAMENTO DE DEJETOS
SUÍNOS EM REATORES ANAERÓBIO DE FLUXO
ASCENDENTE COM MANTA DE LODO E REATOR
SEQUENCIAL EM BATELADA**

TESE DE DOUTORADO

Gerson Guarez Garcia

Santa Maria, RS, Brasil

2011

**META-ANÁLISE DO TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS
EM REATORES ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE
COM MANTA DE LODO E REATOR SEQUENCIAL EM
BATELADA**

Gerson Guarez Garcia

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

Orientador: Prof. Dr. Paulo Alberto Lovatto

Santa Maria, RS, Brasil

2011

G216m Garcia, Gerson Guarez
Meta . análise do tratamento de dejetos suínos em reatores
anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo e reator seqüencial
em batelada / por Gerson Guarez Garcia. . 2011.
84 f. : il. ; 31 cm

Orientador: Paulo Alberto Lovatto.
Tese (doutorado) . Universidade Federal de Santa Maria, Centro de
Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, RS, 2011

1. Reatores 2. Anaeróbio 3. Suínos 4. Dejetos suínos I. Lovatto,
Paulo Alberto II. Título.

CDU 636.4

Ficha catalográfica elaborada por Simone G. Maisonave . CRB 10/1733
Biblioteca Central da UFSM

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia**

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

**META-ANÁLISE DO TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS EM
REATORES ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE COM MANTA
DE LODO E REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA**

Elaborada por
Gerson Guarez Garcia

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Zootecnia

Comissão Examinadora:

**Paulo Alberto Lovatto, Dr (UFSM)
(Presidente/Orientador)**

Celso Aita, Dr (UFSM)

Sandro José Giacomini, Dr (UFSM)

Irineo Zanella, Dr (UFSM)

Luciano Hauschild, Dr (UNESP)

Santa Maria, 26 de agosto de 2011.

A minha esposa Olga Maria (Gringa), por acreditar em mim nos momentos em que eu mesmo não acreditei. Estamos vivendo muitas coisas boas juntas e para completar ainda mais nossa felicidade fomos acariciados com o bem mais precioso com a chegada da nossa filha

Angélica

DEDICO

Agradecimentos

A Deus, pela graça da vida e pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

A minha família, especialmente aos meus pais Cleusa e Waldyr, que me ensinaram a ser um “homem de bem” e pela oportunidade de cursar a Zootecnia.

Aos meus “anjos da guarda” (Cheila, Ines, Marcos e Eloiza) por toda a dedicação, compreensão e amizade demonstradas, pelos desafios colocados na realização deste trabalho e pelo incentivo e exigência crescente que se foi impondo à medida que caminhávamos para a sua conclusão.

Ao professor e colega Paulo Alberto Lovatto pela orientação, estímulo e persistência na finalização desta tese.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, pela oportunidade.

Aos professores do Departamento de Zootecnia, em especial ao Prof. Irineo Zanella pelos ensinamentos e apoio.

As amigas e comadres Eloisa e Vera, pela quebra da rotina, nos meses finais de elaboração deste trabalho, nas noites de quarta-feira.

A equipe do Setor de Suínos (Raquel, Jomara, Cris, Jessica, Luciana, Sid, Mari, Aline, Fernanda, Henrique, Lucas, Leandro, Yuri, Rafael, Carlos, Bruno, Ceron e Gustavo), gostaria de agradecer a todos os que de alguma forma contribuíram na realização dos planos A, B e C, mesmo que não citados aqui...

As amigas Eloiza e Raquel por terem acreditado e trabalhado e muito comigo na concretização do plano B, (pena que este sonho não se realizou).

Aos alunos da pós-graduação em Solos (Stefen e sua equipe) por acreditarem até o último momento que o Plano B era viável, muito obrigado pela parceria.

A Preta, Lilica e a minha filha Angélica, pelos momentos de descontração na sala de estudo, a Preta no mínimo quase mestre em reatores.

Aos amigos e colegas da pós-graduação.

A todos aqueles que me perguntaram e torceram para eu terminar o meu trabalho com êxito e sabedoria, incluindo familiares e amigos.

E por fim a amiga e colega zootecnista Cheila, (extensivo ao Jardel) pelas palavras de otimismo, pelas conversas, por estar sempre presente na minha vida ao longo destes quatro anos e meio de amizade e apoio que me proporcionaram.... vou sentir saudades!!!!

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-graduação em Zootecnia
Universidade Federal de Santa Maria

META-ANÁLISE DO TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS EM REATORES ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE COM MANTA DE LODO E REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA

AUTOR: GERSON GUAREZ GARCIA

ORIENTADOR: PAULO ALBERTO LOVATTO

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 26 de agosto de 2011.

O estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar, através de meta-análise, a relação entre reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo e reator sequencial em batelada sobre a eficiência de remoção da carga poluidora no tratamento de dejetos suínos. Foram selecionados 76 artigos publicados entre 1987 e 2011. A meta-análise foi realizada através de três análises sequenciais: estudos gráficos, de correlação e de variância-covariância. Dos dados tabulados, 49% são oriundos de trabalhos em escala real e 51% em escala laboratorial. A parcela de trabalhos em escala real foi de 42% entre os trabalhos com reatores SBR e de 58% nos estudos com reatores UASB. Os reatores do tipo SBR apresentaram eficiência 26% mais elevada que os reatores UASB para a remoção de sólidos totais ($P < 0,001$), 12% para sólidos suspensos totais ($P < 0,001$) e 54% para sólidos suspensos fixos ($P < 0,05$). A eficiência de eliminação de sólidos suspensos voláteis não diferiu ($P > 0,05$) entre os reatores SBR e UASB. A eficiência de eliminação da demanda química de oxigênio (DQO) total foi 21% maior ($P < 0,001$) nos reatores do tipo SBR em relação aos reatores UASB. Para a remoção da DQO dissolvida, os reatores SBR apresentaram eficiência 6% maiores ($P < 0,05$) em comparação com os reatores UASB. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi eliminada com eficiência de 44% maior pelos reatores do tipo SBR. A variação do pH no afluente e efluente foi 45% superior ($P < 0,05$) nos reatores do tipo UASB em relação aos reatores SBR. Os reatores do tipo SBR apresentaram uma eficiência de 74% maior ($P < 0,001$) que os reatores UASB para a remoção do N total. Da mesma forma, os reatores SBR foram 71% mais eficientes ($P < 0,01$) para a remoção de P total dos dejetos. Reatores do tipo SBR são mais eficientes na remoção de N, P, DBO e DQO dos efluentes; tanto em escala real como em escala laboratorial.

Palavras-chave: Reatores. Anaeróbio. Suínos.

ABSTRACT

DoctoralThesis
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia
Universidade Federal de Santa Maria

META-ANALYSIS OF SWINE WASTE TREATMENT SYSTEMS THROUGH UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET AND SEQUENCING BATCH REACTORS

AUTHOR: GERSONGUAREZGARCIA
ADVISOR: PAULO ALBERTOLOVATTO

Site and Date of Defence: Santa Maria, august, 26, 2011.

The study was performed in order to evaluate, through meta-analysis, the relationship of upflow anaerobic sludge blanket or sequencing batch reactors on the removal efficiency of pollutant load in swine waste treatment. The database totaled 76 articles published between 1987 and 2011. The meta-analysis followed three sequential analyses: graphical, correlation and variance-covariance. Field work methodologies were used in 49% of the studies included in the database and bench-level experiments were used in 51% of the database papers. The share of papers with field work was 42% of studies with SBR reactor and 58% of studies with UASB reactors. The SBR reactor showed higher efficiency than the UASB reactor for removal of total solids 26% ($P < 0.001$), total suspended solids 12% ($P < 0.001$) and fixed suspended solids 54% ($P < 0.05$). The removal efficiency of volatile suspended solids volatile suspended solids did not differ ($P > 0.05$) between SBR and UASB reactors. The removal efficiency of total chemical oxygen demand (COD) was 21% higher ($P < 0.001$) in the SBR reactors in relation to the UASB reactors. For removal of dissolved COD, the SBR reactor showed efficiency 6% higher ($P < 0.05$) compared to the UASB reactor. The biological oxygen demand (BOD) was also more efficiently eliminated ($P < 0.001$) by SBR reactor. The difference between reactor types for the removal efficiency of this variable was 44%. The variation in pH between the influent and effluent was 45% higher ($P < 0.05$) in the USBA in relation to the SBR. The SBR reactor showed higher efficiency 74% ($P < 0.001$) than the UASB reactor for the removal of total nitrogen. Likewise, the SBR reactors were 71% more efficient ($P < 0.01$) for the total P removal. SBR reactor present higher N and P removal efficiencies in the swine waste treatment. In addition, the removal of BOD and COD is more efficient in sequential batch reactors, both in laboratory or real scale trials.

Keywords: Anaerobic, pigs, reactors.

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A - Relação dos artigos utilizados na base de dados	73
APÊNDICE B - Produção bibliográfica durante o curso de Doutorado.....	80

LISTA DE ABREVIATURAS

AGV	ácidos graxos voláteis
AVT	ácidos voláteis totais
DBO	demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)
DQOd	demanda química dissolvida (mg/L)
DQOt	demanda química de oxigênio total (mg/L)
NTK	nitrogênio kjelfahl total
OD	oxigênio dissolvido
OAF	fosfato intracelular
SBR	reator sequencial de batelada
ST	sólidos totais (mg/L)
SV	sólidos voláteis (mg/L)
SF	sólidos fixos (mg/L)
SST	sólidos suspensos totais (mg/L)
SSF	sólidos suspensos fixos (mg/L)
SSV	sólidos suspensos voláteis (mg/L)
TDH	tempo de detenção hidráulica
TRH	tempo de retenção hidráulica
TRL	tempo de retenção do lodo
UASB	reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
1 ESTUDO BIBLIOGRÁFICO	13
1.1 Suinocultura: Cenário Mundial e Brasileiro	13
1.2 Produção e características dos dejetos suínos	14
1.3 Principais indicadores de poluição e contaminação	15
1.3.1 Indicadores orgânicos	15
1.3.2 Indicadores minerais	16
1.4 Processos de digestão	17
1.4.1 Aeróbico	18
1.4.2 Anaeróbico	18
1.5 Sistemas de tratamento dos dejetos	24
1.5.1 Reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)	25
1.5.2 Reator sequencial de batelada (SBR)	27
1.6 Meta-análise	30
2 MATERIAL E MÉTODO	32
2.1 Descrição da base de dados	34
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
3.1 Avaliação de reatores UASB	37
3.2 Avaliação de reatores SBR	43
3.3 Avaliação comparativa UASB vs SBR	47
3.4 Relação entre variáveis na base de dados	50
4 CONCLUSÕES	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61

INTRODUÇÃO

A carne suína representa mundialmente 40% do consumo total de carnes, o que a coloca na condição de principal fonte de proteína animal. Em virtude do crescimento populacional, existem previsões de que a produção de suínos irá aumentar principalmente em países em desenvolvimento como Brasil, China e Rússia. No entanto, um dos principais entraves na produção de suínos são o grande volume de dejetos produzidos e sua carga poluente ao meio ambiente.

Atualmente o grande desafio da suinocultura intensiva é relacionar a produtividade do sistema com aspectos ligados a um ambiente ecologicamente sustentável. Com a intensificação da produção o número de animais alojados em pequenas áreas compromete o tratamento adequado dos dejetos.

O manejo e o acondicionamento inadequado dos dejetos comprometem a sustentabilidade do sistema. Uma vez que a carga poluente dos dejetos implica em riscos ambientais, os quais devem ser minimizados para diminuir as emissões ao meio ambiente. Entre os principais impactos causados pela emissão inadequada dos dejetos está a contaminação do solo e de mananciais por nitratos e minerais, elevado potencial de eutrofização dos corpos de águas superficiais e a mortalidade de peixes.

É importante ressaltar que as tecnologias de tratamento de efluentes devem prezar não apenas pela remoção de carga orgânica e elementos da fração líquida, mas também pela recuperação dos nutrientes e sua reintegração ao ciclo produtivo. Os trabalhos de pesquisa nesta área devem buscar, além de melhorias na qualidade do ambiente, o desenvolvimento de processos sustentáveis para o tratamento de efluentes. Esses processos, ditos sustentáveis, devem ser caracterizados por mínima oxidação de DQO juntamente com máxima formação de metano (através da conversão de metano em energia), mínimo consumo de energia, menores emissões possíveis de gás carbônico (CO₂), mínima produção de lodo e por possibilitar a recuperação de nutrientes, dentre os quais o fosfato.

O crescente volume de publicações científicas gerado pelo desenvolvimento de pesquisas e as conclusões, algumas vezes discordantes, obtidas em diferentes trabalhos sobre o mesmo tema são as duas principais motivações de pesquisadores em compilar informações publicadas. Assim, procedimentos analíticos, como a meta-análise, vêm sendo utilizados para

obtenção de uma resposta única e confiável para um conjunto de resultados publicados (GIANNOTTI, 2004).

A meta-análise se oferece como um método ou mesmo um paradigma, a partir do qual o pesquisador adota um novo enfoque ao sistematizar resultados. Ela se distingue da revisão bibliográfica, comum na atividade científica, pelas técnicas quantitativas. Os métodos utilizados na meta-análise asseguram a obtenção de uma estimativa combinada e precisa, sobretudo em virtude do aumento do número de observações e, conseqüentemente, do poder estatístico e da possibilidade de examinar a variabilidade entre os estudos (FAGARD et al., 1996). Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) e sequencial em batelada (SBR) estão sendo estudados em todo mundo, aplicados ao tratamento de esgoto sanitário (ALVAREZ et al., 2008) e de águas residuárias agropecuárias (OLIVEIRA & FORESTI, 2004; SANTANA & OLIVEIRA, 2005). Estudos recentes realizados no Brasil com reatores UASB e SBR, em escala laboratorial, com eficiências de remoção de DQO total de 73% e de 86% na água residuária da suinocultura (RAMIRES, 2005; SANTANA, 2008).

Existe uma grande diversidade de estudos envolvendo diferentes mecanismos para o tratamento dos dejetos suínos. Estes estudos, apesar de contemplar um grande volume de informação, não são conclusivos em diversos aspectos. Os trabalhos apresentam resultados variados e os fatores de variação são pouco explorados para o estudo deste efeito. No caso do uso de reatores anaeróbios para o tratamento dos dejetos suínos esta variabilidade se deve a utilização de equipamentos em escala real ou escala laboratorial.

Em vista desta variabilidade encontrada com os experimentos com reatores anaeróbios o objetivo deste trabalho foi avaliar por meio de meta-análise a eficiência no tratamento de dejetos suínos através de reatores UASB ou SBR.

1 ESTUDO BIBLIOGRÁFICO

1.1. Suinocultura: cenário mundial e brasileiro

A importância da suinocultura, no contexto nacional e mundial, consiste não só no grande número de criadores envolvidos, como também no volume de usos gerados direta e indiretamente. Além da capacidade de produzir grande quantidade de proteína animal de alta qualidade, caracteriza-se pela melhor ocupação da área e curto período de tempo em relação a outras espécies animais de médio e grande porte.

O rebanho mundial aproxima-se de um bilhão de animais, contribuindo anualmente com 100 milhões de toneladas de carne. Entre os principais produtores, a China ocupa o primeiro lugar na produção mundial, com um rebanho estimado em 500 milhões de cabeças, seguida pelos Estados Unidos e Brasil. Os cinco maiores produtores (China, União Européia, Estados Unidos, Brasil e Canadá) concentram cerca de 90% da produção mundial. Em 2010, a produção destes países foi de cerca de 85 milhões de toneladas de carne suína. Na América Latina, o Brasil apresenta-se como o país de maior expressão no mercado mundial com 10% do total de carne suína exportada no ano de 2010. Quanto às importações, os destaques ficam para o Japão, responsável por cerca de 20% do total mundial, e para a Rússia, com 44% do total nacional (ABIPECS, 2010)

Entre as vantagens que o Brasil possui para ocupar tal espaço destaca-se a qualidade da matéria prima, o baixo custo de produção, a ausência de algumas doenças importantes que acometem o rebanho de outros países produtores e a existência de menores problemas ambientais para a expansão da atividade quando comparada a determinados países europeus. A questão ambiental é apontada como uma vantagem comparativa, haja vista a abundância de área agricultável e a baixa densidade de animais que possuímos em comparação a outras regiões do mundo.

O plantel brasileiro está estimado em 39 milhões de suínos (ABIPECS, 2010). A atividade está mais concentrada na região Sul e tem uma característica predominante de pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para estabelecimento de lavouras extensivas. Essa concentração na produção de suínos em microrregiões aumenta a

excessão de nutrientes potencialmente poluidores em mananciais e no solo. Neste contexto, em algumas regiões do Brasil, os níveis de N e P excretados são elevados. Em 2003, o rebanho suíno excretou aproximadamente 140 mil t de N e 35 mil t de P no ambiente, sendo a região Sul responsável por 52% do N e 53% do P desse total (LOVATTO et al., 2005).

Atualmente a suinocultura moderna caracteriza-se pelo aumento da concentração do número de animais confinados por unidade produtiva para obter economias de escala. Com os elevados volumes de dejetos produzidos nas instalações suínicas, tanto os médios quanto os grandes produtores tem excedente de resíduos orgânicos que precisam ser tratados eficientemente para minimizar os problemas de degradação ambiental gerados por esta atividade.

O mercado consumidor exige que a cadeia produtiva adote as normas da sustentabilidade. Neste contexto, a legislação ambiental associada às exigências do mercado tenta impor condições ao tratamento dos dejetos suínos. No cenário mundial, países como Japão, Alemanha e Holanda, que apresentam escassez de área para utilizar os dejetos como fertilizante, tem evitado a expansão do setor diretamente com proibições e indiretamente através de legislação ambiental mais severa. Por outro lado, a rigidez da legislação ambiental nos Estados Unidos motivou a realocação da atividade suínica no território norte-americano, o que aumentou a concentração de unidades produtoras maiores. Assim, o benefício de grandes espaços geográficos para dispor os dejetos suínos permite tornar a atividade mais competitiva, sendo que a legislação permite que insumos ambientais sejam incorporados na atividade (DUDA & OLIVEIRA, 2009).

1.2. Produção e características dos dejetos suínos

A suinocultura, com a modernização dos sistemas de confinamento, gera como efluente um resíduo com elevadas concentrações orgânicas, resultante dos excrementos sólidos e líquidos dos animais. Os principais constituintes dos dejetos suínos que afetam as águas superficiais são matéria orgânica, nutrientes, bactérias fecais e sedimentos. Além disso, aplicações excessivas de dejetos no solo podem ser prejudiciais por provocarem a acumulação de nutrientes no solo (SEGANFREDO, 2000).

O volume dos dejetos produzidos diariamente pelos suínos são muito variáveis e estão relacionados com o peso vivo, a categoria dos animais, tipo de bebedouro e de sistema de higienização (DIESEL et al., 2002). A quantidade de água utilizada para a higienização das instalações é fator determinante no volume de dejetos produzidos diariamente (SINOTTI, 2005).

Além do volume produzido, é preocupante também, a composição físico-química e microbiológica dos dejetos dos suínos. As altas concentrações de nutrientes como N e P, e a elevada concentração de sólidos voláteis (SV) em relação aos sólidos fixos (SF), atribuem a esses dejetos um elevado potencial poluidor. As concentrações de sólidos totais podem variar de 4.209 mg/L a 78.866 mg/L (MEDRI, 1997). A composição e o potencial poluidor dos dejetos, de maneira geral, estão associados à nutrição dos animais. Estas altas concentrações de nutrientes nos dejetos dos suínos estimulam o crescimento de micro-organismos, os quais diminuem a concentração do oxigênio dissolvido (OD), o que pode levar a contaminação às águas de superfície e subperfícies, e promover o desenvolvimento de insetos e odores indesejáveis.

O P está presente nos dejetos na forma de ortofosfatos, polifosfatos e P orgânico, sendo o nutriente responsável pela eutrofização da água. A quantidade de P nos dejetos é dependente da digestibilidade de matérias primas de origem vegetal (16 a 45%), de origem animal (68 a 91%) e de fontes inorgânicas (63 a 90%). O N, nutriente limitante para a maioria das plantas, é transformado biologicamente em amônia, nitrito e nitrato. A formulação inadequada das dietas, principalmente em proteínas, exige um maior consumo de água pelos animais e aumenta a excreção deste nutriente nos dejetos. Além do N e P, os níveis de K, Ca, e Mg e de metais pesados, como Zn e Cd são elevados nos dejetos líquidos de suínos (CHEVERRY et al., 1986).

1.3. Principais indicadores de poluição e contaminação

1.3.1. Indicadores orgânicos

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são parâmetros usados para medir a quantidade de matéria orgânica de um resíduo

através da quantidade de oxigênio necessária para oxidar biologicamente e quimicamente a matéria orgânica. A DBO é uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável sendo que o teste padrão é realizado em laboratório durante cinco dias (DBO_5), através de diluições e incubação das amostras a $20^{\circ}C$, sem a presença da luz. Diferentemente do anterior, no teste da DQO se utiliza um oxidante forte composto por dicromato de potássio e ácido sulfúrico, juntamente com um catalisador e aumento de temperatura. Neste teste a oxidação do material orgânico é praticamente total para a maioria das substâncias orgânicas. Ele fornece um resultado em aproximadamente 3 horas. Estes parâmetros permitem classificar a poluição dos dejetos e das águas residuárias dos tratamentos de efluentes em fraca, média e forte.

O Oxigênio Dissolvido (OD) apresenta-se como um bom indicador de poluição, sua concentração é de 9 mg/L para água limpa a $20^{\circ}C$ e ao nível do mar. Em meio onde a matéria orgânica é altamente concentrada, o OD poderá ser zero mg/L, enquanto que em presença de elevada concentração de algas pode-se observar valores de super saturação.

1.3.2. Indicadores minerais

Os parâmetros mais relevantes para a medida da poluição mineral são o pH, OD, Sólidos (ST, SF e SV) e nutrientes (N e P). O potencial de hidrogenação (pH) é um parâmetro importante, pois condiciona as reações químicas do meio. Os Sólidos são classificados segundo suas características químicas em Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV), os quais juntos formam os Sólidos Totais (ST). Os ST em águas residuárias caracterizam o teor da matéria seca das mesmas, os SV indicam uma estimativa da matéria orgânica existente no resíduo, enquanto que os SF representam a matéria inorgânica, ou seja, o teor dos sólidos minerais. Do ponto de vista químico, os SV são os que se volatilizam a temperaturas inferiores a $550^{\circ}C$ sejam estas substâncias orgânicas ou sais minerais que evaporam a esta temperatura. Os SF são aqueles que permanecem após a completa evaporação da água, geralmente os sais (MEDRI, 1997).

O N e o P são os principais nutrientes responsáveis pelo crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos dejetos (OLIVEIRA, 1994). Os compostos nitrogenados nos dejetos são encontrados na forma de amônia (NH_4) e amônia livre (NH_3), nitritos (NO_2), nitratos (NO_3) e N orgânico. A amônia,

juntamente com o N orgânico, nitrito e nitrato, resulta no Nitrogênio Total (NT). Os processos de conversão da amônia a nitrito e este a nitrato, implica no consumo de OD no meio.

Nos dejetos o P se apresenta nas formas solúveis (ortofosfatos e polifosfatos), e nas formas insolúveis (complexos fosfatos orgânicos, fosfatos precipitados e ácido fosfórico) (CROSS & SCHLESINGER, 1995).

1.4. Processos de digestão

A maioria dos fenômenos de depuração dos dejetos está ligada à atividade de organismos vivos, sendo então chamados de processos biológicos ou bioquímicos (IMHOFF, 1986). Os processos biológicos são os que dependem da ação de microrganismos. Procuram reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Os processos biológicos de tratamento de efluentes fundamentam-se na capacidade que os microrganismos envolvidos têm em tratar a matéria sólida em suspensão coloidal e/ou dissolvida, isto é, os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em substâncias que podem ser removidas do sistema de tratamento (lodo biológico, água e gases). A aplicabilidade de tais processos pode ser avaliada pelo conhecimento de algumas características químicas do despejo. A concentração dos despejos em termos de sólidos biodegradáveis é de fundamental importância e pode ser estimada a partir dos testes de DBO e DQO. Seja o processo utilizado aeróbio ou anaeróbio, a capacidade de utilização dos compostos orgânicos depende da atividade microbiana da biomassa presente no sistema de tratamento (COSTA et al., 1995; CHERNICHARO, 1997).

Dependendo da natureza do aceptor de elétrons, os processos biológicos podem ser divididos em aeróbios ou anaeróbios. Nos aeróbios, que levam à formação de CO_2 e água, o aceptor de elétrons é oxigênio molecular. Nos anaeróbios, que degradam à CO_2 e CH_4 o oxigênio molecular está ausente, sendo que algumas formas de carbono, enxofre e nitrogênio participam como aceptores de elétrons (FREIRE et al., 2000).

A ação das bactérias anaeróbias permite a estabilização da matéria orgânica, as quais convertem a matéria orgânica em metano e compostos inorgânicos como amônia e dióxido de carbono. O processo anaeróbio é normalmente empregado como tratamento primário para a estabilização de afluentes com alta carga orgânica. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO, DQO e SST), envolvendo principalmente a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

1.4.1. Aeróbio

A digestão aeróbica é o processo de decomposição orgânica onde as bactérias aeróbicas, conseguem rapidamente decompor os resíduos orgânicos. Os principais produtos são o CO₂ e a água. O mecanismo da estabilização é a biodegradação de componentes orgânicos pelos organismos aeróbios. Portanto, o processo de digestão aeróbia passa pela oxidação direta da matéria orgânica biodegradável e conseqüentemente aumento da biomassa bacteriana; e, posteriormente, pela oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

1.4.2. Anaeróbio

A digestão anaeróbia é o processo de decomposição orgânica onde as bactérias em condições anaeróbicas, conseguem decompor os resíduos orgânicos. Este processo também é conhecido por biogásificação ou metanização. O tratamento dos resíduos orgânicos por decomposição ou digestão anaeróbica gera biogás, que é formado por cerca de 55% de metano.

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais, e que dependem da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos: a) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); b) bactérias sintróficas (ou acetogênicas); e c) microrganismos metanogênicos (RODRIGUES, 2008).

Nos sistemas de tratamento anaeróbio, procura-se acelerar o processo da digestão, criando condições favoráveis. Essas condições se referem tanto ao próprio projeto do sistema de tratamento como as condições operacionais nele existentes. Em relação ao projeto de sistemas de tratamento é preciso garantir que haja uma grande quantidade de microorganismos ativos atuando no processo e que ocorra um contato intenso entre o material orgânico presente no afluente e a massa microbiana do sistema (FORESTI, 1994).

Diversos fatores podem afetar o processo de digestão anaeróbia, inibindo ou intensificando os parâmetros como velocidade de crescimento e declínio, a produção do biogás, a utilização de substrato, partida do reator entre outros. A temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, teor de sólidos, presença de nutrientes, sobrecargas orgânicas e hidráulicas, são alguns dos fatores que devem ser considerados no tratamento anaeróbio (RAMIRES, 2005).

Por se tratar de um processo biológico, é essencial que os grupos de microorganismos encontrem condições ambientais adequadas ao seu desenvolvimento para que possam realizar a conversão da matéria orgânica de forma eficiente. As condições que interferem no processo biológico da digestão anaeróbia são: (1) temperatura (pois afeta a velocidade de decomposição da matéria orgânica e esta diretamente ligada ao controle da velocidade de crescimento dos micro-organismos) (NOUR, 1996); (2) pH (tem atividade marcante na biometanização e deve estar na faixa de 6,8 a 7,2) (LAMBAIS, 1992); (3) carga da matéria orgânica (para dejetos suínos recomenda-se entre 3,8 a 8 Kg sólidos voláteis/m³/dia) (OLIVEIRA, 1993); (4) concentração de sólidos (pois afeta a produção de gás, sendo a faixa ideal de 10 a 12%) (OLIVEIRA, 1993); (5) substâncias tóxicas (principalmente ácidos voláteis, amônia, oxigênio, antibióticos e cátions pois inibem o processo de fermentação) (LAMBAIS, 1992) e (6) nutrientes (relação C/N deve estar na faixa de 30:1 a 50:1, pois se a relação é alta o processo é limitado pela disponibilidade de N; se a relação C/N é baixa, haverá excesso de amônia que inibe a atividade bacteriana) (SEDIYAMA et al., 2000).

A digestão anaeróbia é eficiente na redução de patógenos que podem estar presentes nos dejetos. Além de condições adequadas em meio anaeróbio, os microorganismos necessitam de energia, matéria orgânica e de outros nutrientes para a transformação em moléculas simples. Este processo envolve quatro fases cinéticas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

- a. Hidrólise: as bactérias fermentativas hidrolíticas promovem a solubilização da matéria orgânica, ou seja, a quebra dos polímeros transformando-os em compostos menores. As proteínas são convertidas em aminoácidos, os carboidratos complexos em monômeros de açúcar e as gorduras são reduzidas a frações de ácidos graxos de cadeia longa. Essas reações ocorrem em função da liberação, pelos microrganismos, de enzimas como amilase, celulase, protease e lipase. Entretanto, a velocidade de cada reação irá depender da superfície específica de contato do substrato com as enzimas. Além disso, outros fatores podem interferir na conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos como a temperatura operacional do reator, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato (ex.: teores de lignina, carboidrato, proteínas e gordura), tamanho das partículas, pH do meio, concentração de $N^- NH_4^+$; concentração de produtos da hidrólise (ex.: ácidos graxos voláteis). Dentre os principais gêneros de bactérias com capacidade hidrolítica no processo de digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007), destacam-se: • *Clostridium*, *Micrococcus*, (que são gêneros produtores de lipases, para degradação de lipídios a ácidos graxos); • *Bacteróides*, *Butyvirio*, *Clostridium*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus* e *Bacillus*, (que são gêneros produtores de proteases, para degradação de proteínas a aminoácidos); • *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio*, *Eubacterium*, (que são gêneros produtores de amilases, para degradação de polissacarídeos a açúcares menores).
- b. Acidogênese: os produtos solúveis da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas. As bactérias acidogênicas produzem compostos mais simples como ácidos graxos voláteis (propiónico, butírico, láctico), alcoóis, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, a exemplo dos gêneros: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia*. A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. (CHERNICHARO, 2007).

- c. Acetogênese: os produtos resultantes da acidogênese são convertidos em acetato, CO₂ e H₂ pela ação das bactérias acetogênicas e homoacetogênicas formando os substratos para serem utilizados na produção de metano. A fase acetogênica ocorre em duas etapas: a desidrogenação acetogênica e a hidrogenação acetogênica. Durante a desidrogenação acetogênica atuam as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, como *yntrophobacter wolinii* que degrada o propionato, e *Syntrophomonas wolfei* que degrada o butirato, entre outras (FERNANDES, 2004). As bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio utilizam ácidos de cadeias maiores que o acético para produzir ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio a baixas pressões de hidrogênio.
- d. Metanogênese: as arqueas metanogênicas são divididas de acordo com o substrato utilizado como fonte de energia. As arqueas metanogênicas hidrogenotróficas tem por função manter o equilíbrio termodinâmico do hidrogênio no processo de digestão (RAMIRES, 2005). Os gêneros mais freqüentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter*, *Methanoculleus*, e *Methanocorpusculum*. Praticamente todas as espécies de metanogênicas hidrogenotróficas são capazes de produzir metano a partir de H₂ e CO₂. As arqueas metanogênicas acetoclásticas são as grandes responsáveis pela produção de metano na digestão anaeróbia, sendo pertencentes a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanosaeta* (CHERNICHARO, 2007). O processo de digestão anaeróbica é apresentado na Figura 1.

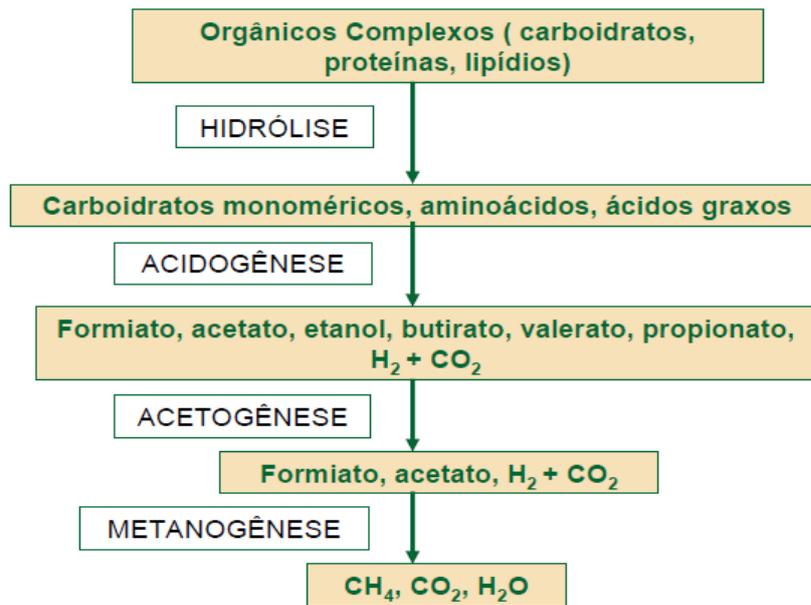


Figura 1 – Processo de digestão anaeróbica nos dejetos (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

Os processos anaeróbios apresentam algumas vantagens como: (1) a baixa produção de sólidos (5 – 10 vezes menor que nos processos aeróbios), (2) dispensa o uso de aerador, o que diminui o consumo de energia, (3) baixa demanda de nutrientes (N e P) em função da menor produção de biomassa, e (4) gera gás combustível (CH₄) com elevado teor calorífico. No entanto os processos anaeróbios possuem algumas desvantagens como: (1) a baixa eficiência de remoção de matéria orgânica que requer um sistema de pós-tratamento (aeróbio ou físico-químico), (2) susceptibilidade das bactérias anaeróbias aos compostos tóxicos e (3) o baixo OD dos efluentes tratados.

A compreensão do sistema responsável pela degradação anaeróbia permitiu o desenvolvimento de reatores ideais para o desenvolvimento dos micro-organismos que possuem a capacidade de digerir a matéria orgânica presente nos dejetos suínos e transformá-lo em metano em ambiente anaeróbio (ARCURI, 1986). A metanogênese depende essencialmente da presença e ação de bactérias acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas.

A digestão anaeróbia modifica a composição química do substrato. As diferenças entre dejetos “in natura” e o efluente de digester anaeróbio são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Valores médios de parâmetros avaliados em dejetos líquidos suínos *in natura* e efluentes de um biodigestor anaeróbio

Parâmetros	Dejetos <i>in natura</i>	Efluente do biodigestor
NTK	1.603	1.166
N-NH ₄ ⁺	958	988
P total	357	101
P-PO ₄ ⁻	176	87
DQO	12.247	1.102
COT	2.818	365
ST	12.500	3.000
SV	7.994	886
K	808	576
Cu	1,3	0,1
Zn	15	0,8

Fonte: (CHENG, 2004).

Observa-se nesses dados que o processo de biodigestão não é capaz de reduzir adequadamente o potencial poluidor do efluente. Há necessidade de tratamento dos efluentes. Esse processo, a digestão anaeróbica, não pode ser considerado como um sistema de tratamento, mas somente como uma etapa de conversão parcial de formas orgânicas de carbono em inorgânicas, principalmente CH₄ (aproximadamente 70% do C mineralizado) e CO₂ (CHENG, 2004).

Nas últimas décadas desenvolveu-se um grande número de diferentes processos anaeróbios para o tratamento de efluentes com concentração orgânica elevada. Durante muito tempo a maior aplicação foi para a digestão de lodo concentrado produzido no tratamento de esgoto doméstico e no tratamento de efluente industrial com grande carga orgânica. Novas tecnologias foram surgindo com o incremento das pesquisas na área de tratamento anaeróbio. Os novos sistemas de tratamento caracterizavam-se, basicamente, pela capacidade em reter grandes quantidades de biomassa de elevada atividade microbiana, aplicando baixos tempos de detenção hidráulica.

Atualmente os reatores são agrupados em três sistemas: (1) batelada, (2) contínuo e (3) de alta taxa. O reator de batelada é mais simples, sendo constituído de uma câmara única de fermentação, onde o material a ser digerido permanece até o final da digestão. Os reatores contínuos permitem cargas periódicas, permitindo fluxo contínuo com a descarga do material já digerido. Os reatores de alta taxa permitem elevadas taxas de decomposição, transformando mais rapidamente a matéria orgânica em biogás (MORAES, 2000).

Dentre os três sistemas os mais eficientes são os reatores de fluxo ascendente (UASB) e os reatores sequenciais de batelada (SBR), pois permitem tratar os efluentes dos dejetos dos suínos com maior eficiência. Isso se deve ao pouco espaço necessário para a implementação, ao menor custo de investimentos para maiores cargas volumétrico, além da produção de biogás.

1.5. Sistemas de tratamento de dejetos

Os reatores são relativamente simples o que permite a combinação destes com outros métodos de tratamento do efluente. A utilização em conjunto com outros sistemas possibilita a recuperação de produtos como a amônia e enxofre, dependendo da natureza do efluente tratado. No caso da suinocultura, os processos anaeróbios de tratamento e armazenamento apresentam uma solução adequada no sentido de minimizar a poluição e os impactos ambientais provenientes dos dejetos suínos.

Os reatores foram concebidos inicialmente para tratamento de efluentes industriais como estruturas cilíndricas ou prismáticas retangulares, configurando-se como reatores de paredes verticais (OLIVEIRA & SANTANA, 2011). Os mesmos foram adaptados para tratamentos de águas residuárias na suinocultura. As adaptações incluíram diferentes configurações em função dos aspectos relacionados à obrigatoriedade de dotar o reator anaeróbio de elementos físicos favoráveis à mobilização da biomassa ativa. A dinâmica da biomassa pode ser favorecida pelo movimento ascensional do biogás (OLIVEIRA & FORESTI, 2004).

Dentre os sistemas de tratamento de dejetos feito por reatores na suinocultura dois são considerados especiais, um por ser o mais antigo (UASB) e o outro (SBR) por ser mais

recente com adaptações sobre o mais antigo que o tornaram mais eficiente. Em vista disso os dois sistemas são descritos a seguir:

1.5.1. Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB - “Upflow Anaerobic Sludge Blanket”) é utilizado comumente para o tratamento de águas residuárias. O reator UASB foi desenvolvido na década de 70 e, se caracteriza pela presença de um separador de fases que divide o reator em duas partes: uma inferior, ou zona de digestão, onde há uma manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia; e uma superior, ou zona de sedimentação. O dimensionamento do reator UASB deve ser feito com base na vazão diária, carga orgânica e utilização de velocidade ascensional de até $1\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ (DUDA & OLIVEIRA, 2007).

Os reatores podem ser de natureza simples ou complexa, de baixa ou de alta concentração. Os reatores UASB são caracterizados pelo crescimento bacteriano disperso, onde a biomassa é dotada de boa qualidade de sedimentação, baixo índice volumétrico de lodo, boa resistência física e atividade metanogênica específica satisfatória (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

As principais vantagens do reator UASB são: (1) a baixa produção de sólidos e o conseqüente consumo de energia reduzido, (2) a baixa demanda de área, (3) os baixos custos de implantação, (4) a preservação da biomassa sem alimentação no interior do reator por vários meses, (5) a tolerância a elevadas cargas orgânicas, (6) o baixo consumo de nutrientes e (7) a produção de biogás. Em muitos casos, entretanto, faz-se necessário a utilização de unidades de pré-tratamento para adequação do efluente ao processo. Essas unidades são empregadas para a separação das fases sólidas e líquida dos efluentes, e para retenção de partículas indesejáveis ao tratamento (VON SPERLING, 1997).

O sucesso de qualquer processo anaeróbio, especialmente os de alta taxa, depende fundamentalmente da manutenção dentro dos reatores de uma biomassa adaptada com elevada atividade microbiológica e resistência a choques. Um dos aspectos mais importantes do processo anaeróbio através de manta de lodo é sua habilidade em desenvolver e manter um lodo de elevada atividade e de excelentes características de sedimentação

A água residuária entra pelo fundo do reator e segue uma trajetória ascendente, passando pela zona de digestão, atravessando uma abertura existente no separador de fases e entrando para a zona de sedimentação, e saída do efluente. Quando a água residuária entra no reator há mistura do material orgânico nela presente com o lodo anaeróbico da zona de digestão, resultando na produção de biogás e no crescimento de lodo. O líquido escoar em direção ascendente e passa, através das aberturas que existem no separador de fases, para a parte superior do reator; a velocidade tende a diminuir e a velocidade de sedimentação das partículas arrastadas se torna maior que a velocidade de arraste fazendo com que as partículas sólidas retornem à zona de digestão, acumulando-se a ponto de necessitarem de descarte periódico (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). O reator UASB garante os dois pré-requisitos para uma digestão anaeróbica eficiente, pois através do escoamento ascensional do afluente passando pela camada de lodo, assegura-se um contato intenso entre o material orgânico e o lodo; e o segundo é a garantia da retenção de uma grande massa de lodo no reator (RODRIGUES, 2008). A Figura 2 apresenta esquematicamente o funcionamento de um reator UASB.

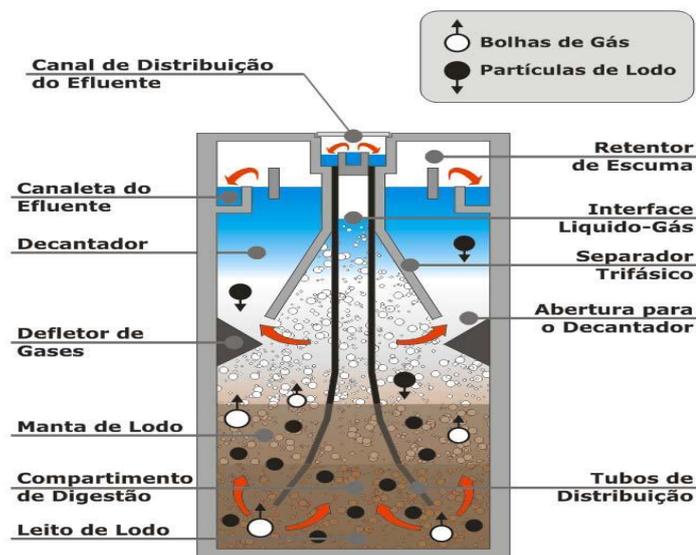


Figura 2 – Esquema do Processo de um reator UASB (CHERNICHARO, 2008).

O funcionamento do reator UASB pode ser influenciado por diferentes fatores um deles é a alta concentração de N amoniacal dos dejetos suínos interfere na granulação do lodo e a grande concentração de sólidos pode remover o lodo do reator (LETTINGA & HULSHOF, 1991). Como forma de reduzir os efeitos sobre o lodo, diversos estudos têm utilizado grânulos e biogrânulos na biomassa. O reator UASB tem sido aplicado com sucesso no tratamento de

esgotos doméstico ao industrial e seu alto desempenho, comparado aos sistemas tradicionais, é devido à granulação da biomassa ativa (CHERNICHARO, 2008).

No tratamento de dejetos suínos, os reatores UASB têm apresentado boa estabilidade e desempenho satisfatório na transformação da carga orgânica por biodegradação. Além disso, os reatores UASB alcançam eficiências semelhantes de remoção da matéria orgânica com volumes diferentes no tratamento de dejetos suínos com baixas ou altas concentrações (DENG et al., 2008). No entanto, apresentam baixa eficiência de remoção para NT, N amoniacal e P (RAMIRES, 2005). Embora os reatores anaeróbios sejam unidades relativamente eficientes para a remoção de material orgânico e sólidos em suspensão, têm pouco efeito sobre a redução da concentração dos nutrientes presentes nas águas residuárias (MARCHETTO, 2001). O reator UASB está sujeito a limitações relacionadas à concentração de SST do afluente, as quais variam de 500 a 1000 mg/L, pois nestas condições o processo metanogênico é limitado pela taxa de hidrólise dos sólidos orgânicos (PEREIRA, 2004). O N e o P geralmente são conservados durante a digestão anaeróbia, com o aumento da fração mineralizada (MASSÉ et al., 2007).

A eficiência de um reator UASB, em escala de laboratório, e alimentado em batelada, apresentou uma remoção de DQO total de 78% e DBO₅ na ordem de 75% (CAMPOS et al., 2005). CARMO (1998) utilizando água residuária da suinocultura em um reator UASB, em escala real, com uma DQO total de 4.300mg/L obteve eficiência de 84%, e para ST o efluente apresentou uma eficiência de 72%. Em um reator UASB em escala piloto com um intervalo de 8 a 30 horas foram obtidas eficiência de remoção de DQO de 60 a 85% (KALYUZHNYI & SKLYAR, 2000). Recentemente avaliando um reator UASB em escala laboratorial e aplicando uma COV variando de 1,1 a 17,5 kg DQO m³/d e TDH variando de 1,7 a 4, 1 dia, a eficiência média de remoção de DBO e DQO de 87 e 85%, mostrando ótima performance no tratamento de águas residuárias da suinocultura (RODRIGUES et al., 2010).

1.5.2. Reator sequencial em batelada (SBR)

Data do começo do século XX o uso inicial de tecnologias do tipo “batelada” no tratamento de esgotos, confundindo-se com a própria descoberta e implementação, pela

primeira vez, do processo de lodos ativados. Desde então, e por muitas décadas, os sistemas operados em bateladas foram considerados interessantes, porém sem aplicação prática, face às dificuldades operacionais inerentes ao seu funcionamento intermitente, resultando daí sua substituição por sistemas de fluxo contínuo (IRVINE & BUSCH, 1979). No entanto, o desenvolvimento de sistemas de controle computadorizados associado ao domínio da microbiologia aplicada aos processos de depuração biológica de efluentes orgânicos impulsionou o ressurgimento dos sistemas operados em bateladas.

O reator anaeróbio operado em batelada sequencial (ASBR – “Anaerobic Sequencing Batch Reactor”), vem sendo amplamente estudado a partir da década de 80 como alternativa aos sistemas contínuos, com algumas vantagens, como: (1) a eliminação da sedimentação secundária, (2) boa retenção de biomassa, (3) operação simples e (4) flexibilidade. No entanto, este sistema apresenta a desvantagem de descartar o efluente tratado de forma pontual, a cada término do ciclo, o que acarreta um grande choque de carga para o corpo receptor. A utilização deste sistema no tratamento de dejetos suínos deve considerar o tipo de manejo das instalações sendo que para cada tipo é necessária uma caracterização específica do funcionamento do reator (ZHANG, 1997).

O princípio dos SBR consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações normalmente associados ao tratamento tradicional de lodos ativados sendo divididas em decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária em um único tanque (Figura 3). O funcionamento adequado do sistema se deve ao estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas de enchimento, reação, decantação, esvaziamento e repouso (COSTA, 2005; VON SPERLING, 1997). Assim, esses processos e operações passam a ser simplesmente sequencias no tempo, e não em unidades separadas como ocorrem nos processos convencionais (VON SPERLING, 1997).

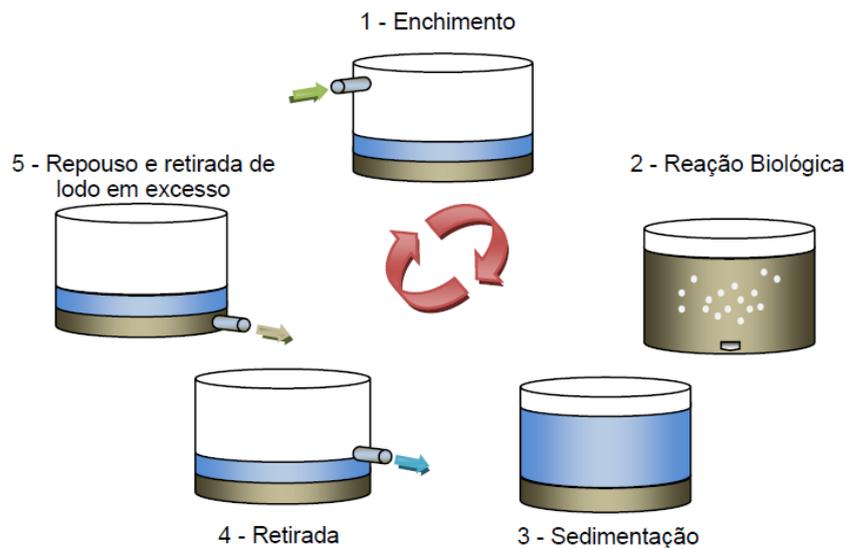


Figura 3 – Fases de um reator sequencial de batelada (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

O processo de lodos ativados em bateladas envolve operação cíclica, em estado estacionário e com alimentação intermitente, durante períodos selecionados ou durante toda a duração do ciclo, com exceção nas fases de sedimentação e retirada (ARTAN & ORHON, 1994). O processo inicia com a fase de enchimento que corresponde a adição do efluente no reator. A etapa de reação tem por objetivo completar as reações iniciadas na fase do enchimento, podendo ser realizada em condições aeróbias ou anaeróbias. A fase de decantação é a separação do conteúdo sólido do líquido, semelhante ao que acontece em clarificadores de tratamentos biológicos. A etapa de esvaziamento é a retirada do efluente tratado do reator. Durante o repouso, há ajuste dos ciclos e a remoção do lodo excedente (COSTA, 2005)

No tratamento de dejetos suínos, os reatores SBR têm apresentado um desempenho satisfatório, pois estes realizam sequencialmente, em uma mesma unidade, a oxidação da matéria carbonácea, a remoção de nutrientes e a separação sólido-líquido, através da sedimentação (MANNING & IRVINE, 1985). O uso do SBR é uma alternativa tecnológica capaz de proporcionar as variações das condições ambientais necessárias para a remoção biológica de nutrientes, especialmente N e P (BERNET et al., 2000). Avaliando águas residuárias provenientes da suinocultura com uma concentração de SST em torno de 10.000mg/L em escala piloto, dois reatores SBR (volume de 280 e 140L) apresentaram eficiências de remoção de NT e PT que variaram de 30 a 82% e de 42 a 100%, respectivamente (DUDA & OLIVEIRA, 2009). A inclusão de um reator SBR para o pós-

tratamento do efluente de reatores anaeróbios horizontais contribui para o aumento nas eficiências de remoção de DQO, sólidos suspensos atingindo valores de 76 a 94%, (TOLEDO et al., 2001).

Os processos biológicos tendem a apresentar uma maior complexidade operacional por serem altamente dependentes do comportamento da biomassa ativa, das condições ambientais previstas no reator e das características do substrato afluente, portanto os reatores anaeróbios, em geral, não produzem efluentes que se enquadrem nos padrões da legislação ambiental brasileira. Existem dificuldades no tratamento de águas residuárias de suinocultura em virtude da alta concentração de sólidos suspensos, prejudicando a hidrólise (KIM, 2009).

Analisando um sistema de tratamento combinado anaeróbio e aeróbio, composto por reator UASB seguido por um SBR, e trabalhando com baixo TDH (39 e 20 horas), os resultados mostram uma eficiência na remoção de DQO de 97%, para NTK de 89%, N amoniacal de 95%, para P total de 74% e para coliformes até 99,99%. Dessa forma, pode ser recomendado como alternativa para o tratamento com estabilidade de águas residuárias da suinocultura com grandes variações de carga de sólidos suspensos e com altas concentrações de matéria orgânica, N, P e coliformes (OLIVEIRA & SANTANA, 2011).

1.6. Meta-análise

Os diferentes sistemas de tratamentos de águas residuárias estão em constante expansão. Dessa forma, o volume de dados a ser considerado por profissionais e pesquisadores é considerável. O aumento no número de publicações e a velocidade da divulgação destes trabalhos tornaram praticamente impossíveis ler, avaliar criticamente e sintetizar o estado do conhecimento atual em determinadas sistemas.

O maior número de trabalhos publicados pode não refletir avanços qualitativos, pois muitos estudos possuem resultados pouco conclusivos, geralmente devido ao pequeno número de observações. Assim, a diversidade de informações existentes pode não atender a determinadas expectativas dos pesquisadores. Neste contexto, as revisões tornaram-se ferramentas essenciais para acompanhar evidências que se acumulam em um determinado campo de interesse.

Existe uma grande variabilidade de estudos envolvendo diferentes mecanismos para o tratamento dos dejetos suínos. Estes estudos, apesar de contemplar um grande volume de informação, não são conclusivos em diversos aspectos. Além disso, o custo para a realização dos ensaios e as dificuldades práticas impedem a caracterização e a quantificação dos diversos fatores. Assim, a meta-análise pode ser adequada para o estudo da eficiência de utilização dos reatores UASB e SBR no tratamento de água residuária da suinocultura.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram selecionadas publicações indexadas que abordaram o uso de reatores do tipo UASB ou SBR para o tratamento de efluentes da suinocultura. A estratégia de pesquisa dos trabalhos foi a consulta de diferentes bancos de dados digitais (Google Scholar, HighWire, Science Direct Scopus, Scielo e PubMed).

Após identificados, os estudos foram avaliados criticamente quanto à sua qualidade e pertinência com os objetivos da meta-análise. Nesta etapa, um conjunto de informações sobre cada um dos estudos selecionados foi analisado, incluindo itens relacionados ao desenho experimental, tratamentos, variáveis estudadas e análise de dados. Em seguida, os estudos selecionados foram submetidos a uma lista de verificação a fim de avaliar a sua inclusão neste estudo. Os principais critérios para a seleção das publicações foram: (a) sistemas de tratamento de dejetos utilizando reatores do tipo UASB ou SBR, (b) para o tratamento de dejetos da suinocultura, e (c) cujas composições de afluente e efluente fossem descritas. A seleção foi realizada de maneira independente por dois avaliadores com base nos critérios acima. Somente os estudos publicados em revistas indexadas foram selecionados, considerando a aceitação para publicação como um critério subjetivo para a sua qualidade metodológica. Os resultados (positivos ou negativos) não foram critérios de inclusão de artigos na base de dados.

Após a seleção dos trabalhos e posterior análise exploratória, foram tabuladas as informações relativas às variáveis passíveis de análise e outras para permitir o estudo descritivo e o ajuste dos dados. Estas informações foram selecionadas nas seções do material e métodos e dos resultados dos artigos e tabuladas em uma base elaborada em planilha eletrônica de dados.

A metodologia para a definição das variáveis dependentes e independentes e para a codificação dos dados seguiu as proposições descritas na literatura (LOVATTO, 2007); (SAUVANT et al., 2008). Algumas codificações foram utilizadas com critérios qualitativos de agrupamento, como recurso para associar grupos homogêneos em determinados critérios e incluí-los nos modelos analíticos como fonte de variação. As principais codificações utilizadas foram para tipo de reator (UASB ou SBR), momento da obtenção de amostra (afluente ou efluente), existência de tratamento anterior ao reator em estudo (dejetos

provenientes de armazenamento ou de outro sistema de tratamento) e tamanho de reator (reatores de campo ou de bancada). Outras codificações foram utilizadas como variáveis de ajuste nas análises, com o objetivo de considerar a variabilidade dos estudos compilados (efeito do artigo, efeitos *inter* e *intra*). Para a codificação do artigo (geral) foi atribuído um número sequencial específico para cada trabalho inserido na base. A codificação *inter* foi formada pela união da codificação geral e de números sequenciais, de maneira a atribuir um código específico para cada tratamento da base. A codificação *intra*, semelhante a utilizada para análise do efeito anterior, foi atribuída para medidas repetidas (afluente e efluente).

As variáveis analisadas foram: características experimentais, perfil do afluente, perfil do efluente e eficiência dos reatores (variação entre afluente e efluente). As principais características experimentais avaliadas foram: sistema de tratamento anterior ao reator, duração do experimento, vasão, temperatura ambiental e do dejetos, volume e tipo do reator. As respostas analisadas para perfil de afluente e efluente foram: sólidos totais, sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis), demanda química de oxigênio (total, dissolvida e devido aos sólidos suspensos), demanda bioquímica de oxigênio, pH, alcalinidade, nitrogênio total e fósforo total.

A meta-análise seguiu três análises sequenciais: gráfica (para controlar a qualidade da base e observar a coerência dos dados), de correlação (entre as diversas variáveis, para identificar os fatores relacionados) e de variância-covariância. As observações *outliers* não foram removidas da base de dados, conforme recomendação de SAUVANT et al, (2008). Não foi utilizada ponderação nas análises estatísticas, devido a falta de informações de medidas de estatística descritiva nos artigos utilizados para a base de dados.

Nas análises de variância-covariância foram utilizadas nos modelos as codificações para os efeitos geral, *inter* ou *intra*; e as codificações para tipo de reator (UASB ou SBR), conforme o objetivo da análise. As codificações para existência de tratamento anterior ao reator em estudo (dejetos vindos de armazenamento ou tratamento) e para tamanho de reator (reatores de campo ou de bancada) foram testadas para as análises de variância, porém, foram posteriormente excluídas por não apresentarem efeito significativo ($P > 0,05$) nos modelos. A comparação entre os reatores quanto à sua eficiência (variação percentual entre afluente e efluente) considerou como covariável a composição do afluente na resposta de interesse (por exemplo: para a resposta “variação nos sólidos totais entre afluente/efluente”, a característica “sólidos totais no afluente” foi considerada como covariável). As equações de regressão

foram obtidas através da análise de variância-covariância pelo procedimento *General Linear Model*. Para as respostas de eficiência dos reatores foram geradas equações em função de cada característica estudada para a composição do afluente. Porém, assim como nas correlações, serão apresentadas apenas as que apresentaram significância estatística ($P < 0,05$). Todas as análises foram realizadas através do programa Minitab 16 (MINITAB, 2010).

2.1 Descrição da base de dados

A base de dados foi composta por 76 artigos publicados entre 1987 e 2011 (moda: 2009). A distribuição dos artigos da base em função do ano de publicação e do tipo de reator é apresentada na Figura 4. No conjunto de artigos, os trabalhos com reatores UASB são mais recentes (média do ano de publicação: 2005) em relação aos trabalhos com SBR (média do ano: 2002). Do total de trabalhos, 80% foram publicados a partir do ano 2000.

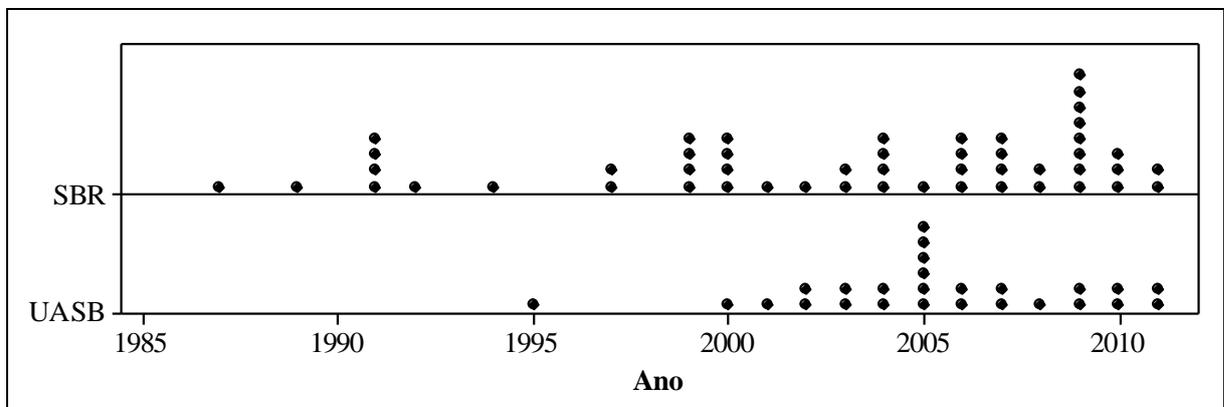


Figura 4 – Distribuição dos artigos da base de dados em função do ano de publicação e do tipo de reator em estudo.

A distribuição espacial dos artigos da base, considerando o local de pesquisa onde foi realizado o experimento, é apresentada na Figura 5. A maioria dos experimentos foi realizada em instituições da China (21% dos artigos), Brasil (15%), Espanha (11%), Japão (9%), Estados Unidos (9%), Canadá (8%) e Itália (8%). Os trabalhos incluídos na base apresentaram experimentos com duração média de 96 dias (de 1 a 255 dias). O tempo de detenção hidráulica foi em média de $0,258 \text{ m}^3/\text{dia}$ (coeficiente de variação de 37%).



Figura 5 – Distribuição dos artigos da base de dados em função da localização geográfica dos institutos de pesquisa.

O volume médio dos reatores foi de 11.958 litros (de 1 a 180.000 litros). A grande variabilidade observada nesta característica se deve a utilização de equipamentos em escala real ou em escala laboratorial. Do total de dados tabulados, 49% são oriundos de trabalhos em escala real (reatores com média de 27.367 litros) e 51% em escala laboratorial (média de 17 litros). A parcela de trabalhos em escala real foi de 42% entre os trabalhos com reatores SBR e de 58% nos estudos com reatores UASB.

A composição média dos afluentes estudados é apresentada na Tabela 2. Do total de dados, 70% consideraram o afluente como o dejetos oriundo de sistema de armazenamento, 17% como oriundo de um sistema de tratamento anterior ao reator e para 13% dos dados não foram apresentadas informações pertinentes sobre a origem dos dejetos. A partir da classificação entre os tipos de reatores, foi possível observar que os dejetos oriundos de sistemas de armazenamento foram 68% do total nos estudos com reatores SBR e 72% nos com reatores UASB.

Tabela 2 – Composição média dos dejetos utilizados como afluentes nos reatores obtidas por meta-análise

	n	Média	Erro padrão
Sólidos totais, mg/L	27	18.813	4.713
Sólidos suspensos totais, mg/L	66	4.311	1.058
Sólidos suspensos fixos, mg/L	19	404	73
Sólidos suspensos voláteis, mg/L	64	4.148	942
pH	68	7,36	0,06
Alcalinidade	35	2.195	405
DQO total, mg/L	121	8.533	1.384
DQO dissolvida, mg/L	51	4.179	846
DQO devido aos sólidos suspensos, mg/L	22	4.675	693
DBO, mg/L	28	1.706	278
Nitrogênio total, mg/L	34	432	78
Fósforo total, mg/L	58	195	18

DQO: Demanda química de oxigênio; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da meta-análise são apresentados a seguir, através da composição do afluente e efluente nos reatores UASB e SBR, e com base nas variáveis consideradas mais relevantes na água residuária da suinocultura (ST, SST, SSF, SSV, pH, alcalinidade, DBO, DQO, N e P). Consta neste documento também as eficiências de eliminação destas variáveis para a carga inicial em função do tipo de reator, bem como as correlações entre a eficiência de remoção (efluente *vs* afluente) de ST, SST, SSV, DQO total, DQO dissolvida e devido aos SS.

3.1 Avaliação de Reatores UASB

A Tabela 3 apresenta a composição de afluente e efluente nos reatores do tipo UASB. Os resultados da meta-análise mostraram que a concentração de ST foi 79% menor ($P < 0,05$) no efluente em relação ao afluente. O efluente dos reatores UASB também apresentou redução de 73% no conteúdo de SST ($P < 0,05$) e de 89% no conteúdo de SSV ($P < 0,001$) em relação ao afluente. Entretanto, o conteúdo de SSF não diferiu ($P > 0,05$) entre o afluente e o efluente do reator.

Tabela 3 – Composição de afluente e efluente nos reatores do tipo UASB obtidos por meta-análise

	n	Afluente	Efluente	P	dpr
Sólidos totais, mg/L	13	3.787	809	0,029	569
Sólidos suspensos totais, mg/L	28	4.176	1.139	0,011	974
Sólidos suspensos fixos, mg/L	13	816	604	0,074	60
Sólidos suspensos voláteis, mg /L	30	7.142	775	<0,001	637
pH	33	7,3	7,4	0,800	0,6
Alcalinidade	20	1.212	1.293	0,370	98
DQO total, mg/L	53	5.996	2.338	<0,001	212
DQO dissolvida, mg/L	30	2.974	899	0,004	506
DQO devido aos sólidos suspensos, mg/L	13	3.896	1.486	0,041	771
DBO, mg/L	16	2.278	1.794	0,603	348
Nitrogênio total, mg/L	19	586	551	0,900	85
Fósforo total, mg/L	19	289	196	0,045	32

^P Probabilidade. ^{dpr} Desvio padrão residual.

Os dejetos de suínos podem apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado e, principalmente, da quantidade de água e nutrientes em sua composição (HANAJIMA et al., 2007). Estas variações na composição do afluente, além do tempo de detenção hidráulica no reator podem comprometer a eficiência de remoção dos SST e SSV (CAMPOS et al., 2005). Além disso, diversos estudos indicam que a remoção de sólidos depende do manejo realizado nas propriedades (PEREIRA, 2004; TOBIAS, 2002). Em escala real, a eficiência de reatores UASB no tratamento de efluentes foi de 63,1% para ST, 62% para SSV. No entanto, a eficiência de remoção do sistema UASB precedido de decantador aumenta em 88 e 85% a remoção de SST e SSV (RODRIGUES et al., 2010). A utilização de dois reatores UASB em série com concentrações de afluentes de SST variando de 2216 a 7131 mg/L permitiu a remoção de matéria orgânica acima de 85% (SANTANA, 2004).

O manejo adotado nas propriedades, com a retirada mecânica dos sólidos grosseiros, o elevado volume de água para a higienização e o aumento na concentração de sólidos no efluente são os principais responsáveis pelo aumento nos valores de SST dos afluentes. Além disso, a eficiência dos reatores UASB na remoção de sólidos está relacionada aos processos de remoção que antecedem o reator. Na remoção de SV os reatores podem apresentar baixo desempenho, uma vez que a maior carga de sólidos é removida por sistema de decantação. Isso foi verificado por SANTOS (2006), que obteve eficiência de remoção de ST e STV de 77,0 e 90,8% para o decantador e de 46 e 54% para o reator UASB. O baixo desempenho do UASB pode ser explicado pela perda excessiva de lodo de baixa sedimentabilidade carregado com as bolhas de biogás.

Vários autores indicam que o tratamento anaeróbio seja precedido de remoção de sólidos grosseiros e de desarenação (CHERNICHARO, 2008; JORDÃO & PESSÔA, 2005). Neste sentido, a cinética de nitrificação é fortemente influenciada pelo pré-tratamento no reator UASB (COURA, 2003). Além disso, a redução do tamanho das partículas possibilita acelerar o grau de hidrólise e as taxas de conversões metabólicas no reator anaeróbio (TEIXEIRA, 2005). Existem diversos métodos para tratamento global de dejetos para diminuir a carga poluente produzida e mitigar os efeitos da contaminação ambiental (GARTNER & GAMA, 2005).

Existem dificuldades no tratamento de águas residuárias de suinocultura em virtude da alta concentração de sólidos suspensos, prejudicando a hidrólise (KIM, 2009). O uso do

processo anaeróbio em dois estágios (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994), com a hidrólise parcial da matéria orgânica particulada no primeiro reator e a conversão, no segundo reator, dos compostos solúveis formados no primeiro reator, pode minimizar o problema (DUDA & OLIVEIRA, 2009). Entretanto, os sistemas de tratamento biológico de águas residuárias adequadamente projetados e operados, removem satisfatoriamente constituintes indesejáveis (matéria orgânica biodegradável, sólidos em suspensão e organismos patogênicos) e retém elementos nutritivos, favorecendo a fertirrigação (LEITE et al., 2005).

Os valores de pH e a alcalinidade entre afluente e efluente não foram afetados ($P > 0,05$; 7,3 vs 7,4) pela anaerobiose do reator do tipo UASB. O pH do substrato do reator em anaerobiose não é, normalmente, influenciado pela ação de microorganismos. Isso se deve a taxa de digestão anaeróbia se encontrar na faixa de neutralidade, perto de pH 7,0 pois o pH no reator automaticamente adquire um valor na faixa ótima, sem que haja necessidade de adição de um alcalinizante. Isso se deve a capacidade de tamponamento do sistema ácido/base mais importante no reator que é o sistema carbônico (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). No entanto, em situações anormais o pH do substrato pode variar afetando a ação dos microorganismos anaeróbios. É o caso, por exemplo, do aumento da concentração de ácidos graxos voláteis (AGV), pois as bactérias formadoras de ácidos fracionam a matéria orgânica e como consequência temos uma redução do pH. Após algum tempo, as bactérias metanogênicas começarão a agir transformando os ácidos em metano, neutralizando o meio e elevando o pH (NOGUEIRA, 1986). Valores de pH inferiores a 6,2 podem provocar toxicidade às bactérias metanogênicas (HOHLFELD & SASSE, 1986).

Em meio anaeróbio uma condição ótima de pH é verificada na faixa entre 6,6 e 7,4, embora a estabilidade na formação de metano possa ocorrer numa faixa mais ampla de pH, entre 6,8 e 8,0 (CARMO JR., 1998b). O valor e a estabilidade do pH no reator anaeróbio são extremamente importantes pois, uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita próximo de pH 7. Se o pH for menor que 6,3 ou superior a 7,8 a taxa de metanogênese diminui rapidamente. O sistema gás carbônico/bicarbonato é responsável pela faixa ótima de atividade metanogênica no reator, no qual atua no tamponamento do sistema ácido/base (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Os resultados de pH e alcalinidade obtidos por meta-análise não diferiram provavelmente pelas condições experimentais adequadas dos artigos utilizados na base. Em

condições ideais, essas variáveis não sofrem alterações importantes entre a entrada e a saída do reator.

Normalmente em anaerobiose a alcalinidade do substrato do reator se mantém em equilíbrio. No entanto, em situações de estresse do substrato por fatores como a amonificação e remoção de AGV levam a uma variação da alcalinidade. No reator UASB gera-se alcalinidade devido a reações como a amonificação (mineralização de N orgânico) e perde-se acidez devido à dessorção de CO₂ (produção de biogás) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Quando a quantidade de ácidos voláteis presente é pequena, a alcalinidade total é praticamente igual à alcalinidade em bicarbonato. Porém, se os ácidos voláteis aumentam, eles serão neutralizados pela alcalinidade em bicarbonato (CHERNICHARO, 1997; OLIVEIRA, 1993).

O pH, a alcalinidade e os ácidos voláteis são três fatores ambientais que estão intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle dos processos anaeróbios. A alcalinidade e os ácidos voláteis tem uma intensa interação, estabelecida na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos gerados na digestão anaeróbia e em tamponar o pH quando houver acúmulo de ácidos voláteis (COSTA, 2005). Ao analisar o efeito do pH na estabilidade dos processos de tratamento anaeróbio deve-se considerar aquele do conteúdo do reator e não o pH do efluente. O processo deve ser estritamente controlado quando os resíduos são ácidos através de medidas de pH na parte superior do reator, próximo à entrada do afluente (NUNES, 1996).

O reator do tipo UASB reduziu em 61% ($P < 0,001$) a DQO total, em 70% ($P < 0,01$) a DQO dissolvida e em 62% ($P < 0,05$) a DQO devido aos sólidos suspensos entre o afluente e efluente. Se houver uma redução adequada do substrato, haverá uma eficiência na remoção de matéria carbonácea resultando em baixo DQO no efluente final (TOBIAS, 2002). Em efluente previamente peneirado e decantado, o reator UASB apresenta uma remoção de 85% de DQO em sistema com recuperação de 2m² de lodo a cada seis meses e produção de 0,35L de biogás/kg de DQO removido (DUDA & OLIVEIRA, 2007).

Reatores UASB operando na faixa de 25°C podem alcançar eficiência de remoção de DQO entre 40 e 70%, sendo significativamente afetadas pelo TRH do sistema

(CHERNICHARO, 1997). Alguns trabalhos indicam que a eficiência de remoção pode alcançar cerca de 80% (HENN & BELLI FILHO, 2000; MOCHIZUKI et al., 2000)

As ineficiências de remoção de DQO em reatores anaeróbios do tipo UASB geralmente ocorrem devido à instabilidade do processo. Isso se deve ao TRH abaixo do valor projetado e as elevadas velocidades ascensionais do líquido que reduzem o tempo de contato substrato/biomassa, afetando a granulação e a sedimentação do lodo (SCHOENHALS, 2007).

O reator do tipo UASB reduziu em 21% mas não alterou ($P > 0,05$) a DBO entre o afluente (2278) e efluente (1794). As bactérias heterotróficas, responsáveis pela degradação do material orgânico, oxidam o composto transformando-o em CO_2 e água, utilizando o oxigênio dissolvido. Esse processo ocorre se for mantida uma relação substrato/microrganismos adequada para as condições do reator, que se situa na média de 0,6 k DQO/k SSV. Quando essa relação for elevada (acima de 1,0 k DQO/k SSV), as concentrações de matéria orgânica permanecerão elevadas no efluente.

Reatores UASB em escala laboratorial operando com dejetos de suínos podem remover a DBO com eficiências médias 72,5% (KALYUZHNYI & SKLYAR, 2000), 78% (CAMPOS et al., 2006) e 84% (CARMO et al., 2004). Os resultados da meta-análise mostraram que o reator do tipo UASB reduziu em cerca de 6% mas não alterou ($P > 0,05$) o N total entre o afluente (586) e efluente (551). Entretanto, no mesmo sistema, o conteúdo de P total foi 32% menor ($P < 0,05$) no efluente (196) do reator em comparação com o conteúdo inicial (289). A remoção do N é realizada biologicamente pelos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo que a desnitrificação ocorre em reator com oxigênio dissolvido nulo e com consumo de matéria orgânica. A remoção biológica de fósforo se dá pela sua incorporação na massa de lodo. (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

A remoção da matéria orgânica em diversos sistemas anaeróbios apresenta eficiência adequada (92%), porém, a remoção de nutrientes por anaerobiose é pouco eficiente. O processo consiste em uma etapa aeróbia, onde ocorre a oxidação da amônia a nitrato, denominada nitrificação, seguida por uma etapa anóxica, onde o nitrato deve ser reduzido a nitrogênio molecular, que é liberado para a atmosfera, em um processo chamado desnitrificação.

Os processos anaeróbios são pouco eficientes quanto à remoção de nutrientes (principalmente N e P) pela atividade biológica dos microrganismos presentes e, quando

ocorre, se deve mais ao processo físico de sedimentação das partículas sólidas no interior dos reatores. A baixa eficiência está relacionada aos processos de nitrificação e desnitrificação pela ação de bactérias aeróbias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente. As bactérias responsáveis por estas reações são bactérias aeróbias quimiolitotróficas, isto é, obtém energia para suas funções vitais da oxidação de um composto inorgânico, no caso amônia ou nitrito e utiliza como fonte de carbono apenas o carbono inorgânico. Existem resultados que mostram que a ineficiência do reator pode ser total para remoção de N (total e amoniacal) e do P total (CARMO JR., 1998a).

Por outro lado, os reatores UASB apresentam boa remoção de matéria orgânica biodegradável (55 a 75%). Em reatores anaeróbios a fonte de carbono inorgânico utilizada pelas bactérias nitrificantes é o CO₂, produzido durante a degradação aeróbia da matéria orgânica.

O processo de remoção de N requer quantidades elevadas de oxigênio, que é utilizado concomitantemente pelos organismos heterótrofos responsáveis pela remoção da matéria orgânica em ambientes aeróbios e pelos organismos autótrofos nitrificantes. A cinética de nitrificação é fortemente influenciada pelo pré-tratamento no reator UASB (COURA, 2003). Em meio alcalino predomina a amônia livre (NH₃) e que, nesta forma, a amônia é inibidora do processo de digestão anaeróbia quando em concentrações que variam de 1.500 a 3.000 mg/L. Em concentrações acima de 3.000 mg/L os efeitos tóxicos de NH₃ são evidentes. A utilização de processo combinado anaeróbio/aeróbio facilita a nitrificação devido a baixa quantidade de matéria orgânica presente no reator aeróbio devido a oxidação por anaerobiose. Isso reduz o consumo de oxigênio para a remoção de matéria orgânica e o tempo de detenção necessário para completar o processo de nitrificação.

Os reatores UASB não são recomendados para a remoção biológica do P, pela baixa eficiência (KARAKASHEV et al., 2008). O P geralmente se apresenta adsorvido na parte sólida dos dejetos e em traços na fase líquida. Durante o armazenamento dos dejetos nas lagoas, o P se acumula na parte sólida devido à decantação dos materiais orgânicos (SCHERER et al., 1996). Nessa condição, uma alternativa de tratamento é o uso de precipitação química combinada com processos biológicos. Nesse caso, a remoção físico-química de P ocorre por precipitação, após adição de substâncias químicas como cal, sais de alumínio e ferro. Mas para a obtenção de um efluente com baixa concentração de P, é necessário o uso de elevadas quantidades de produtos químicos, aumentando o custo e a

produção de lodo (MULKERRINS et al., 2004). Essa associação melhora também a qualidade do efluente, pelo aumento da remoção da carga orgânica, que por processos anaeróbios isolados se limita em torno de 65% (BENJAMIN, 2002).

3.2 Avaliação de Reatores SBR

A Tabela 4 apresenta a composição de afluente e efluente nos reatores do tipo SBR. O reator SBR reduziu em 60% ($P < 0,01$) a concentração de sólidos totais, em 50% ($P < 0,001$) o conteúdo de sólidos suspensos totais, em 52% ($P < 0,05$) o conteúdo de sólidos suspensos fixos e em 34% ($P < 0,001$) o conteúdo de sólidos suspensos voláteis.

Os resultados obtidos pela meta-análise confirmam as eficiências de remoção para sólidos suspensos totais descritos na literatura (DUDA & OLIVEIRA, 2009). O reator SBR pode alcançar, utilizando dejetos suínos, eficiências de remoção de 84% dos ST (NETO & OLIVEIRA, 2009), de 92% dos SSV (DAGUE et al., 1992), de 40 a 60% (SCHIMIT & DAGUE, 1993) e 75% dos SV (DROSTE & MASSÉ, 1995).

Tabela 4 – Composição de afluente e efluente nos reatores do tipo SBR obtidos por meta-análise

	n	Afluente	Efluente	P	dpr
Sólidos totais, mg/L	24	13.653	5.345	0,003	958
Sólidos suspensos totais, mg/L	38	6.940	3.456	<0,001	835
Sólidos suspensos fixos, mg/L	13	287	139	0,017	61
Sólidos suspensos voláteis, mg/L	34	6.392	4.242	<0,001	118
pH	35	7,3	8,1	<0,001	0,4
Alcalinidade	15	3.236	3.692	0,087	610
DQO total, mg/L	68	12.111	2.110	<0,001	802
DQO dissolvida, mg/L	21	7.718	5.002	<0,001	748
DQO devido aos sólidos suspensos, mg/L	15	11.831	1.885	<0,001	465
DBO, mg/L	12	2.553	103	<0,001	31
Nitrogênio total, mg/L	15	712	120	<0,001	84
Fósforo total, mg/L	39	251	124	<0,001	29

^P Probabilidade. ^{dpr} Desvio padrão residual.

Os resultados da meta-análise mostraram que o pH foi 11% mais elevado ($P < 0,001$) no efluente (8,1) do reator SBR em relação ao material no início do processo (7,3). No entanto, a alcalinidade não foi alterada ($P > 0,05$) entre afluente (3236) e efluente (3692). A biodigestão influencia no comportamento do pH e da alcalinidade. No início do processo, o alto teor de matéria orgânica é utilizado pelas bactérias acidogênicas produzindo ácidos voláteis, reduzindo o pH do meio. As bactérias metanogênicas transformam os AGVs em metano, neutralizando o meio e elevando o pH. Outro fator que pode elevar o pH é o teor de amônia, que aumenta pela proteólise (HENN, 2005). De maneira geral, os principais fatores que influenciam na alcalinidade são a nitrificação (mineralização de nitrogênio orgânico), dessorção de CO_2 (produção de gás) e a metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Os resultados da meta-análise mostraram que os reatores SBR reduzem ($P < 0,001$) as DQOs (total, dissolvida e devido aos sólidos suspensos). Foram observadas reduções de 83% para a DQO total, 35% para a DQO dissolvida e 84% para a DQO devido aos sólidos suspensos. A DBO de oxigênio também foi influenciada ($P < 0,001$) pelo reator do tipo SBR, sendo 96% menor nos efluentes. Os resultados podem ser explicados pelo maior teor de sólidos no afluente do biodigestor que através da maior quantidade de material orgânico podem agregar-se ao lodo, explicando a redução superior de DQO. Assim, possivelmente, a maior contribuição à redução dos teores de DQO deve-se ao processo de sedimentação das partículas, embora seja considerado que a biomassa presente no reator possa atuar na indução da floculação e da rápida sedimentação do material orgânico particulado, atribuindo esta remoção de DQO a um efeito físico/biológico. Dados de artigos não utilizados na meta-análise, mostram que a digestão anaeróbica em reatores SBR podem reduzir o potencial de poluição de efluentes de suínos removendo entre 84 e 93% de DQO solúvel e entre 41 e 83% de DQO total (DROSTE & MASSÉ, 1995). Esses valores, como aqueles obtidos pela meta-análise, são variáveis e dependem de vários fatores relacionados ao processo químico-biológico do reator e das características dos dejetos. No entanto, os valores de DQO médios no efluente, obtidos na meta-análise, (2110mg/L) são cerca de 6,4 vezes superior à concentração máxima (330mg/L) prevista na legislação estadual para destinos de cursos d'água (CONSEMA, 2008). Isso revela, embora com reconhecida eficiência, a incapacidade do sistema sozinho reduzir a DQO para atender a legislação. Portanto é necessário um tratamento complementar quando do uso de processos anaeróbios para o manejo dos dejetos suínos.

Os resultados da meta-análise mostraram que os reatores SBR reduzem ($P < 0,001$) o N (-83%) e o Pt (-51%). A eficiência de remoção do N nesse tipo de reator se deve aos mecanismos de nitrificação (zonas aeradas) e de desnitrificação (zonas não aeradas) (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). As proteínas ou aminoácidos dos dejetos são transformados por bactérias nitrificantes em amônia e na sequência em nitrito. A nitrificação é favorecida pela presença de oxigênio e alcalinidade suficientes para neutralizar os íons de hidrogênio produzidos durante a oxidação (BITTON, 1994). Na desnitrificação ocorre a remoção do N, sendo o NO_3 reduzido biologicamente (em condições anóxicas e/ou hipóxicas), a óxidos gasosos de nitrogênio (NO , N_2O) e estes em N_2 (TIEDJE, 1982). As bactérias desnitrificantes podem utilizar o oxigênio presente no nitrato ou nitrito na falta de oxigênio livre, como aceptor de hidrogênio. Entretanto, quando o oxigênio do meio é totalmente consumido, essas bactérias modificam o sistema enzimático para utilizar nitratos, reduzindo-os a nitrogênio gasoso (BRANCO, 1986).

Estudos que apresentam eficiências de remoção de N superiores a 85% são realizados em escalas piloto e/ou utilizam sistemas combinados de tratamento dos efluentes. Um sistema combinado com reatores UASB e UMBR (reator pré-anóxico no processo biológico de nitrificação – desnitrificação) foi eficiente nas remoções entre 86 a 94% da DQO, entre 93 e 98% do NTK e entre 96 a 99% do N-amoniaco (YOUNG JIN, 2007).

A remoção de P inicia no armazenamento dos dejetos, preferencialmente em ambiente anaeróbio, seguido da oxidação da matéria orgânica e sequestro de P. Quando o lodo é exposto a um ambiente anaeróbio alternativamente ao aeróbio, a fração de P no lodo tende a aumentar pelo estabelecimento de microorganismos capazes de armazenar grandes quantidades de fosfato intracelular (OAF) (SINELLI, 2002). Várias espécies estão envolvidas na remoção de P, sendo as *Acinetobacter spp* as mais conhecidas. Outras espécies como *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, têm-se mostrado efetivas nos processos biológicos de remoção de fósforo. Entre os diversos mecanismos utilizados para potencializar a remoção de fósforo dos reatores anaeróbios, os OAF têm apresentado os resultados mais promissores. Culturas puras de *Acinetobacter lwoffii* e *Pseudomonas aeruginosa* em sistemas SBR removem de 100 e 25% de fosfato em um mês de operação, respectivamente (SARIOGLU, 2005). As diferenças na eficiência de remoção de P podem estar associadas às diferentes taxas de crescimento desses micro-organismos.

Em meio anaeróbio, os OAF capturam o acetato proveniente da matéria orgânica como fonte de energia utilizada no transporte de substrato, na formação e armazenamento de produtos metabólicos orgânicos (como polihidroxidobutirato, PHB), essenciais no processo de captação de fósforo. A energia para realização do processo de captura e armazenamento do substrato é fornecida principalmente pela hidrólise do polifosfato armazenado no interior das células dos micro-organismos. Como consequência, o P é liberado para o meio na forma de ortofosfato na medida em que ocorre a diminuição do material orgânico na fase anaeróbia (PIJUAN, 2004).

Para o bom desempenho dos processos de remoção biológica de P, quando a quantidade de material orgânico no afluente é limitada, são necessárias fontes externas de carbono ou um estímulo à fermentação do lodo (EPA, 2008). Se os ácidos graxos voláteis das águas residuárias forem <10% da DQO total do afluente, faltaria energia para os OAF (EDDY, 2003). Nessa condição, diversos substratos (acetato, propionato, glicose, butirato, etanol, etc) são usados para aumentar a remoção de fósforo, sendo o acetato mais utilizado (ATKINSON et al., 2000; FINGER & CYBIS, 1999). Uma alternativa ao acetato é a utilização de carbono orgânico em reator SBR de escala laboratorial, com eficiências de remoção de 99,8% de N e 97,8% de P (OBAJA et al., 2005)

Entretanto, a remoção de P pode ser realizada sem a presença de uma zona anaeróbia específica, ou seja, em um reator anaeróbio. Nessa condição, a eficiência de remoção de P pode ser superior a 90% em reator SBR com uma única fase aeróbia de 4 horas de aeração seguida por 4 horas de período inativo sedimentação/decantação/repouso (WANG, 2008).

Uma das vantagens dos reatores SBR é o processo de operação intermitente que intercala um sistema aeróbio e anaeróbio. Dessa forma, a eficiência de remoção de alguns elementos pode ser melhorada, como é o caso do N e P, que necessitam de bactérias específicas aeróbias e anaeróbias para a remoção eficiente do nutriente no reator. Os reatores SBR têm demonstrado ser uma opção viável para o sistema combinado de tratamento, podendo promover a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção do P que ocorre em períodos aeróbios e anaeróbios dentro do ciclo padrão (SURAMPALLI et al., 1997).

3.3 Avaliação comparativa UASB vs SBR

A Figura 6 apresenta a eficiência de eliminação de sólidos ajustada para a carga inicial na característica em função do tipo de reator utilizado. Os resultados da meta-análise mostraram que os reatores do tipo SBR são 26% mais eficientes que os reatores UASB para a remoção de ST ($P<0,001$), 12% para a remoção de SST ($P<0,001$) e 54% para a remoção de SSF ($P<0,05$). A eficiência de remoção de SSV não diferiu ($P>0,05$) entre os reatores SBR e UASB.

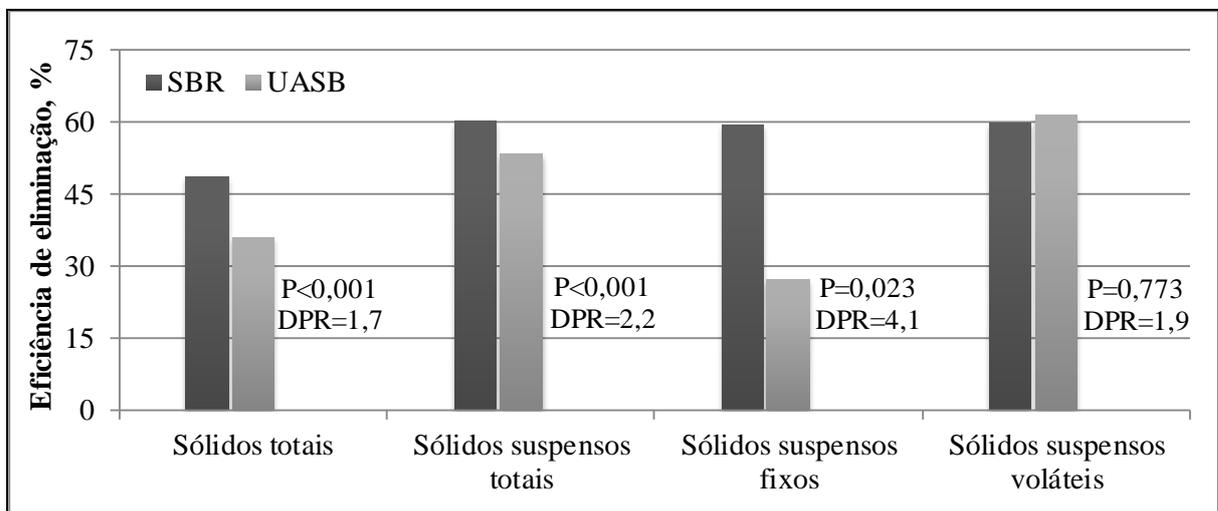


Figura 6 – Eficiência de eliminação de sólidos em função do tipo de reator utilizado, ajustado para a carga inicial (composição do afluente em cada variável).

^P Probabilidade. ^{dpr} Desvio padrão residual.

Os resultados da meta-análise mostraram que a eficiência de remoção da DQO total foi 21% superior ($P<0,001$) nos reatores do tipo SBR em relação aos reatores UASB (Figura 7). Para a remoção da DQO dissolvida, os reatores SBR apresentaram eficiência 6% superior ($P<0,05$) em comparação com os reatores UASB. A eficiência de remoção da DQO devido aos sólidos suspensos não diferiu ($P>0,05$) entre os dois tipos de reatores estudados. A DBO foi removida com mais eficiência (+44%; $P<0,001$) pelos reatores do tipo SBR.

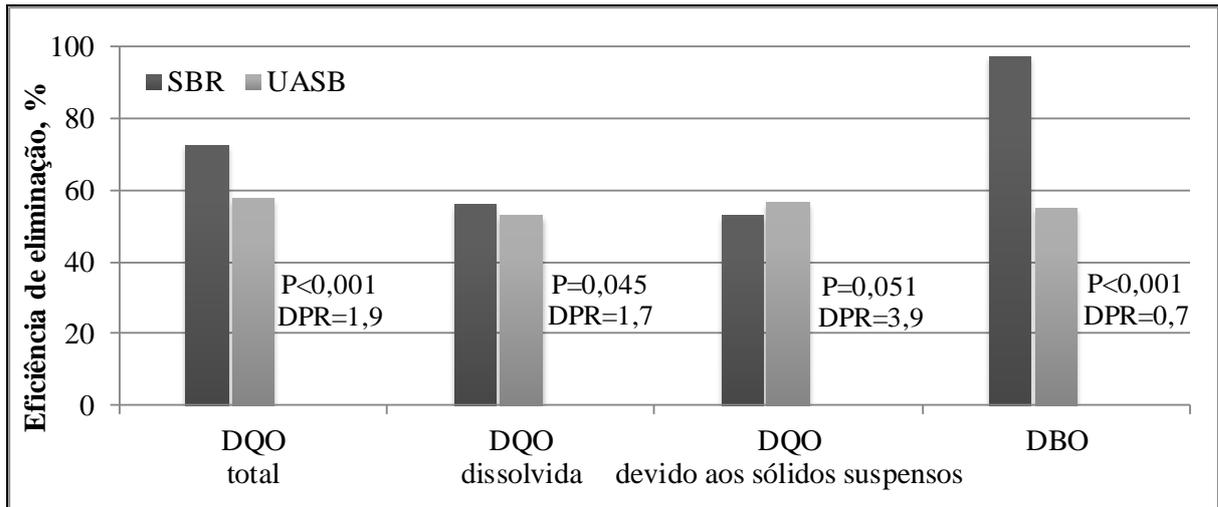


Figura 7 – Eficiência de eliminação da demanda química e bioquímica de oxigênio em função do tipo de reator utilizado, ajustado para a carga inicial (composição do afluente em cada variável).

^P Probabilidade. ^{dpr} Desvio padrão residual.

As fezes e urina dos animais são ricas em sais de bicarbonato, principal alcalinizante do meio (SUTTON et al., 1986). A alcalinidade é determinada pela capacidade de tamponamento sendo influenciada pela concentração do íon bicarbonato (H^+CO_3^-), que tem propriedade de trocar hidrogênio sem alterar bruscamente o pH da solução (OLIVEIRA, 1993). Para cada grama de nitrogênio-nitrato convertido são necessários 7,14g de alcalinidade CaCO_3 (VON SPERLING, 1997). A desnitrificação autotrófica usa álcalis, reduzindo o pH do meio. Dessa forma, afluentes ricos em nitratos podem onerar o tratamento pela necessidade constante de correção do pH e alcalinidade (OH et al., 2001). Este processo biológico ocorre na desnitrificação autotrófica quando as bactérias utilizam como fonte de carbono compostos inorgânicos (CO_2 e HCO_3^-) (CORREIA et al., 2000).

A relação percentual do pH, da alcalinidade e dos níveis de N e P entre afluente e efluente ajustada é apresentada na Tabela 5. Os resultados da meta-análise mostraram que a variação no pH foi 45% superior ($P < 0,05$) nos reatores do tipo UASB em relação aos reatores SBR. Os reatores apresentaram comportamento diferente ($P < 0,001$) quanto a variação na alcalinidade, com redução de 4,1% nos SBR e aumento de 8,2% nos UASB.

Tabela 5 – Efeito relativo ajustado* entre a composição do afluente e efluente de acordo com o tipo de reator

	UASB, %	SBR, %	P	dpr
pH	+7,4	+10,7	0,034	1,2
Alcalinidade	+8,2	-4,1	<0,001	1,4
Nitrogênio total, mg/L	-23,7	-89,9	<0,001	0,5
Fósforo total, mg/L	-15,2	-52,2	0,002	2,7

^P Probabilidade. ^{dpr} Desvio padrão residual.

* Médias ajustadas por covariância para a carga inicial (composição do afluente em cada variável).

Os reatores do tipo SBR apresentaram eficiência superior de remoção de N total em 74% ($P < 0,001$) e de P total em 71% ($P < 0,01$). A alta eficiência de remoção do N e P em reatores SBR pode ser explicada pela combinação de fases aeróbias e anaeróbias no reator. Além disso, a existência de micro zonas anóxicas/aeróbias no floco de lodo ou a presença de macro zonas anóxicas/aeróbias no reator biológico podem favorecer os processos de nitrificação e desnitrificação em um único reator (PUJOL, 2008). A velocidade de nitrificação aumenta em até 42% em reatores com fases alternadas de aerobiose e anaerobiose quando comparadas com os reatores com uma única fase de aeração (LEE et al., 1997). A otimização das condições operacionais no tratamento dos efluentes permitem aos reatores SBR indicar resultados promissores na remoção biológica de nutrientes (COELHO et al., 2000; HUALA et al., 2001).

Diversos fatores podem influenciar a eficiência de remoção dos nutrientes tanto em reatores do tipo UASB como SBR. Entre estes fatores, o tempo de retenção hidráulica pode alterar significativamente as taxas de remoção (HENZE et al., 2001). Isso ocorre pelas diferenças na taxa de crescimento das diferentes populações bacterianas. As bactérias nitrificantes possuem uma taxa inferior aquela das bactérias heterotróficas. Dessa forma, a energia produzida no processo de nitrificação é menor (RITTMANN & MCCARTY, 2001) e um crescimento mais lento da biomassa exige uma permanência maior das células no sistema. Assim, para um sistema de remoção eficiente de nitrogênio os reatores necessitam de um tempo de detenção celular (ou idade de lodo) mais longos.

Em reatores SBR os processos de nitrificação e desnitrificação são concebidos em fases diferentes em cada ciclo do reator. Por outro lado, os processos de nitrificação-desnitrificação podem ocorrer simultaneamente em um único reator (JU et al., 2007). Isso acontece devido à presença de novos tipos de microrganismos, como *Thiosphaera*

pantotropha, que podem realizar nitrificação-desnitrificação simultâneas sob condições aeróbias (ROBERTSON et al., 1988). Além de *Pseudomonas aeruginosa* e nitrificantes como *Nitrosomonas europea*, que realizam desnitrificação aeróbia sob condições de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (CHEN et al., 2003; JU et al., 2007) .

3.4 Relação entre variáveis na base de dados

A Tabela 6 apresenta as correlações entre a eficiência de remoção (do efluente em relação ao afluente) de ST, SST e SSV com características do afluente ou do processo de reação. Cabe ressaltar que o valor considerado para a análise não é a variação percentual, mas sim a eficiência de remoção (exemplo, 100% de eficiência de redução na carga de determinado componente equivale à variação percentual de -100%).

O conteúdo de sólidos totais no afluente apresentou correlação negativa com a eficiência de remoção de sólidos totais na análise global ou específica para cada tipo de reator. Assim, na medida em que o conteúdo de sólidos totais nos afluentes aumenta, pode ser esperada maior eficiência de redução deste componente pelos reatores. Relação semelhante foi observada para a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais e remoção de sólidos suspensos voláteis em relação aos conteúdos iniciais de sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis. Apesar de serem significativas ($P < 0,05$) e indicarem uma possível relação entre as variáveis, as correlações são estatísticas lineares e não ajustadas. Por isso, os coeficientes de correlação podem representar apenas parcialmente as relações dentro do contexto estudado, especialmente em bases de dados mais amplas e complexas como as utilizadas para esta meta-análise.

Tabela 6 – Correlações entre a eficiência de remoção (efluente vs afluente) de sólidos totais (Δ ST), sólidos suspensos totais (Δ SSt) e sólidos suspensos voláteis (Δ SSv) com características do afluente ou do processo de reação*

	Análise global			UASB			SBR		
	Δ ST	Δ SSt	Δ SSv	Δ ST	Δ SSt	Δ SSv	Δ ST	Δ SSt	Δ SSv
ST	0,550	-	0,585	0,569	-	-	0,540	-	0,583
P	0,007	-	0,028	0,034	-	-	0,012	-	0,036
SSt	-	0,281	0,285	-	0,409	-	-	-	0,339
P	-	0,011	0,013	-	0,011	-	-	-	0,035
SSv	0,497	0,309	0,415	-	0,438	0,574	0,489	-	0,303
P	0,036	0,007	0,000	-	0,008	0,000	0,046	-	0,046
Alc	-0,848	-	-	-	-	-	-	-0,728	-0,751
P	0,033	-	-	-	-	-	-	0,001	0,001
DQOt	-	0,412	0,433	-	0,513	0,407	-	0,380	0,443
P	-	0,000	0,000	-	0,001	0,012	-	0,013	0,004
DQOd	-	0,351	0,349	-	0,478	0,341	-	0,393	0,418
P	-	0,004	0,003	-	0,005	0,034	-	0,029	0,019
DQOss	-	0,554	0,571	-	0,638	0,622	-	0,899	0,913
P	-	0,003	0,002	-	0,014	0,018	-	0,000	0,000
DUR	-	-	0,897	-	-	0,695	-	-	-
P	-	-	0,000	-	-	0,000	-	-	-
VAZ	-	-	-	-	-	0,662	-	-	-
P	-	-	-	-	-	0,007	-	-	-
TDej	-	-0,824	-0,415	-	-	-	-	-0,877	-
P	-	0,001	0,018	-	-	-	-	0,002	-

^P Probabilidade. * Características do afluente ou do processo de reação: ST, sólidos totais, em mg/L; SSt, sólidos suspensos totais, em mg/L; SSv, sólidos suspensos voláteis, em mg/L; Alc, alcalinidade; DQOt, demanda química de oxigênio total, em mg/L; DQOd, demanda química de oxigênio dissolvida, em mg/L; DQOss, demanda química de oxigênio devido aos sólidos suspensos, em mg/L; DUR, duração, em dias; VAZ, vazão, em m³/dia; TDej, temperatura dos dejetos, em °C.

As equações apresentadas na Figura 8 corroboram na observação anterior, mostrando que a variação (efluente/afluente) no conteúdo de SSV aumenta quando o conteúdo inicial de SST ou de SSV é maior. Da mesma forma, foi observado aumento da variação no conteúdo de SSV à medida que aumentou a DQO total ou a DQO dissolvida no afluente (Figura 9), independente do tipo de reator em estudo.

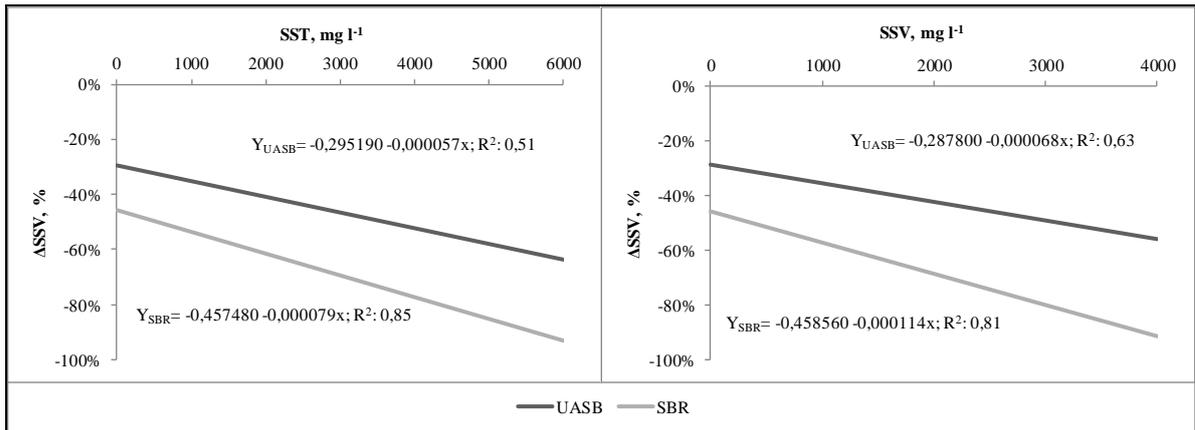


Figura 8 – Eficiência para eliminação dos sólidos suspensos voláteis (Δ SSV) em função da carga inicial de sólidos suspensos totais (SST) ou de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente nos dois tipos de reatores.

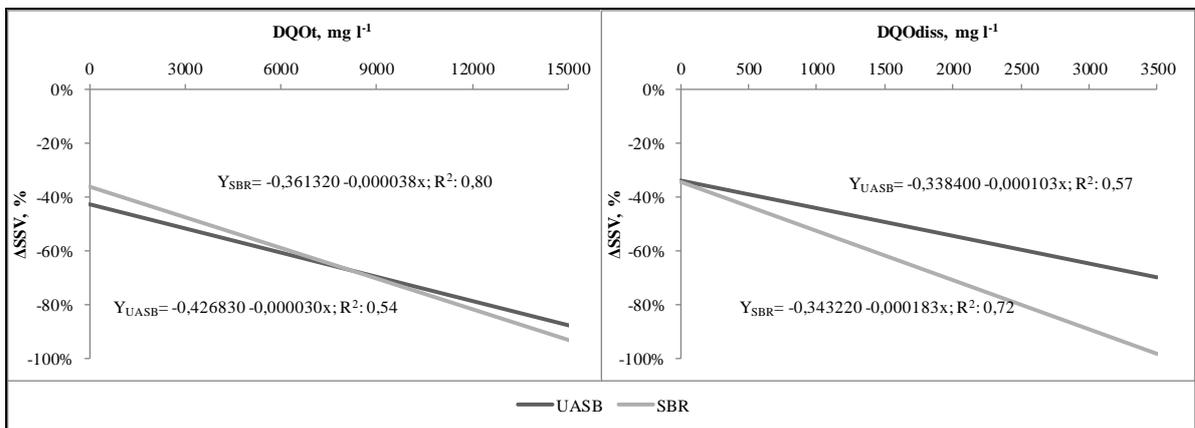


Figura 9 – Eficiência para eliminação dos sólidos suspensos voláteis (Δ SSV) em função da demanda química de oxigênio total (DQOt) ou da demanda química de oxigênio dissolvido (DQOdiss) no afluente nos dois tipos de reatores.

Em um sistema comparando a remoção de sólidos por decantador e reator UASB, as eficiências médias de remoção de SST no decantador e reator, foram de 62,7 e 63,1%, respectivamente. Os SSV apresentaram eficiências médias de remoção de 55% para o decantador e de 62% para o reator UASB, e para a remoção de SST e SSV foi de 88 e 85%, respectivamente (KALYUZHNYI & SKLYAR, 2000). Entretanto, uma das causas para os resultados inferiores nas eficiências de remoção de reatores UASB pode ser atribuída ao arraste de partículas sólidas da manta de lodo, as quais podem escapar juntamente com o efluente final. O aumento da concentração de sólidos no efluente do reator UASB, pode indicar irregularidades operacionais, pois pode estar havendo arraste de partículas ou excesso de lodo no reator (RAMIRES, 2005).

A redução no tempo de detenção em 50% removeu de 91% de DQO total, 37% do N inorgânico e 82%, do P total (KALYUZHNYI & SKLYAR, 2000). A combinação de um tanque de acidificação e equalização, de um reator UASB e de uma lagoa aerada facultativa apresentou eficiência na remoção de DQO total de 78%, DBO₅ de 75% ST de 73% (CAMPOS, 2005).

Outro aspecto que deve ser considerado na eficiência de remoção de sólidos e de matéria orgânica é a concentração do afluente no reator. Reatores UASB com afluentes com menor concentração (DQO 3500 mg/L e ST 3400 mg/L) apresentam melhor eficiência de remoção que substratos mais concentrados (18.000 mg/L e ST de 20.000 mg/L) (HENN & BELLI FILHO, 2000). A eficiência de DQO e de ST no reator UASB com substrato menos concentrado foi de 82 e 80%, respectivamente. Para o reator com dejetos concentrados sua eficiência em DQO foi inferior a 80% e sua redução de ST foi da ordem de 75%. Em relação aos reatores mais concentrados os resultados indicam um sistema operacional menos exigente quanto ao descarte do lodo e cuidados adicionais.

A Tabela 7 apresenta as correlações entre a eficiência de remoção da DQO total, dissolvida e devido aos sólidos suspensos com características do afluente ou do processo de reação. Foram observadas correlações positivas entre os coeficientes de remoção da DQO e as variáveis de duração dos experimentos (DQO total na análise global e UASB, DQO dissolvido na análise UASB) e negativas com a vazão adotada nos reatores (DQO total e dissolvida na análise global, DQO devido aos sólidos suspensos na análise UASB).

A temperatura dos dejetos ao início dos experimentos apresentou correlação positiva com a eficiência de remoção da demanda química de oxigênio total e dissolvida na análise global e da demanda química de oxigênio total na análise SBR. Alcalinidade e pH apresentaram correlações negativas com algumas das eficiências estudadas. Assim, na medida em que a alcalinidade ou o pH nos afluentes aumenta, pode ser esperada uma menor eficiência dos reatores.

Os dados da meta-análise mostram que a eficiência de remoção de N em reatores SBR são superiores a de reatores UASB, confirmando o observado normalmente na literatura. Os reatores SBR foram cerca de 74% mais eficientes que os UASB na remoção do N. Existe um conjunto de variáveis que afeta essa eficiência. Talvez a mais importante delas seja o pH que interfere em todos os processos químicos-biológicos. Normalmente os dejetos suínos têm alcalinidade suficiente para manter o pH >7, adequado para a nitrificação. Valores de pH <6,8

reduzem a eficiência da nitrificação em até 20% quando relativizados ao pH 7,0 (EPA, 2008). Os estudos de correlação entre pH e algumas variáveis químico-físicas obtidas na meta-análise (Tabela 7) indicam coeficientes negativos e significativos com DQOss (análise global e reator SBR) e DQOd (reator SBR).

Tabela 7 – Correlações entre a eficiência de remoção (efluente vs afluente) da demanda química de oxigênio total (Δ DQOt), dissolvida (Δ DQOd) e devido aos sólidos suspensos (Δ DQOss) com características do afluente ou do processo de reação*.

	Análise global			UASB			SBR		
	Δ DQOt	Δ DQOd	Δ DQOss	Δ DQOt	Δ DQOd	Δ DQOss	Δ DQOt	Δ DQOd	Δ DQOss
ST	0,758	0,888	-	0,712	-	-	0,898	0,888	-
P	0,000	0,044	-	0,004	-	-	0,000	0,044	-
SSt	0,239	0,272	-	-	-	-	0,399	0,510	0,758
P	0,021	0,025	-	-	-	-	0,004	0,002	0,004
SSv	0,256	-	-0,420	-	0,560	-	0,398	0,522	0,729
P	0,013	-	0,033	-	0,000	-	0,007	0,001	0,007
pH	-	-	-0,425	-	-	-	-	-0,849	-0,780
P	-	-	0,049	-	-	-	-	0,000	0,002
Alc	-0,316	-0,409	-0,613	-	-	-0,678	-	-0,566	-0,682
P	0,011	0,006	0,007	-	-	0,045	-	0,006	0,015
DQOt	-0,166	-0,279	0,408	-	0,548	-	-0,340	-0,548	0,703
P	0,032	0,017	0,025	-	0,000	-	0,001	0,001	0,007
DQOd	-	0,274	0,370	-	0,484	0,524	-0,371	-0,556	0,625
P	-	0,015	0,048	-	0,001	0,031	0,026	0,000	0,030
DQOss	0,452	0,497	0,384	0,533	0,563	0,503	0,824	0,827	0,726
P	0,012	0,006	0,036	0,028	0,019	0,039	0,001	0,001	0,005
DUR	0,354	-	-	0,521	0,517	-	-	-	-
P	0,007	-	-	0,001	0,004	-	-	-	-
VAZ	-0,379	-0,974	-	-	-	-0,921	-	-	-
P	0,032	0,000	-	-	-	0,009	-	-	-
TDej	0,427	0,938	-	-	-	-	0,516	-	-
P	0,002	0,000	-	-	-	-	0,034	-	-

^P Probabilidade. * Características do afluente ou do processo de reação: ST, sólidos totais, em mg/L; SSt, sólidos suspensos totais, em mg/L; SSv, sólidos suspensos voláteis, em mg/L; pH, potencial de hidrogênio; Alc, alcalinidade; DQOt, demanda química de oxigênio total, em mg/L; DQOd, demanda química de oxigênio dissolvida, em mg/L; DQOss, demanda química de oxigênio devido aos sólidos suspensos, em mg/L; DUR, duração, em dias; VAZ, vazão, em m³/dia; TDej, temperatura dos dejetos, em °C.

A correlação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a duração dos experimentos foi de 0,330 ($P < 0,05$). Na projeção de reatores, o dimensionamento dos mesmos considera a carga hidráulica de afluente e não a carga orgânica. Nesta situação, a velocidade ascendente nos compartimentos de digestão e de decantação passa a ser de fundamental importância, pois velocidades excessivas resultam na perda da biomassa do sistema, reduzindo a estabilidade do processo (CHERNICHARO, 2008). Da mesma forma, valores superiores de carga hidráulica aumentam a retirada do lodo com o efluente, reduzindo o tempo de retenção celular, o que diminui a estabilidade dos sólidos.

A baixa detenção hidráulica pode comprometer o crescimento da biomassa (VERSIANI, 2005). Neste sentido, para manter uma boa qualidade de efluente, o tempo de detenção hidráulica deve estar entre 6 e 10 h (CAMPOS, 1999). Em processos de lodos ativados, a manutenção de 15 dias ou mais de idade de lodo, caracteriza extensão do tempo em que o lodo ativado é submetido à aeração (aeração prolongada). O processo de aeração prolongada permite utilizar fatores de segurança menores no dimensionamento de reatores. Entretanto, TDH extremos podem aumentar o risco de redução de sólidos por perda ou inibição e conseqüentemente, a necessidade de maior atenção na operação do sistema (RITTMANN & MCCARTY, 2001).

Os resultados da meta-análise mostraram que a temperatura média foi de 30,8°C no afluente (CV de 39%) e de 21,4°C no ambiente (CV de 22%). A correlação entre as temperaturas no ambiente e nos dejetos foi de 0,605 ($P < 0,05$). A temperatura é um parâmetro que afeta fortemente o processo de tratamento biológico, na transferência de oxigênio e na sedimentação. A velocidade de decomposição da matéria orgânica depende da temperatura, sendo que a temperatura ótima para a atividade biológica varia entre 25 e 35°C, sendo que a digestão anaeróbica inexistente abaixo de 15°C (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

A temperatura ideal de operação de reatores anaeróbios é entre 30 e 35°C, quando o crescimento dos micro-organismos anaeróbios é considerado ótimo, não sendo comum em condições ambientais brasileiras. Nestes casos a otimicidade depende da posição geográfica, mas está um pouco abaixo, em torno de 20 a 26°C. Mudanças bruscas de temperatura podem levar a um desbalanceamento entre as bactérias acidogênicas e metanogênicas (CHERNICHARO, 2008). Na prática uma diminuição da temperatura provocará um aumento significativo do pH, devido a concentração do DQO diminuir em temperaturas mais baixas (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Entre 30 e 40°C, a taxa de crescimento bacteriano

é máxima, porém este crescimento decresce 11% a cada °C em digestores operados a temperaturas abaixo de 30°C (CHERNICHARO, 2007).

As correlações das eficiências de eliminação das DQO com o conteúdo inicial de ST foram positivas e altas (>0,712). Entretanto, as correlações observadas entre as eficiências de eliminação das DQO e os conteúdos iniciais de SST ou SSV foram relativamente menores. As equações que relacionam as variáveis de eficiência de remoção da DQO com SST ou SSV são apresentadas nas Figuras 10 e 11. Foi observado um aumento na eficiência de eliminação da DQO total à medida que aumentou o conteúdo de SST ou SSV no afluente.

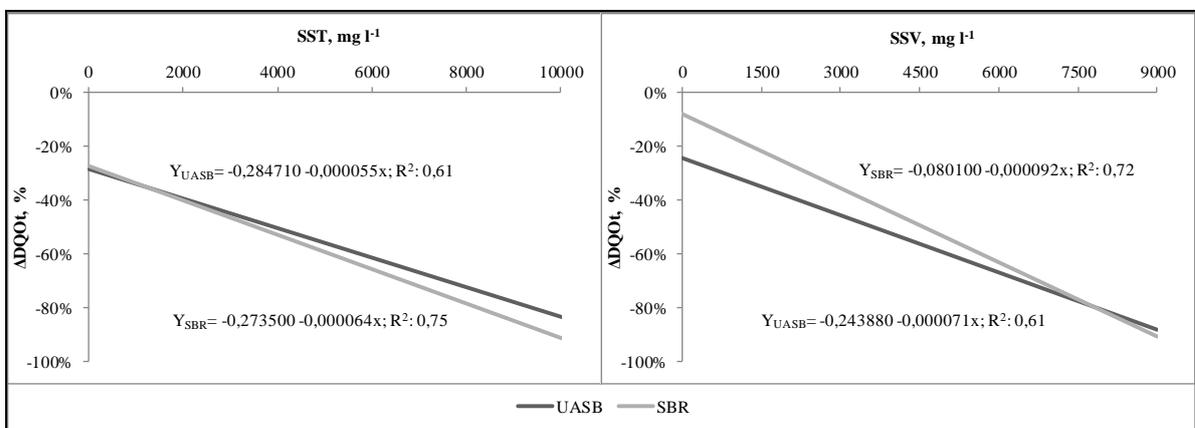


Figura 10 – Eficiência para eliminação da demanda química de oxigênio total (ΔDQO_t) em função da carga inicial de sólidos suspensos totais (SST) ou de sólidos suspensos voláteis (SSV) nos dois tipos de reatores.

Os resultados da meta-análise mostraram que a eficiência para eliminação da DQO dissolvida aumenta com a carga inicial de SST, de SSV ou da DQO total no afluente (Figura 11). Comportamento semelhante é observado na relação entre eficiência de eliminação da DQO total em função da DQO dissolvida (Figura 12).

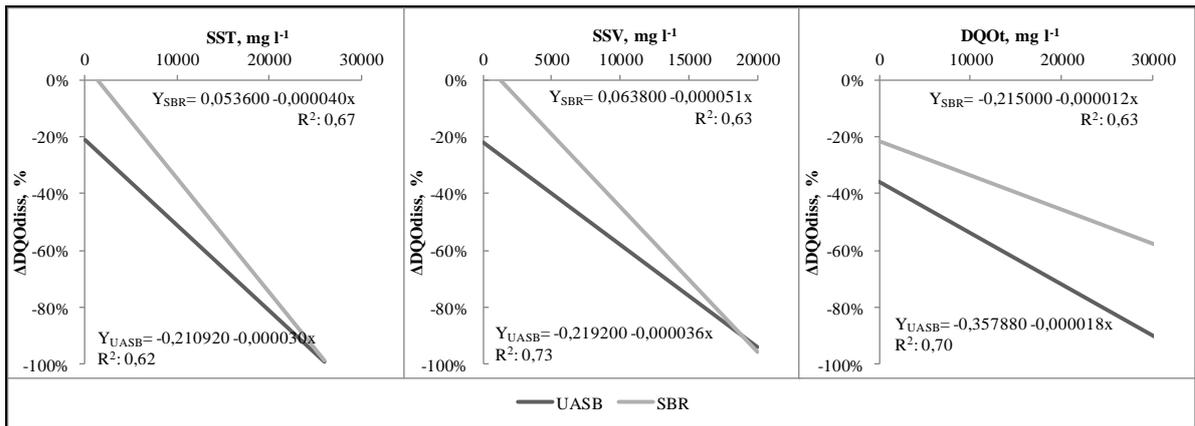


Figura 11 – Eficiência para eliminação da demanda química de oxigênio dissolvida ($\Delta DQOt$) em função da carga inicial de sólidos suspensos totais (SST), de sólidos suspensos voláteis (SSV) ou da demanda química de oxigênio total (DQOt) nos dois tipos de reatores.

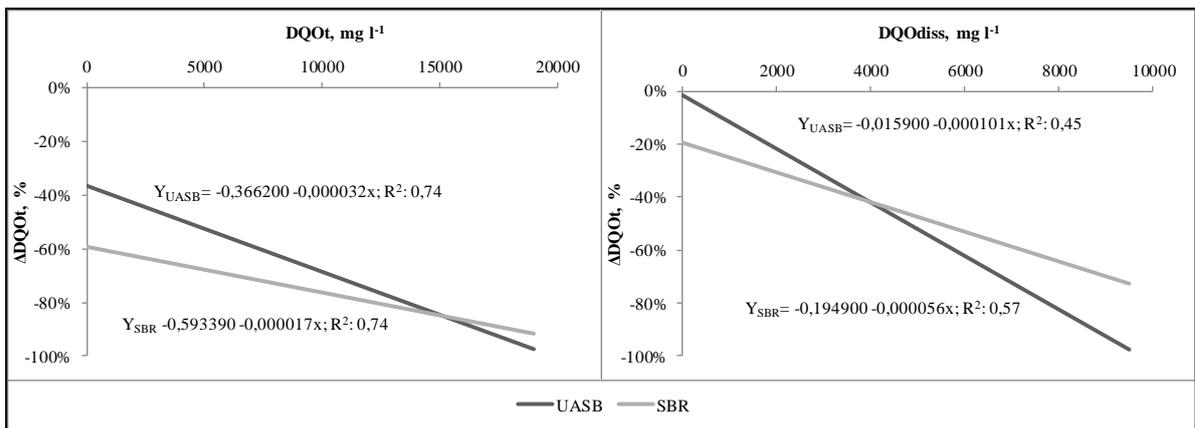


Figura 12 – Eficiência para eliminação da demanda química de oxigênio total ($\Delta DQOt$) em função da demanda química de oxigênio total (DQOt) ou da demanda química de oxigênio dissolvido (DQOdiss) nos dois tipos de reatores.

Sistemas com reatores anaeróbios horizontais e SBR no pós-tratamento dos efluentes aumentam as eficiências de remoção de DQO e SS, alcançando valores de 76 a 94%, respectivamente (TOLEDO et al., 2001). Entretanto, o desempenho isolado do reator SBR durante o pós-tratamento de efluentes indicou baixa eficiência de remoção na DQO e de N com taxas de 10% e 50%, com uma remoção de PT insuficiente (TOLEDO et al., 2001). Essa baixa eficiência pode estar relacionada a igualmente baixa concentração de nutrientes no afluente do reator sequencial (DENG et al., 2008).

Neste sentido, o tratamento de efluentes previamente tratados por decantação e peneiramento em reatores UASB com recirculação apresentaram eficiência de remoção de

SSV de 64, 82, 40, 70, 70 e 26% da 1^a a 6^a fase, respectivamente (RAMIRES, 2005). No entanto, o uso de um reator UASB precedido de decantador em escala real, a remoção de DQO foi de 93% e de DBO de 92%. As concentrações médias no efluente final foram de 0,8 g/L para DQO, 1,8 g/L para DBO e 0,8 g/L para SST. O sistema decantador-reator UASB apresenta-se como alternativa promissora para o tratamento de águas residuárias de suinocultura (RODRIGUES et al., 2010).

A velocidade de entrada do afluente no digestor anaeróbio e/ou a carga orgânica volumétrica podem comprometer a eficiência de remoção dos nutrientes em ambos os sistemas estudados. Velocidades superiores a 0,35m/h instabilizam o funcionamento do reator UASB com arraste de sólidos, reduzindo a eficiência do equipamento (RAMIRES, 2005).

Diversos fatores podem interferir na eficiência de remoção de nutrientes, entre eles a temperatura ambiente e o tempo de detenção hidráulica no reator. Esses fatores estão comumente associados e dependentes das condições do estudo (escala laboratorial ou real). O tratamento de efluentes pode ser comprometido quando o tempo de detenção hidráulica e a temperatura são baixos, reduzindo a eficiência de remoção dos sólidos suspensos (HARDOIM, 1999). Mas eficiência pode aumentar em altas temperaturas onde ocorre maior remoção de matéria orgânica (BANIK et al., 1997; NDON & DAGUE, 1997). Além disso, em condições com altos valores de TDH, quanto maior a temperatura, maior a eficiência de remoção. Entretanto, em um processo anaeróbio na estabilização de resíduos orgânicos de suínos em reator SBR operado a 25°C e TDH de dois, três e seis dias, a remoção de sólidos voláteis e DBO tiveram boa eficiência para todos os tempos de detenção hidráulica (ZHANG, 2006).

As principais limitações dos reatores anaeróbios para o tratamento de afluentes com altas concentrações de sólidos suspensos estão relacionadas à hidrólise dos sólidos orgânicos. Nos reatores UASB o tempo de retenção do lodo (TRL) é fundamental para a determinação do resultado de quantidade de hidrólise e metanogênese em um sistema UASB, sendo que neste caso, o TRL deve ser longo o bastante para possibilitar atividade metanogênica suficiente no meio (SEGHEZZO et al., 1998). A utilização do processo anaeróbio em dois estágios com reatores UASB pode melhorar a remoção de sólidos suspensos orgânicos, incrementando a hidrólise no primeiro reator dando maior estabilidade ao sistema de tratamento (LIER, 2001; OLIVEIRA, 2003; PEREIRA, 2004).

Neste sentido, estudos que combinaram reatores UASB e de lodos ativados foram eficientes na remoção de 95 a 97% do DQO e de 54 a 55% do NT (HUANG et al., 2005). A combinação anaeróbio-aeróbio em reatores UASB e SBR pode remover cerca de 95,5% da DQO total em reatores UASB e cerca de 57% em reatores SBR (UZAL et al., 2003). Em escala laboratorial, com concentrações de SST entre 4.591 a 13.001 mg/L, um sistema de dois estágios compostos por reator SBR e UASB, obtiveram eficiências de remoção de DQO total de 69 a 84% no reator SBR e de 39 a 58% no reator UASB, resultando em valores médios de 87 a 94% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (NETO & OLIVEIRA, 2009).

Com relação às eficiências de remoção de DQO e SST em reatores SBR, os melhores resultados têm sido verificados em sistema SBR em escala laboratorial. De modo geral, as eficiências de remoção de SST e de N e P com altas concentrações no afluente indicam eficiência de remoção na ordem 98,9, 96 e de 50%, respectivamente (KIM et al., 2004), e de 98, 95 e 96% para a remoção de NT, P total e DQO (ZHANG, 2006). Em ambos os estudos se observa que no reator SBR é possível acomodar múltiplos processos com função simultânea de nitrificação, desnitrificação e remoção do P.

4 CONCLUSÕES

A meta-análise realizada neste estudo permitiu comparar a eficiência do uso de reatores UASB ou SBR para o tratamento de dejetos suínos.

Independente da escala de estudo os reatores do tipo SBR são mais eficientes na remoção de nitrogênio (+74%), fósforo (+71%), demanda bioquímica de oxigênio (+44%) e demanda química de oxigênio (+21%).

Apesar da potencialidade de uso, é necessário pós-tratamento para os efluentes de reatores SBR e UASB para reuso de água residuária em sistema fechados de produção de suínos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS. Associação brasileira da indústria produtora e exportadora de carne suína – estatística, mercado interno, produção, exportação e disponibilidade interna de carne suína no Brasil. 2010. Disponível em <<http://www.abipecs.org.br/>> Acesso em: 22 jul. 2011.

ALVAREZ, J. A. et al. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 6, p.7051-7062, 2008.

ARCURI, P. B. **Efeito da temperatura ambiental na produção e na qualidade do biogás em biodigestor modelo indiano na zona da mata de minas gerais**. 1986. 92f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 1986.

ARTAN, N.; ORHON, D. **Modelling of activated sludge systems**. 1994. 589 p.

ATKINSON, B. W.; MUDALY, D. D.; BUX, F. Anoxic phosphate uptake in a continuous enhanced biological phosphorus removal activated sludge system. **In: WISA 2000 Biennial Conference**, Sun City, South Africa, 2000.

BANIK, G. C.; ELLIS, T. G.; DAGUE, R. R. Structure and methanogenic activity of granules from an asbr treating dilute wastewater at low temperatures. **Water Science and technology**, v. 36, n. 6-7, p.149-156, 1997.

BENJAMIN, M. M. **Water chemistry**. ed. New York, 2002. 659 p.

BERNET, N. et al. Combined anaerobic- aerobic sbr for the treatment of piggery wastewater. **Water Research**, v. 34, p. 611-619, 2000.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Wiley-liss. Inc, 1994. 746 p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. ed. São Paulo: CETESB, 1986. 616p.

CAMPOS, C. M. M. et al. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciências Agrotécnica**, v. 30, n. 1, p. 140-147, 2006.

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência Agrotécnica**, v. 29, p. 390-399, 2005.

CAMPOS, C. M. M.; SALÉH, B. B.; CARMO, F. R. Determination of kinetic parameters of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) removing organic loading from swine manure effluents. **Ciência Agrícola**, v. 29, p. 390-399, 2005.

CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo. **ABES (Projeto PROSAB)**, 1999, p.464.

CARMO, F. R. et al. Uso de lagoa facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. **Ciências Agrárias**, v. 28, p. 600-607, 2004.

CARMO JR., G. N. R. **Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (uasb) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura**. 1998b. 69f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC, 1998b.

CHEN, J. et al. Application of nano TiO₂ towards polluted water treatment combined with electro-photochemical method. **Water Research**, p.3815-3820, 2003.

CHENG, J. E. A. Utilization of treated swine wastewater for greenhouse tomato production. **Water Science and technology**, v. 50, p.77-82, 2004.

CHERNICHARO, C. A. D. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – reatores anaeróbios**. v. 5, 2008. 147 p.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Belo Horizonte: DESA-UFGM**, p.246, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. D. **Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 379 p.

CHEVERRY, C.; MENETRIER, Y.; BOLOY, J. **Distribuição do chorume de suínos e fertilização**. Curitiba. 1986. 43 p.

COELHO, M. A. Z.; RUSSO, C.; ARAÚJO, O. Q. F. Optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal. **Water Research**, v. 34, n. 10, p.2809-2817, 2000.

CONSEMA. Resolução consema n.º 003/2008. Listagem das atividades consideradas potencialmente causadoras de degradação ambiental passíveis de licenciamento ambiental pela fundação do meio ambiente – FATMA. **DOE n.º18.351**, 2008.

CORREIA, E. K.; PERDOMO, C. C.; JACONDINO, I. F. Condicionamento ambiental de suínos em crescimento/terminação criados sobre piso com leito de cama. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 29, n. 6, p.2072-2079, 2000.

COSTA, R. H. R.; SILVA, F. C. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. **In: IAWQ International Specialist Conference And Workshop. Waste Stabilization Ponds: Technology an Applications**, João Pessoa, p. 8-15, 1995.

COSTA, T. B. **Desempenho de reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 105p. 2005.

COURA, M. A. Estabilidade do lodo de excesso do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) de um sistema anaeróbio-aeróbio tratando esgoto doméstico em região tropical. **In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville, Santa Catarina, p. 1-18, 2003.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A. Literature review and evaluation of the hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p.197-214, 1995.

DAGUE, R. R.; HABBEN, C. E.; PIDAPARTI, S. R. Initial studies on the anaerobic sequencing batch reactor. **Water Science Technology**, v. 26, p.2429-2432, 1992.

DENG, L. W. et al. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 8, p.136-145, 2008.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos. **EMBRAPA – CNPSA/EMATER**, Concórdia, SC, v. 31, 2002.

DROSTE, R. L.; MASSÉ, D. I. Anaerobic treatment in sequencing batch reactors. **In: International Symposium on Technology Transfer**, p.353-363, 1995.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Reatores sequenciais em batelada anaeróbios em dois estágios seguidos de lagoas de polimento em série para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. 1: Produção de metano e remoção de DQO e sólidos suspensos. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte, v. 24, p.45, 2007.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. D. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial, seguidos de lagoas de polimento, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte i: Produção de metano e remoção de dco e de sólidos suspensos. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 1, p.122-134, 2009.

EDDY, M. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 819 p.

EPA. United states environmental protection agency. **Municipal Nutriente Removal Technologies Reference Document**, v. 1, 2008.36 p.

FAGARD, R. H.; STAESSEN, J. A.; THIJS, L. Advantages and disadvantages of the metaanalysis approach. **Journal of Hypertension**, v. 14, p.9-13, 1996.

FERNANDES, G. F. R. **Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2004. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

FINGER, J. L.; CYBIS, L. F., J. L. Remoção biológica de fósforo em reatores sequenciais em batelada. In: **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, p. 24-30. 1999.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: **Taller Y Seminario Latinoamericano**, 1994, Montevideo: ICA, p. 96-109, 1994.

FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p.504-511, 2000.

GARTNER, I. R.; GAMA, M. L. S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no distrito federal: Um estudo de caso. **Organizações Rurais Agroindustriais**, v. 7, n. 2, p.148-161, 2005.

GIANNOTTI, J. D. G. **Meta-análise de parâmetros genéticos de características de crescimento em bovinos de corte sob enfoques clássico e bayesiano**. 2004. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

HANAJIMA, D. et al. Effect of aeration in reducing phytotoxicity in anaerobic digestion liquor of swine manure. **Animal Science Journal**, v. 78, n. 4, p.433-439, 2007.

HARDOIM, P. C. **Efeito da temperatura de operação e da agitação mecânica na eficiência da biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos.** 1999. 88 f. Dissertação (Mestrado) - FCAV, UNESP, Jaboticabal, SP, 1999.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos de uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida.** 2005. 157 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

HENN, A.; BELLI FILHO, P. Tratamento de dejetos de suínos com altas concentrações de dco e de sólidos em reatores uasb. **In: SIICUSP – Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP**, 2000, São Paulo, p. 150, 2000.

HENZE, M. et al. **Wastewater treatment: Biological and chemical processes.** 2.ed., Berlin Heidelberg: Springer Verlag, 2001. 383 p.

HOHLFELD, J.; SASSE, L. Production and utilization of biogas in rural areas of industrialized and developing countries. **Techn. Zusammenarbeit (GTZ)**, 183p. 1986.

HUALA, E. et al. The arabidopsis information resource (tair): A comprehensive database and web-based information retrieval, analysis, and visualization system for a model plant. **Nucleic Acids Res**, v. 29, p.102-105, 2001.

HUANG, J. S.; WU, C. S.; CHEN, C. M. Microbial activity in a combined uasbactivated sludge reactor system. **Chemosphere**, v. 61, n. 7, p.1032-1041, 2005.

IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuais**, ed. São Paulo, 301 p. 1986.

IRVINE, R. L.; BUSCH, A. W. Sequencing batch biological reactor: An overview. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 51, n. 2, p.235-243, 1979.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** concepções clássicas de tratamento de esgotos. 2. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental: BNH, 2005. 536 p.

JU, L. K.; HUANG, L.; TRIVERDI, H. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in single-tank low-dissolved-oxygen systems under cyclic aeration. **Water Environment Research**, v. 79, p.912-920, 2007.

KALYUZHNYI, S.; SKLYAR, V. Integrated mechanical, biological and physicchemical treatment of liquid manure streams. **Water Science and technology**, v. 41, n. 12, p.188-182, 2000.

KALYUZHNYL S, E. A. Evaluation of the current status of operating and closed landfills in russia, finland and ireland with regard to water pollution and methane emission. **Water Science and technology**, v. 48, n. 4, p.37-44, 2003.

KARAKASHEV, D.; SCHMIDT, J. E.; ANGELIDAKI, I. Innovative process scheme for removal of organic mater, phosphorus and nitrogen fron pig manure. **Water Ressearch**, v. 42, p.4083-4090, 2008.

KIM, J. H. et al. Integrated real-time control strategy for nitrogen removal in swine wastewater treatment using sequencing batch reactors. **Water Research**, v. 38, n. 14-15, p.3340-3348, 2004.

KIM, M., HJ UM, S. BANG, SH LEE AND SJ OH Arsenic removal from vietnamese groundwater using the arsenic-binding DNA aptamer. **Environmental Science Technology**, v. 43, p.9335-9340, 2009.

LAMBAIS, M. R. Poluição orgânica e seu controle. **Microbiologia do solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo**, p.92-119, 1992.

LEE, S.; PARK, J.; KO, K., KOOPMAN. Effect of fermented swine wastes on biological nutrient removal in sequencing batch reactors **Water Research**, v. 31, n. 7, p.1807-1812, 1997.

LEITE, V. D. et al. Tratamento em águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 71-75, 2005.

LETTINGA, G.; HULSHOF, L. W. P. Uasb: Process design for various types of wastewater. **Water Science Technology**, v. 24, n. 8, p.87-107, 1991.

LIER, J. B. V. T., A.; AHRING, B.K.; MACARIE, H.; MOLETTA,R.; DOHANYOS, M.; HULSHOFF POL, L.W.; LENS, P.; VERSTRAETE, W. New perspectives in anaerobic digestion. **Water Science and technology**, v. 43, n. 1, p.1-18, 2001.

LOVATTO, P. A. et al. Modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo pela suinocultura gaúcha. **Ciência Rural**, v. 35, n. 4, p.883-890, 2005.

LOVATTO, P. A. E. A. Meta-análise em pesquisas científicas: Enfoque em metodologias. . **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, p. 285-294, 2007.

MANNING, J. F.; IRVINE, R. L. The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 1, p.87-94, 1985.

MARCHETTO, M. **Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbio utilizando reatores microaeróbios e com aeração intermitente seguidos de fad.** 2001. 195 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

MASSÉ, I.; CROTEAU, F.; MASSÉ, L. The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 98, p.2819-2823, 2007.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos.** 1997. 206f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

MINITAB. **Minitab: Software for quality improvement.** Belo Horizonte, 2010.

MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, I. H. S.; ARANTES, K. R. Tratamento anaeróbio de dejetos suínos visando a geração de biogás. **In: VIII Seminário de Iniciação da Universidade de Ouro Preto**, v. 1, p.36-43, 2000.

MORAES, L. M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas.** 2000. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas: UNICAMP – FEAGRI, 2000.

MULKERRINS, D.; DOBSON, A. D. W.; COLLERAN, E. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewater. **Environment International**, v. 30, p.249-259, 2004.

NDON, U. J.; DAGUE, R. R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactors treatment of low-strength wastewater. **Water Research**, v. 31, n. 10, p.2455-2466, 1997.

NETO, M. S. A.; OLIVEIRA, R. A. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 1, p.148-161, 2009.

NOUR, E. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator compartimentado anaeróbio.** 1996. 266 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. USP, 1996.

NUNES, J. A. Tratamento físico químico de águas residuárias industriais. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade 1996. 298 p.

OBAJA, D.; MACÉ, S.; MATA-ALVAREZ, J. Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 1, p.7-14, 2005.

OLIVEIRA, P. A. V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. **In: Concórdia: EMBRAPA – CNPSA**, Concórdia, p.188, 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. Manejo de água - influência do volume de dejetos produzidos. **In: Dia de Campo Sobre Manejo e Utilização de Dejetos de Suínos, EMBRAPA/CNPSA**, Concórdia, p.25-28, 1994.

OLIVEIRA, R. A.; SANTANA, A. S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (SBR). **Engenharia Agrícola**, v. 31, p. 178-192, 2011.

OLIVEIRA, R. A. D. Efeito da temperatura e do descarte de lodo no desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo, em série, tratando águas residuárias de suinocultura. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, CONBEA**, Goiânia-GO. p.1-6, 2003.

OLIVEIRA, R. A. D.; FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, v. 24, p. 807-820, 2004.

PEREIRA, E. R. **Desempenho e caracterização microbiana do processo de dois estágios com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura**. 2004. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2004.

PIJUAN, M. **Effect of different carbon sources and continuous aerobic conditions on the ebpr process**. 2004. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain, 2004.

PUJOL, S. B. **Biogrânulos aeróbicos em reator seqüencial em batelada para o tratamento de efluente de biodigestor proveniente da suinocultura**. 2008. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2008.

RAMIRES, R. D. A. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (uasb) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2005. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental biotechnology: Principles and applications**. ed. Nova York: McGraw-Hill, 768 p. 2001.

ROBERTSON, L. A. et al. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*. **Appl. Environmental Microbiology**, v. 54, p.2812-2818, 1988.

RODRIGUES, L. S. **Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura**. 2008. 151 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Veterinária da UFMG, Belo Horizonte – MG, 2008.

RODRIGUES, L. S. et al. Avaliação de desempenho de reator uasb no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 94-100, 2010.

SANCHEZ, E. et al. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 3, p.335-344, 2005.

SANTANA, A. M. **Avaliação de sistema composto por reatores anaeróbios e aeróbio para tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2008. 261 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

SANTANA, A. M.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 817 - 830, 2005.

SANTANA, A. M. D. **Atividade da microbiota e desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (uasb) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. 2004. 103f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

SANTOS, H. R. **Coagulação /precipitação de efluentes de reator anaeróbio de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator uasb, com remoção de partícula por sedimentação ou flotação**. 2006. 331 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos da USP, 2006.

SARIOGLU, M. Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure cultures. **Biochemical Engineering Journal**, v. 35, p.371-379, 2005.

SAUVANT, D. et al. Meta-analyses of experimental data in animal nutrition. **Animal**, v. 2, p.1203-1214, 2008.

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**.ed. Florianópolis: (boletim técnico, 79), 1996.

SCHIMIT, C. G.; DAGUE, R. R. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of swine wastes at 200c, 250c and 350c . **In: PURDUE INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE PROCEEDING, 48, ANN ARBOR PRESS, Chelsea, Michigan, p.541 -549, 1993.**

SCHOENHALS, M., FRARE, L., SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluente da suinocultura. **Engenharia Ambiental**, v. 4, n. 1, 2007.

SEDIYAMA, M. A. N. et al. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 1, p.185-189, 2000.

SEGANFREDO, M. A. A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizantes do solo. Concórdia: **Embrapa Suínos e Aves**, v. 35, 2000.

SEGHEZZO, L. et al. Review: The anaerobic treatment of sewage in uasb and egbs reactors. **Biorsource Technology, Kidlington**, v. 65, n. 1, p.175-190, 1998.

SINELLI, P. H. **Remoção de fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. 2002. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da USP, São Paulo, 2002.

SINOTTI, A. P. S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. 2005. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SURAMPALLI, R. Y. et al. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, n. 2, p.151-157, 1997.

SUTTON, A. L.; NELSON, D. W.; KELL, Y. Comparison of solid vs liquid manure applications on corn yield and soil composition. **Environmental quality**, v. 15, n. 4, p.370-375, 1986.

TEIXEIRA, A. R. E. A. Influência do peneiramento forçado do esgoto bruto no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. **In: 23º Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental**, Campo Grande, 2005.

TIEDJE, J. M. **Denitrification**. In page, a. L. Ed. Methods of soil analysis, part 2, chemical and microbiological, ed. 2., Madison. 1982. p.1011-1026 f. Dissertação (Mestrado) - American Society of Agronomy, 1982.

TOBIAS, A. C. T. **Tratamento de resíduos da suinocultura: Uso de reatores anaeróbios seqüenciais seguidos de leitos cultivados**. 2002. 146f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Campinas, Campinas, 2002.

TOLEDO, R. M. A. et al. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguido de reator operado em bateladas seqüenciais. Parte 1: Produção de metano, remoção de DQO e sólidos suspensos. **EMBRAPA CNPSA**, 2001.

UZAL, N.; GOKÇAY, C. F.; DEMIRER, G. N. Sequential (anaerobic/aerobic) biological treatment of malt whisky wastewater. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 3, p.279- 286, 2003.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos em regiões de clima quente**, 125 p. 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações**. ed. Campina Grande, 76p. 1999.

VERSIANI, B. M. Fatores intervenientes no desempenho de um reator uasb submetido a diferentes condições operacionais. **In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**, Campo Grande, 2005.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**.ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 415p. 1997.

WANG, M. E. A. Rural industries and water pollution in china. **Journal of Environmental Management**, v. 86, p.648-659, 2008.

YOUNG JIN, A. K., J. C.; AHN, D. W.; SHIN, D. H.; SHIN, H. S.; KIM, B.W. Efficient nitrogen removal in a pilot system based on upflow multi-layer bioreactor for treatment of strong nitrogenous swine wastewater. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 5, p.764-772, 2007.

ZHANG, R. H. Y., Y.; SUNG, S.; DAGUE, R.R. Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing batch reactor. **Transactions of the ASAE**, v. 43, n. 6, p.761-767, 1997.

ZHANG, Z. Z., J.; KING, J.; LI, W. A Two-step fed sbr for treating swine manure. **Process Biochemistry**, v. 41, p.892-900, 2006.

APÊNDICES



APÊNDICE A – Relação dos artigos utilizados na base de dados

BELLI FILHO, P., CASTILHOS, A. B., COSTA, R. H. R., SOARES, S. R., PERDOMO, C. C. Tecnologia para o tratamento de dejetos de suínos. Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.5, n.1, 2001.

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

BERNET, N., DELGENÈS, N., DELGENÈS, J. P., MOLETA, R. SBR as a relevant technology to combine anaerobic digestion and denitrification in a single reactor Water Science & Technology, v. 43, n. 3, p. 209-214, 2001.

BEN, W., QIANG, Z., PAN, X., CHEN, M. Removal of veterinary antibiotics from sequencing batch reactor (SBR) pretreated swine wastewater by Fenton's reagent. Water Research, v. 43, n. 17, p. 4392-4402, 2009.

BICUDO, J. R., CLASSEN, J. J., GOLDSMITH, C. D., AND SMITH, T. Effects of aeration cycles and hydraulic retention time on the sequential batch treatment of flushed swine manure. Adv. in Envir. Res., v. 3, n. 1, p. 58-73, 1999.

BORTONE, G. et al. Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater. Water Science and Technology, v. 26, n. 5-6, p. 976-985, 1992.

BORTONE, G., MALASPINA, F., STANTE, L., TILCHE, A. Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/anoxic sequencing batch reactor with separated biofilm nitrification. Water Science and Technology, v. 30, n. 6, p. 303-313, 2004.

BORTONE, G. Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. Bioresour Technology, 2009.

CAMPOS, C. M. M.; DAMASCENO, L. H. S.; MOCHIZUKIS, E. T.; BOTELHO, C.G. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. Ciência Agrotécnica, v. 29, n. 2, p. 390-399, 2005.

CAMPOS, C. M. M., SALÉH, B. B., CARMO, F. R. Determination of kinetic parameters of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) removing organic loading from swine manure effluents. *Ciência Agrícola*, v. 29, n. 5, 2005.

CAMPOS, C. M. M., CARMO, F. R., BOTELHO, C. G., COSTA, C.C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciência Agrotécnica*, v. 30, n. 1, 2006.

CARMO, F.R., CAMPOS, C. M. M., BOTELHO, C.G., COSTA, C.C. Uso de lagoa facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. *Ciências Agrárias*, v. 28, n. 3, 2004.

CHEN, M., KIM, J. H., KISHIDA, N., NISHIMURA, O., SUDO, R. Enhanced nitrogen removal using C/N load adjustment and real-time control strategy in sequencing batch reactors for swine wastewater treatment. *Water Science and Technology*. v. 49, n. 5-6, p. 309-314. 2004.

DENG, L.W.; ZHENG, P.; CHEN, Z.A.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 8, p. 136-3.145, 2008.

DENG, L., CAI, C., CHEN, Z. The treatment of pig slurry by a full-scale Anaerobic-Adding Raw Wastewater-Intermittent Aeration Process. *Biosystem Engineering*, v. 98, 2007.

DENG, L., ZHENG, P., CHEN, Z. Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC-SBR process with bypass of raw wastewater. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 4, p. 965-969. 2006.

DENG, L.W.; ZHENG, P.; CHEN, Z.A.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresource Technology*, Barking, v. 99, n. 8, p. 136-145, 2008.

DOSTA, J. ROVIRA, J. GALI, A. MACÉ, S., MATA-ALVAREZ, J. Integration of a Coagulation/Flocculation step in a BIOLOGICAL sequencing batch reactor for COD and nitrogen removal of supernatant of anaerobically digested piggery wastewater. *Bioresource Technology*, v.99, 2008.

EDGERTON, B. D., McNEVIN, D., WONG, C. H., MENOUD, P., BARFORD, J.P., MITCHELL, C. A. Strategies for dealing with piggery effluent in Australia: the sequencing batch reactor as a solution. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 1, p. 123-126, 2000.

FAGARD, R.H.; STAESSEN, J.A.; THIJS, L. Advantages and disadvantages of the metaanalysis approach. *Journal of Hypertension*, v.14, suppl.2, p.9-13, 1996.

FERNANDES, G. F. R., OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.26, n. 1. 2006.

FERNANDEZ, J., LESPEL, G., DARGELLOS, A. Theoretical and experimental study of the vacuum ultraviolet spectrum of tetrasubstituted tin derivatives SnCl_4 and $\text{Sn}(\text{CH}_3)_4$. *Chemical Physics*, v. 111, n. 1, p. 97-103, 1987.

FERNANDES, L., MCKYES, E., WARITH, M., BARRINGTON, S. Treatment of liquid swine manure in the sequencing batch reactor under aerobic and anoxic condition, *Canada Agricultural Engineering*, p. 373-379, 1991.

FERREIRA, F. L. A. LUCAS JR, J., AMARAL, L. A. Partial characterization of the polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. *Bioresource Technology*, v. 90, 2003.

GA, C.H., RA, C.S. Real-time control of oxic phase using pH (mV)-time profile in swine wastewater treatment. *Journal Hazard Mater*, v. 15, n. 1, p. 61-67, 2009.

HAN, Z., WU, W., CGEN, Y., ZHU, J. Characteristics of a twice-fed sequencing batch reactor treating swine wastewater under control of aeration intensity. *Journal of environmental science and health*, v. 42, n. 3, p. 361-370, 2007.

HUANG, J. S.; WU, C. S.; CHEN, C. M. Microbial activity in a combined UASB activated sludge reactor system. *Chemosphere*, v. 61, n. 7, p. 1032-1041, 2005.

IAMAMOTO, T., TAKAKI, K., KOYAMA, T., FURUKAWA, K. Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 102, n. 6, p. 497-503, 2006.

JUTEAU, P., TREMBLAY, D., OULD-MOULAYE, C., BISAILLON, M., JEAN-GUY., BEAUDET, R. Swine waste treatment by self-heating aerobic thermophilic BIOREACTORS. *Water Research*, v. 38, 2004.

KALYUZHNYI, S.; SKLYAR, V. Integrated mechanical, biological and physicochemical treatment of liquid manure streams. *Water Science and Technology*, Kidlington, v. 41, n. 12, p. 188-182, 2000.

KALYUZHNYI S, EPOV A. Evaluation of the current status of operating and closed landfills in Russia, Finland and Ireland with regard to water pollution and methane emission. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 4, p. 37-44, 2003.

KARAKASHEV D, SCHMIDT JE, ANGELIDAKI I. Innovative process scheme for removal of organic matter, Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure. phosphorus and nitrogen from pig manure. *Water Res. Research*, v. 42, p. 4083 – 4090, 2008.

KIM, J. H.; CHEN, M.; KISHIDA, N.; SUDO, R. Integrated real-time control strategy for nitrogen removal in swine wastewater treatment using sequencing batch reactors. *Water Research*, v. 38, n. 14-15, p. 3340-3348, 2004.

KIM, D. H., CHOI, E., KIM, S.W. Nitrogen removal from piggery waste with anaerobic pretreatment. *Water Science Technology*, v. 49, n. 5-6, p. 165-171, 2004.

KISHIDA, N., KIM, J., CHEN, M., SASAKI, H., SUDO, R. Effectiveness of oxidation-reduction potential and pH as monitoring and control parameters for nitrogen removal in swine wastewater treatment by sequencing batch reactors. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 96, n. 3, p. 285-290, 2003.

LEE, S., PARK, J., KO, K., KOOPMAN. Effect of fermented swine wastes on biological nutrient removal in sequencing batch reactors. *Water Research*, v. 31, n. 7, p. 1807-1812, 1997.

LI, J., SUN, K. Amylase Pretreatment of Pig Manure for Biogas Production. *Environmental Science & Technology*, v.4, p.1-5, 2010.

LO, K.V., LIAO, P.H., VAN KLEECK. R. J. A full-scale sequencing batch reactor treatment of dilute swine wastewater. *Canada Agricultural Engineering*, v. 33, p. 193-195, 1991.

LO, K. V., LIAO, P. H. A full-scale sequencing batch reactor system for swine wastewater treatment. *Journal Environmental Science Health b*. v. 42, n. 2, p. 237-240, 2007.

MAGRI, A., GUIVERNAU, M., BAQUERIZO, G., VINÑAS, M., FLOTATS, X. Batch treatment of liquid fraction of pig slurry by intermittent aeration: process simulation and microbial community analysis. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 84, n. 8, p. 1202-1210, 2009.

MASSÉ, D. I., LU, D., MASSÉ, L., DROSTE, R. L. Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 75, p. 205-211, 2000.

MORAES, L. M. e DURVAL JR., D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v. 24, n. 2, 2004.

NETO, M. S. A.; OLIVEIRA, R. A. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.29, n.1, p.148-161, 2009.

OBAJA, D., MACÉ, S. MATA-ALVAREZ, J. Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater. *Bioresource Technology*, v. 96, p. 7-14, 2005.

OBAJA, D., MACÉ, S., COSTA, J., SANS, C., MATA-ALVAREZ J. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. *Bioresour Technology*, v. 87, n. 1, p. 103-111, 2003.

OLIVEIRA, R. A.; & SANTANA, A. S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.31, n.1, p.178-192, 2011.

OSADA, T., HAGA, K., HARADA, Y. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with intermittent aeration process. *Water Research*, v. 25, p. 1377-1388, 1991.

PEREIRA, E. L., CAMPOS, C. M. M., MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. *Revista Ambiente & Água*, v. 5, n.1, p. 79-88, 2010.

PEREIRA, E. L., CAMPOS, C. M. M., MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. *Revista Ambiente & Água*, v. 4, n. 3, p.157-168, 2009.

RA, C., LAU, A. Swine Wastewater Treatment Using Submerged Biofilm SBR Process: Enhancement of Performance by Internal Circulation through Sand Filter. *Journal Environmental Engineering*, v. 136, p. 585, 2010.

RODRIGUES L. S.; SILVA I. J.; ZOCRATO M C.; PAPA D. N.; SPERLING M. V. OLIVEIRA P. R. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.1, p.94-100, 2010.

SANCHEZ, E., MILÁN, Z., BORJA, R., WEILAND, P., RODRIGUES, X. Piggery waste treatment by anaerobic digestion and nutrient removal by ionic Exchange. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 15, n. 3-4, p. 235-244, 1995.

SANCHEZ, E., BORJA, R., TRAVIESO, L., MARTÍN, A., COLMENAREJO, M.F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005.

SANTANA, A. M., OLIVEIRA, R. A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p.917-830, 2005.

SONG, Y., QIU, G., YUAN, P., CUI, X., PENG, J., ZENG, P., DUAN, L., XIANG, L., QIAN, F., MATER, H., J. M. Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions. *Epub*, v.190, n. 1-3, p. 140-149, 2011.

SU, J.J., KUNG, C.M., LIN, J., LIAN, W.C., WU, J.F. Utilization of sequencing batch reactor for in situ piggery wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 32, n. 2, p. 391-405, 1997.

SU, J. J., LIAN, W. C., WU, J. F. Studies on Swine wastewater treatment by a full-scale Sequencing Batch Reactor after anaerobic fermentation. *Chung-hua Nungxue Huibao*, v. 188, p. 391 - 405, 1999.

SKLYAR, V., EPOV, A., GLADCHENKO, M., DANILOVICH, D., KALYUZHNYI, S. Combined Biological (Anaerobic – Aerobic) and Chemical Treatment of Starch Industry Wastewater. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 109, p.253-262, 2003.

SCHOENHALS, M, FRARE, L., SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluente da suinocultura. *Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal*, v. 4, n.1, p. 005 - 023, 2007.

TILCHE, E. BACILIERE, G. BORTONE, F. MALASPINA, S. PICCININI AND L. STANTE, Biological phosphorus removal in full-scale SBR treating piggery wastewater. *Water Science and Technology*, v. 40, p. 199-206, 1999.

WANG, L., ZHU, J., MILLER, C. The Stability of Accumulating Nitrite from Swine Wastewater in a Sequencing Batch Reactor. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 163, p. 362-372, 2011.

WONG S. H., CHOI, C. C. Pilot Scale Aerobic Sequencing Batch Reactor for Pig Waste Treatment *Water and Environment Journal*, v. 3, n. 1, p. 75–81, 1989.

WUN, N. Aerobic treatment of piggery wastewater with the sequencing batch reactor. *Biological Wastes*, v. 22, p. 285-294, 1987.

ZHANG, Z.; ZHU, J.; KING, J.; LI, W. A Two-step fed SBR for treating swine manure. *Process Biochemistry*, London, v.41, p.892-900, 2006.

ZHU, J., ZHANG, Z., MILLER, C. Laboratory Scale Sequencing Batch Reactor with the Addition of Acetate to remove Nutrient and Organic Matter in Pig Slurry. *Biosystems Engineering*. v. 93, n. 4, p. 437-446, 2006.

APÊNDICE B – Produção bibliográfica durante o curso de Doutorado

Artigos completos em periódicos

ANDRETTA, I., LOVATTO, P. A., LANFERDINI, E., LEHNEN, C. R., ROSSI, C. A. R., HAUSCHILD, L., FRAGA, B.N., GARCIA, G.G., MALLMANN, C.A. Alimentação de leitoas pré-púberes com dietas contendo aflatoxinas ou zearalenona. **Archivos de Zootecnia**, v.59, p.123-130, 2010.

ANDRETTA, I., LOVATTO, P.A., HAUSCHILD, L., DILKIN, P., GARCIA, G.G. Alimentação de leitoas pré-púberes com dietas contendo zearalenona. **Archivos de Zootecnia**, v.60, p. 1227 – 1233, 2008.

LEHNEN, C.R., LOVATTO, P. A., ROSSI, C. A., ANDRETTA, I., HAUSCHILD, L., FRAGA, B. N., GARCIA, G. G. Digestibilidade das dietas e metabolismo de suínos alimentados com dieta contendo bentonita sódica. **Ciência Rural**, 2011.

Artigos completos submetidos

POROLNIK, G. V., LOVATTO, P. A., ROSSI, C. A. R., LEHNEN, C. R., GARCIA, G. G., ANDRETTA, I. Suplementação de aminoácidos para suínos castrados e inteiros em crescimento: desempenho e custo de alimento. **Ciência Rural**, encaminhado em fevereiro/2010.

ROSSI, C. A. R., LOVATTO, P. A., GARCIA, G.G., LEHNEN, C. R., POROLNIK, G.V., CERON, M. S., LOVATO, G.D. Alimentação de suínos em terminação com dietas contendo extratos cítricos e ractopamina: desempenho e características de carcaça. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, encaminhado em novembro/2009.

ROSSI, C. A. R., LOVATTO, P. A., GARCIA, G.G., POLLI, V.A., LEHNEN, C. R., FRAGA, B.N., CERON, M. S., LOVATO, G.D. Características químicas, microbiológicas e sensoriais de produto curado elaborado com carne de suínos alimentados com dietas contendo extratos cítricos e ractopamina, **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, encaminhado em fevereiro/2010.

Trabalhos publicados em anais de eventos (resumo)

BRONDANI, P. C., QUADROS, A. R. B., HAMANN, F. R., GARCIA, G. G. SILVA, I. M., CORREA, M. R. Difusão de um sistema alternativo de instalação para crescimento e terminação de suínos na região da quarta colônia. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

CERON, M. S., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R., LEHNEN, C. R., ANDRETTA, I., LOVATO, G.D. Adição de antimicrobianos sintéticos na dieta de leitões In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

CORREA, M. R., GARCIA, G. G., PIRES, B.P. FRAGA, B. N. ANDRETTA, I., BRONDANI, P. C. Comportamento de matrizes suínas nas primeiras vinte quatro horas. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

FRAGA, B. N., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R., ANDRETTA, I., CERON, M. S., RIFFEL, R. E. Uso de levedura desidratada na dieta de leitões desmamados em substituição ao farelo de soja: meta-análise sobre morfologia intestinal In: XXIV Jornada Acadêmica Integrada, 2009, Santa Maria. **XXIV Jornada Acadêmica Integrada**, 2009.

GUILARDI, P. H., GARCIA, G.G., PIRES, B.P., LANFERDINI, E., HAMANN, F. R., BAIROS, R. E. Níveis de colesterol e triglicerídeos e alimentação de suínos em terminação com dietas contendo extratos cítricos . In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

HAMANN, F. R., GARCIA, G. G. FRAGA, B. N., LANFERDINI, E., ANDRETTA, I., FERREIRA, S.F. Principais causas de mortalidade de leitões na maternidade. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

LANFERDINI, E., GARCIA, G.G., ANDRETTA, I., MELCHIOR, R., BAIROS, R. E., TAFFAREL, T.R. Balanço de nitrogênio em suínos alimentados com dietas contendo ou não extratos cítricos. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

LEHNEN, C. R., LOVATTO, P. A., ROSSI, C. A. R., CARVALHO, D.A., GARCIA, G. G., ANDRETTA, I., FRAGA, B. N., LANFERDINI, E. Digestibilidade das dietas e metabolismo de suínos alimentados com dietas contendo bentonita sódica natural In: II Jornada Tecnológica de Zootecnia, 2008, São Vicente do Sul. **II Jornada Tecnológica de Zootecnia**, 2008.

LEHNEN, C. R., ZANELLA, I., ROSSI, C. A. R., POROLNIK, G., GARCIA, G. G. Avaliação do pH do leite e da urina de porcas lactantes alimentadas com dietas elaboradas com silagem de grãos úmidos de milho contendo ácido fumárico In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

LOVATO, G.D., ZANELLA, I., LEHNEN, C. R., ROSSI, C. A. R., POROLNIK, G., GARCIA, G. G. Alimentação de porcas lactantes com dietas elaboradas com silagem de grãos úmidos de milho contendo ácido fumárico In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

MAZUTTI, A., GARCIA, G.G., FRAGA, B.N., LANFERDINI, E., ANDRETTA, I., GUILARDI, P.H. Estudo das variáveis envolvidas na parição de matrizes suínas comerciais. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

MELCHIOR, R., GARCIA, G. G., LANFERDINI, E., SANTOS, G. B., ANDRETTA, I., TAFFAREL, T.R. Características pós-abate de suínos alimentados com dietas contendo ou não adição de extratos cítricos. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

PIRES, B.P., GARCIA, G.G., KLEIN, C. C., LANFERDINI, E., CORREA, M. R., TAFFAREL, T R. Qualidade da carne de suínos alimentados com extratos cítricos. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

POROLNIK, G., LOVATTO, P. A., ROSSI, C. A. R., LEHNEN, C. R., GARCIA, G. G., ANDRETTA, I. Suplementação de aminoácidos para suínos castrados ou inteiros em crescimento e terminação In: XXIV Jornada Acadêmica Integrada, 2009, Santa Maria. **XXIV Jornada Acadêmica Integrada**, 2009.

RIFFEL, R. E., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R., LEHNEN, C. R., KLEIN, C. C., POROLNIK, G. Inclusão de leveduras desidratadas na dieta de suínos em crescimento: uma meta-análise In: XXIV Jornada Acadêmica Integrada, 2009, Santa Maria. **XXIV Jornada Acadêmica Integrada**, 2009.

SILVA, I. M., QUADROS, A. B., FRAGA, B. N., GARCIA, G. G. ANDRETTA, I. Intervalo desmama-cio. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

TAFFAREL, T. R., GARCIA, G. G., FRAGA, B. N., LANFERDINI, E., ANDRETTA, I., BRONDANI, P. C. Comportamento diurno de leitões em final de creche. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

ZALTRON, C. M., GARCIA, G.G., FRAGA, B. N., HAMANN, F. R., ANDRETTA, I., SILVA, I. M. Estudo da distribuição dos partos e dos intervalos entre. In: XXIII Jornada Acadêmica Integrada, 2008, Santa Maria. **Anais da XXIII Jornada Acadêmica Integrada**, 2008.

Trabalhos publicados em anais de eventos (resumo expandido)

ANDRETTA, I., FRAGA, B. N., LOVATTO, P. A., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R. Comportamento diurno de leitões no período final de creche In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

CERON, M. S., LOVATTO, P. A., ROSSI, C. A. R., GARCIA, G. G., LEHNEN, C. R. Adição de extratos cítricos e ractopamina na dieta de suínos em terminação: análises físico-químicas e microbiológicas de salame tipo Milano In: III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária - Zootecnia, 2009, Dois Vizinhos-PR. **III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária - Zootecnia**, 2009.

CERON, M. S., ROSSI, C. A. R., LEHNEN, C. R., POROLNIK, G., GARCIA, G. G. Avaliação de carne de suínos alimentados com dietas contendo complexo enzimático In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

FRAGA, B. N., ANDRETTA, I., LEHNEN, C. R., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R. Avaliação da acidificação da água de beber para leitões In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

FRAGA, B. N., ANDRETTA, I., LEHNEN, C. R., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R. Uso de complexo enzimático na dieta de suínos: avaliação da digestibilidade, metabolismo e balanços de nitrogênio e fósforo In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

FRAGA, B. N., LOVATTO, P. A., GARCIA, G. G., QUADROS, A.R.B., CERON, M. S., ROSSI, C. A. R. Avaliação de leitoas pré-púberes submetidas a dietas com zearalenona In: 13º Congresso da ABRAVES - Associação Brasileira de Veterinários Especialistas em Suínos, 2007, Florianópolis-SC. **13º Congresso da ABRAVES - Associação Brasileira de Veterinários Especialistas em Suínos**. SC: Embrapa, 2007.

LEHNEN, C. R., ANDRETTA, I., LOVATTO, P. A., ROSSI, C. A. R., GARCIA, G. G., ZANELLA, I. Digestibilidade das dietas e metabolismo de suínos alimentados com dietas contendo bentonita In: 44ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2007, Unesp-Jaboticabal. **44ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, 2007.

LEHNEN, C. R., ZANELLA, I., ROSSI, C. A. R., GARCIA, G. G., POROLNIK, G. Alimentação de porcas lactantes com dietas elaboradas com silagem de grãos úmidos de milho contendo ácido fumárico In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

LEHNEN, C. R., ZANELLA, I., ROSSI, C. A. R., GARCIA, G. G., POROLNIK, G. Conservação de dietas elaboradas com silagem de grãos úmidos de milho contendo ácido fumárico In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

LOVATO, G.D., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R., TAFFAREL, T. R., ANDRETTA, I. Avaliação de carcaça de suínos alimentados na terminação com dietas contendo complexo enzimático In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

MELCHIOR, R., LOVATTO, P. A., GARCIA, G. G., ANDRETTA, I., ROSSI, C. A. R. Desempenho de leitões com dietas contendo funonisina In: 13º Congresso da ABRAVES - Associação Brasileira de Veterinários Especialistas em Suínos, 2007, Florianópolis-SC. **13º Congresso da ABRAVES - Associação Brasileira de Veterinários Especialistas em Suínos**. Embrapa, 2007.

SANTOS, G. B., FRAGA, B. N., ANDRETTA, I., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R. Comportamento de matrizes suínas nas primeiras vinte e quatro horas pós-parto In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

TAFFAREL, T. R., GARCIA, G. G., ROSSI, C. A. R., GUILARDI, P.H., LOVATO, G.D. Alimentação de leitões na fase de creche com dietas contendo complexo enzimático In: Exposição da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008, Dois Vizinhos. **Anais da ExpoUT**, 2008.

TAFFAREL, T. R., ROSSI, C. A. R., ANDRETTA, I., GARCIA, G. G., KLEIN, C. C. Qualidade de carcaça e de carne em suínos alimentados com dietas contendo complexos enzimáticos In: III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária - Zootecnia, 2009, Dois Vizinhos-PR. **III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária - Zootecnia**, 2009.