

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE JABOTICABAL
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP - CAUNESP

**EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO
SEGUIDO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DE
TILÁPIA**

Milena Alves de Souza
Bióloga

**JABOTICABAL
São Paulo - Brasil
2010**

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE JABOTICABAL
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP - CAUNESP

**EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO SEGUIDO DE
BIODIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
FRIGORÍFICO DE TILÁPIA**

Aluna: Milena Alves de Souza

Orientadora: Prof^a Dr^a Rose Meire Vidotti

Coorientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior

Tese de doutorado apresentada ao
Centro de Aquicultura da UNESP,
Campus de Jaboticabal, como parte
das exigências para a obtenção do
título de Doutor em Aquicultura.

JABOTICABAL
2010

S729e Souza, Milena Alves de
Eficiência do processo de ultrafiltração seguido de biodigestão anaeróbia no tratamento de efluente de frigorífico de tilápia / Milena Alves de Souza. -- Jaboticabal, 2010
xiii, 76 f. ; 28 cm

Tese (doutorado) -- Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, 2010

Orientador: Rose Meire Vidotti/ Coorientador: Jorge de Lucas Júnior

Banca examinadora: Aldi Feiden, Claudinei da Cruz, Jairo Augusto Campos de Araújo, Lúcia Helena Sipaúba Tavares
Bibliografia

1. Peixe água doce. 2. Recuperação proteica. 3. biogás. I. Título.
II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista

CDU 628.16

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

A meus pais, Valdir e Márcia, pelo apoio e pela dedicação.

Ao Prof. Dr. Abílio Lopes de Oliveira Neto (*in memorian*), por ter me acompanhado em minha vida acadêmica, sempre acreditando em minha capacidade. Sem seu incentivo, talvez eu não tivesse chegado até aqui.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida.

A pós graduação do Centro de Aquicultura da Unesp, pelos recursos disponibilizados para o desenvolvimento deste estudo.

Ao Frigorífico Tilápia do Brasil e seus funcionários por permitirem a realização do estudo.

Ao Rubens Masset da empresa Separations pelo fornecimento do sistema piloto de ultrafiltração e todo apoio dedicado ao início do trabalho.

A professora Rose Meire Vidotti pela orientação e amizade.

Ao professor Jorge de Lucas Junior pela orientação e apoio durante o estudo, sem sua ajuda não seria possível realizar a totalidade deste trabalho.

Aos meus pais pela dedicação e paciência durante todos estes anos de caminhada, assim como por sempre acreditarem em minha competência e capacidade de finalmente me tornar doutora!

Aos professores Wagner Valenti, Marta Verardino De Stéfani e Dalton José Carneiro por cederem seus laboratórios para a realização das análises.

Aos funcionários do Caunesp e da Engenharia Rural pela ajuda e amizade, em particular ao Marcio Reche pela amizade dedicada em todos os anos de doutorado.

Aos meus amigos que sempre estiveram ao meu lado dividindo todos os momentos de minha vida, desde os mais difíceis até os melhores, como esta nova conquista, em especial Letícia Nociti e Milena Chaguri.

A Elis Winkaler pela grande amizade, se tornando muito mais do que amiga, uma verdadeira irmã.

Aos meus familiares pelo apoio e incentivo.

Ao Rodrigo Alandia pelo apoio, ajuda, paciência e simplesmente pelo fato de estar ao meu lado dia a dia.

Ter problemas na vida é inevitável.

Ser derrotado por eles é opcional.

(Roger Crawford)

RESUMO

SOUZA, M. A. Eficiência do processo de ultrafiltração seguido de biodigestão anaeróbia no tratamento de efluente de frigorífico de tilápia. 2010. 76f. Tese (Doutorado) – Centro de Aquicultura da UNESP – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

O presente estudo objetivou a avaliação da eficiência do processo de ultrafiltração seguida da biodigestão anaeróbia no tratamento de efluentes de frigorífico de tilápia. Para tanto, realizada ultrafiltração dos diferentes resíduos gerados no processamento de tilápia (sangria - SG, filetagem - FL e processo contínuo - PC) com membrana de ultrafiltração modelo KOCH, HF1.0-45-XM50 visando avaliar a eficiência da mesma na redução de matéria orgânica, desempenho hidráulico e recuperação proteica. A partir do concentrado obtido na ultrafiltração foi possível avaliar a biodigestão anaeróbia dos diferentes resíduos utilizando estrume bovino como inóculo, estabelecendo quatro tratamentos sendo: sangria, processo contínuo, filetagem e controle, sendo este último composto somente de estrume bovino e água. No processo de ultrafiltração foi possível obter alta remoção de matéria orgânica em todos os efluentes gerados, principalmente em demanda química de oxigênio, nitrogênio total, sólidos suspensos totais e proteína bruta, tendo médias de redução de DQO de 95,21%, 96,21%, 76,26%, NT de 94,74%, 92,49%, 66,54%, SST 96,25%, 94,33%, 83,73% e PB 94,74%, 92,48%, 66,54% para sangria, processo contínuo e filetagem, respectivamente. O desempenho da membrana, medido pelo fluxo de permeado, e a retenção proteica não apresentam diferença significativa entre os tratamentos, sendo a recuperação proteica de 99,99% para todos os tratamentos. Já o concentrado do resíduo de sangria apresentou maior concentração protéica, com média de 70,43%, enquanto os demais tratamentos apresentaram médias de 60,42% e 41,44% para os tratamentos de processo contínuo e filetagem, respectivamente. Para a biodigestão anaeróbia ocorre diferença estatística ($P < 0,01$) entre os tratamentos a partir do 37º dia, tendo o PC com maior produção acumulada, assim como para produção diária ($0,003 \text{ m}^3 \cdot \text{biogás} \cdot \text{dia}^{-1}$) e produção por $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ de afluente (0,0297). Para composição de gases não ocorre diferença entre

os tratamentos, porém FL apresenta maior média de gás metano, com 78,05%, enquanto SG, PC e controle apresentam médias de 69,95%, 70,02% e 68,59%, respectivamente. Para os potenciais de produção de biogás o processo contínuo apresentou os maiores valores quando comparado com os demais, demonstrando que o efluente gerado no processamento de tilápia pode ser tratado em conjunto pelo processo de ultrafiltração seguido da biodigestão do concentrado gerado.

Palavras-chave: peixe água doce, recuperação protéica, biogás.

ABSTRACT

Efficiency of ultrafiltration followed by anaerobic treatment of tilapia's frigorific effluent. 2010. 76p. Thesis (Ph.D.) - Aquaculture Center of UNESP - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

This study aimed to evaluate the efficiency of ultrafiltration followed by anaerobic digestion to effluent from tilapia's frigorific. Therefore, ultrafiltration made of different wastes generated in the processing of tilapia (bleeding - BL, filleting - FL and continuous process - PC) by ultrafiltration membrane model KOCH, HF1.0-45-XM50 to evaluate the efficiency in organic matter reduction, hydraulic performance and protein recovery. From the concentrate obtained in the ultrafiltration was possible to evaluate the anaerobic digestion using cattle manure as inoculum, establishing four treatments: bleeding, continuous process control and filleting, the latter being composed only manure and water. In the ultrafiltration process was possible to obtain high removal of organic matter in all effluents generated mainly in chemical oxygen demand, total nitrogen, total suspended solids and crude protein, with average reductions of COD 95.21%, 96.21 %, 76.26%, TN 94.74%, 92.49%, 66.54%, TSS 96.25%, 94.33%, 83.73% and CP 94.74%, 92.48% , 66.54% for bleeding, continuous process and filleting, respectively. The membrane performance, measured by the permeate flux and protein retention were not significantly different between the treatments, and the protein recovery was 99.99% for all treatments. The concentrated residue of bleeding had a higher protein concentration, with an average of 70.43%, while the other treatments had means of 60.42% and 41.44% for the continuous process and filleting, respectively. For the anaerobic digestion could be obtained statistical difference ($P < 0.01$) between the treatments over the 37th day, and the PC with the highest cumulative production, as well as daily production ($0,003 \text{ m}^3 \cdot \text{biogas} \cdot \text{day}^{-1}$) and production by $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ influent (0.0297). For gases composition does not occur difference among treatments, but FL has a higher methane average, with 78.05%, while BL, PC and control display average 69.95%, 70.02% and 68.59%, respectively. For the biogas potential the continuous process showed the highest values

when compared to the other treatments, demonstrating that the effluent generated in the tilapia's processing can be handled jointly by the ultrafiltration process followed by anaerobic digestion of the concentrate generated.

Keywords: freshwater fish, protein recovery, biogas.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis do permeado gerado no sistema piloto de ultrafiltração nos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC) e filetagem (FL).....34

TABELA 2. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística para porcentagem de eficiência na redução das variáveis avaliadas do sistema piloto de ultrafiltração dos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC) e filetagem (FL).....36

TABELA 3. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis do concentrado gerado no sistema piloto de ultrafiltração nos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC) e filetagem (FL).....40

TABELA 1. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis do afluente e efluente dos biodigestores nos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.....56

TABELA 2. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis estudadas do biogás gerado pelos biodigestores dos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.....57

TABELA 3. Médias obtidas na análise estatística da produção diária de biogás, em m³, corrigida para 20°C e 1 atm, para os diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.....60

TABELA 4. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística dos potenciais médios de produção de biogás para os diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.....61

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1	PRODUÇÃO AQUÍCOLA.....	4
3.2	LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	5
3.3	POLUIÇÃO HÍDRICA E REÚSO DE ÁGUA.....	7
3.3.1	Reúso de água na indústria alimentícia	8
3.4	PROCESSOS POR MEMBRANAS	10
3.4.1	Ultrafiltração	12
3.4.1.1	Ultrafiltração no tratamento de efluentes da indústria de pescado	14
3.5	BIODIGESTÃO ANAERÓBIA	16
3.5.1	Mecanismos de biometanização	17
3.5.2	biodigestão anaeróbia na indústria de pescado	18
	Referências.....	20
	CAPÍTULO I.....	25
	EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FRIGORÍFICO DE TILÁPIA.....	25
	RESUMO	25
	ABSTRACT	26
1	INTRODUÇÃO	27
2	Material e métodos.....	29
2.1	Coleta das amostras	29
2.2	Sistema piloto de ultrafiltração	29
2.3	Índices de desempenho	30
2.3.1	<i>Fator de Concentração:</i>	31
2.3.2	<i>Fluxo de Permeado (FP):</i>	31
2.3.3	<i>Retenção Proteica (RP)</i>	31
2.3.4	<i>Eficiência na redução das variáveis analisadas</i>	32
2.4	Análises físico-químicas.....	32
2.5	Análise estatística.....	33

3 RESULTADOS e discussão.....	34
4 conclusão	43
referências	44
CAPÍTULO II.....	47
BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE CONCENTRADO OBTIDO NO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DE TILÁPIA	47
resumo	47
ABSTRACT.....	48
1 INTRODUÇÃO	49
2 MATERIAL E MÉTODOS	50
2.1 Sistema piloto de ultrafiltração.....	50
2.2 Sistema piloto de biodigestão anaeróbia.....	51
2.3 Abastecimento dos biodigestores.....	53
2.4 Coleta e produção de biogás.....	54
2.5 Análises físico-químicas.....	55
2.6 Análise estatística.....	55
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
4 conclusão	62
Referências.....	63

1 INTRODUÇÃO

A poluição é um assunto de interesse global, especialmente a poluição hídrica causada pela atividade humana, desencadeada principalmente após o desenvolvimento industrial e responsável por muitos danos ambientais. Hoje, as autoridades mundiais e pesquisadores apresentam grande interesse pela preservação dos recursos naturais, visando evitar catástrofes ambientais cada vez mais severas decorrentes do aquecimento global pela contínua emissão de poluentes, com o desenvolvimento e a aplicação de tecnologias ecologicamente eficientes e de baixo custo.

A mudança do processo industrial é necessária para que seja possível alcançar os benefícios ambientais propostos pelas autoridades e por pesquisadores. Sendo assim, a preocupação é o desenvolvimento de tecnologias que forneçam a redução na emissão de poluentes. Elas devem ser eficientes e atrativas para a sociedade, permitindo que sua disseminação possa garantir uma solução global a partir de uma medida pontual.

A aquicultura é uma atividade em franco desenvolvimento, principalmente devido ao aumento da demanda, em função da mudança do comportamento alimentar da população, que busca consumir alimentos de melhor qualidade nutricional. Outro fator que colabora para a ascensão dessa atividade é a alta disponibilidade hídrica do Brasil, considerada a maior do mundo: o País possui cerca 13,8% do total de água doce mundial em seu território.

Devido ao maior consumo da carne de pescado, o número de unidades beneficiadoras desse produto aumentou, para atender as exigências do mercado. Assim, o alto volume de resíduo líquido gerado, aliado à baixa eficácia dos tratamentos convencionais de efluentes, tem como consequência a poluição dos corpos hídricos.

A dificuldade de se estabelecer métodos de tratamento de efluentes para esse ramo industrial se deve justamente ao alto volume de efluente gerado e à falta de uniformidade em sua composição, a qual está diretamente relacionada com a espécie a ser processada.

A tendência atual no tratamento de águas residuárias é o desenvolvimento de tecnologias que proporcionem efluente com melhor qualidade, dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente local, com baixo custo e possibilidade de reúso da água em casos de menor exigência, proporcionando a retroalimentação do sistema a partir da instalação de circuitos fechados ou semifechados de tratamento.

Uma das soluções para o tratamento de águas residuárias é a utilização de processos de membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), os quais possibilitam o tratamento da água residuária com efluente livre de patógenos e baixa concentração de matéria orgânica, passível de reúso, bem como a obtenção de produto proteico de alta qualidade.

Esta tecnologia encontra-se amplamente desenvolvida no que diz respeito ao tratamento de águas residuárias das indústrias química, farmacêutica e alimentícia, sendo sua aplicação ainda emergente na indústria de pescado, principalmente em indústrias de processamento de peixe de água doce, restringindo-se a frigoríficos de peixe marinho, na dessalinização da água do mar ou até mesmo no tratamento dos resíduos provenientes do processo de conserva.

Por apresentarem alta concentração orgânica em seu efluente, as indústrias de pescado possuem alto potencial para a implantação de processos de ultrafiltração, visando a recuperação proteica e a geração de efluente de qualidade adequada

Todavia, a adoção desta tecnologia não resolve o problema ambiental por si mesma, principalmente quando o volume de concentrado proteico obtido é reduzido, impossibilitando sua comercialização. Neste caso, há necessidade de implantação de outro sistema de tratamento de resíduos.

Diante desses fatores e da necessidade da retroalimentação energética do sistema, a biodigestão anaeróbia se torna uma solução, visando a codigestão do concentrado obtido na ultrafiltração com geração de energia e biofertilizante, tornando o sistema eficiente e ecologicamente viável.

Neste sentido, este trabalho objetivou avaliar a eficiência do sistema de ultrafiltração seguido da biodigestão anaeróbia do efluente gerado no processamento de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*).

2 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PRODUÇÃO AQUÍCOLA

Atualmente observa-se aumento no consumo de pescado em todo o mundo, principalmente nos países em desenvolvimento, por se tratar de uma fonte proteica de alta qualidade, pelo cultivo relativamente rápido e pela fácil obtenção (quando se trata de extrativismo), entre outros fatores (FAO, 2009). No período de 1973 a 1997, o aumento no consumo *per capita* de pescado em países em desenvolvimento passou de 7,3 kg.ano⁻¹ para 14 kg.ano⁻¹. No mesmo período, observou-se queda no consumo em países desenvolvidos de 22,6 kg. *per capita*.ano⁻¹ para 21,7 kg *per capita*.ano⁻¹ (FAO, 2009), atribuída basicamente à escassez dos recursos pesqueiros advindos da exploração de recursos naturais, o que diminuiu a disponibilidade de pescado no mercado, ao contrário do ocorrido em países em desenvolvimento, que optaram por cultivos superintensivos para atender às necessidades de mercado local (OSTRENSKY; BORGUETTI; SOTO, 2008).

Hoje, a produção aquícola mundial encontra-se em expansão, com aumento de 44,13 % no período entre 1998 e 2007, tendo a China como principal produtor: o país é responsável por 62,42% da produção mundial. O Brasil está em 16º lugar, com produção correspondente a 0,57% do total mundial. Porém, apesar da baixa produção, o País apresenta potencial para o desenvolvimento do setor, possuindo cerca de 13,8% de toda a água doce disponível no planeta e mais de 5 milhões de hectares de águas represadas passíveis de utilização para a aquicultura (FAO, 2009).

Concomitantemente ao desenvolvimento da produção pesqueira, houve a implantação de novas indústrias processadoras, causando problemas ambientais advindos da grande variedade de resíduos da indústria de pescado, com grande potencial poluidor. Seu efluente é considerado 10 vezes mais concentrado organicamente que o esgoto doméstico, o que faz com que sejam tomadas medidas especiais em relação à destinação final desses

resíduos (MAUDIN; AZABO, 1974; CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2010).

3.2 LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

No que diz respeito ao tratamento das águas residuárias, um procedimento usual das indústrias de processamento de pescado era lançar seus resíduos diretamente no corpo receptor adjacente, sem qualquer tipo de tratamento, como observado nas indústrias processadoras localizadas no Chile e nos Estados Unidos, que frequentemente jogavam seus dejetos em rios e mares após o processamento (BRAILE; CAVALCANTI, 1995; AFONSO; BÓRQUEZ, 2002).

Com a realização de conferências mundiais sobre meio ambiente e aquecimento global, houve um grande salto no desenvolvimento industrial referente ao tratamento de resíduos, principalmente depois da Rio-92, em que foram discutidas e estabelecidas metas para garantia e entendimento do desenvolvimento sustentável, visando a substituição de técnicas convencionais de tratamento de resíduos – denominadas tratamento de fim de tubo (“end of pipe”) – por Tecnologias Ambientalmente Sustentáveis (TAS), as quais contemplam uma visão preventiva do processo industrial, ou seja, a minimização da geração de resíduos por meio de novas etapas inseridas no processo produtivo (SOUZA, 2000).

Como descrito na Agenda 21 (lista de atividades formulada na Rio-92, que preconiza condições para se estabelecer o desenvolvimento sustentável em todo o mundo), as TAS protegem o meio ambiente, reduzindo a poluição, por meio de recursos sustentáveis, reciclando e manejando resíduos de forma mais aceitável do que aquela utilizada com as tecnologias anteriores (SOUZA, 2000; LUKEN; STEVENSON; BERKEL, 2004).

De acordo com Cicozzi, Checkenya e Rodriguez (2003), a disseminação do conceito da prevenção da poluição, culminando em atitudes pró-ativas, depende da conscientização ambiental realizada nos países e da

efetividade das agências reguladoras, que nem sempre atuam de forma ativa nos países em desenvolvimento. As regulamentações são um importante fator para a difusão do conceito de prevenção ambiental, incentivando a implantação de novas tecnologias, assim como foi para as tecnologias de fim de tubo, especialmente nas décadas de 70 e 80. No entanto, a morosidade no processo de atualização de tais normas faz com que o desenvolvimento nesta área seja lento e de difícil aceitação pelas indústrias (REIJNDERS, 2003).

No Brasil, as normas e legislações que regem as questões relacionadas aos recursos hídricos são a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97) e a Resolução CONAMA nº 20/86, atualizada pela Resolução CONAMA nº 357/05. A primeira institui as normas e os procedimentos gerais de gerenciamento de recursos hídricos, incluindo instrumentos de gestão, como o enquadramento e a classificação dos corpos hídricos, concebidos por padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86. Essa resolução, atualizada pela Resolução nº 357/05, dispõe não somente sobre os padrões de qualidade de cada recurso hídrico, como também sobre os padrões de lançamento de efluentes das atividades industriais, de acordo com a classificação do corpo receptor (GRANZIERA, 2003; BRASIL, 2005).

Porém, são as leis estaduais, embasadas em normas gerais estabelecidas pela União, que efetivamente regem a atividade industrial de cada Estado. Normalmente mais restritivas, são responsáveis pela fiscalização ambiental de cunho estadual. Porém, em alguns Estados essas leis se tornam ineficientes, devido ao reduzido número de agências ambientais capazes de fiscalizar ativamente cada atividade industrial.

Neste sentido, com o aumento da pressão econômica, da competição global e das preocupações ambientais, a indústria deve constantemente inovar e melhorar seu processo de produção para torná-la mais sustentável. Esforços são necessários para que o nível de produção atual seja mantido com a adoção de tecnologias limpas, melhorando o gerenciamento dos

recursos naturais e minimizando o lançamento de poluentes (UTTAMANGKABOVORN; PRASERTSAN; KITTIKUN, 2005).

3.3 POLUIÇÃO HÍDRICA E REÚSO DE ÁGUA

A preocupação com a conservação dos corpos d'água vem aumentando em função do uso indiscriminado da água e do lançamento inadequado de efluentes industriais e domésticos, que causam efeitos deletérios ao meio ambiente, inviabilizando a utilização dessa água para abastecimento público e usos diversos.

A partir da Revolução Industrial, que teve início no século XVIII, houve aumento na produção de manufaturados e, conseqüentemente, na geração de resíduos, principalmente efluentes, que não eram tratados adequadamente, causando acúmulo de resíduos e matéria orgânica nos corpos receptores, com conseqüente eutrofização dos corpos hídricos (SOUZA, 2000).

Com o passar do tempo as indústrias passaram a desenvolver métodos de tratamento de efluentes visando atingir os níveis de lançamento exigidos pela legislação, cada vez mais restritiva. Para tanto, foram desenvolvidos vários métodos, físicos, químicos e biológicos, correspondendo aos tratamentos primário, secundário e terciário em uma planta de tratamento de efluentes (SOUZA, VIDOTTI, OLIVEIRA NETO, 2008). No entanto, o enquadramento das indústrias não foi suficiente para garantir a qualidade do efluente gerado, seja pela falta de manutenção do sistema, seja por seu subdimensionamento em função da alta demanda de produção ou até mesmo pela falta de área para expansão do sistema, ocasionando sobrecarga e efluente de baixa qualidade (UTTAMANGKABOVORN; PRASERTSAN; KITTIKUN, 2005).

Com a diminuição da disponibilidade hídrica mundial, causada pelos impactos da atividade humana, a tendência atual é a precaução, ou seja, as atividades industriais devem não só tratar seus resíduos como também

objetivar sua não geração, por meio de processos e medidas a serem inseridos na diária operacional (HEBBLETHWAITE, 1980).

Neste sentido, as técnicas e os conceitos de “Produção Mais Limpa”, assim como os “Mecanismos de Desenvolvimento Limpo”, vêm ao encontro dessas necessidades: a inserção de uma nova etapa no processo produtivo pode reduzir em até 90% o resíduo gerado (LUKEN et al., 2004).

3.3.1 Reúso de água na indústria alimentícia

O reúso de águas residuárias pode ser adotado como estratégia fundamental para o problema do uso limitado de água doce, assim como para prevenir a deterioração do ambiente aquático. Apesar de os tratamentos secundário e terciário permitirem o lançamento de efluentes conforme estabelecido em lei, as águas residuárias não podem ser reutilizadas sem que haja outra etapa de tratamento (SHON et al., 2006).

Dentre os diversos setores da sociedade, o setor industrial é considerado um dos maiores responsáveis pela escassez de água, junto com a atividade agropecuária, seja pela demanda excessiva, seja pela poluição resultante do lançamento de efluentes nos corpos d’água (MIERZWA, 2002). As indústrias químicas e alimentícias têm destaque na utilização da água: aproximadamente 50% do total utilizado é de água doce (CASANI; ROUHANY; KOCHER, 2004).

A inserção do conceito “usuário pagador” na captação de água e descarte de efluentes (BRASIL, 1997) levou técnicos e administradores de atividades produtivas a repensar a forma de processamento de matéria-prima. (BRIÃO; TAVARES, 2007). O reúso e reciclagem de efluentes surge nesse contexto, como alternativa para a minimização dos resíduos, evitando a sobrecarga no sistema de tratamento e servindo como uma ferramenta na redução de custos. A implementação de circuitos fechados ou semifechados de água para uso industrial tem sido estudada para se avaliar a melhor

proposta para o reúso, minimizando também os custos com o tratamento necessário para tal (BRIÃO; TAVARES, 2007).

Diferentes alternativas podem ser disponibilizadas no tratamento de efluentes para reúso, já que as necessidades e tendências de cada atividade produtiva ou da região onde a atividade está inserida podem ser diferentes (BALLANEC, 2002). A indústria alimentícia apresenta alto custo no que diz respeito à utilização de água, representado por seu fornecimento e sua disposição, somado às perdas com energia para a descarga e o tratamento de efluentes. Assim, a indústria de processamento de alimentos deve considerar algumas estratégias para a redução do consumo de água e de geração de resíduos.

Produtos do processamento de pescado são caracterizados pelo alto consumo de água e pela produção de resíduo. A legislação mais exigente e o aumento do preço da mesma fazem com que haja a necessidade do desenvolvimento de métodos efetivos de remoção de poluentes e reúso (KUCA; SZANIAWSKA, 2009). Uma das estratégias é a adoção de unidades de processo com o objetivo de reduzir o consumo de água, otimizando o sistema hidráulico da indústria e visando o reúso em setores com menor exigência de qualidade hídrica, como irrigação e limpeza (CASANI; ROUHANY; KNOCH, 2004; BRIÃO; TAVARES, 2007).

No caso do tratamento de despejos da indústria de pescado, por este ser caracterizado pelo alto teor de matéria orgânica e de resíduos sólidos, é indicada a combinação de múltiplos processos. Entre eles estão processos de recuperação de óleos e proteínas, minimizando os despejos e facilitando o tratamento (LIM; KIM; HWANG, 2003).

Atualmente os métodos de coagulação e flotação por ar dissolvido não são considerados adequados, devido à alta produção de lodo, acarretando aumento de custo para a unidade processadora. A tendência atual para remover a poluição de diversas origens é a utilização de técnicas de pressão por membranas, denominadas microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, a partir de membranas orgânicas e inorgânicas. Essas

técnicas permitem a geração de efluente com baixa carga orgânica passível de reutilização (KUCA; SZANIAWSKA, 2009).

3.4 PROCESSOS POR MEMBRANAS

A ciência de separação de membranas não é antiga – os primeiros experimentos são datados no século XIX –, entretanto sua aplicação comercial é recente, tendo se tornado uma alternativa de separação a partir dos anos 70 (MULDER, 1991). Foi inicialmente desenvolvida para dessalinização da água do mar, na década de 60, na forma de sistemas de osmose reversa, seguida da introdução da nanofiltração no processo de remoção de dureza e de cor da água, na década de 80. Seu avanço tecnológico em saneamento básico começou no início da década de 90, quando foram lançados no mercado membranas de separação de partículas (microfiltração e ultrafiltração), para a produção de água potável em escala comercial. O objetivo dessa técnica foi a eliminação de protozoários, como a *Giardia* e o *Cryptosporidium*, em função das restrições no limite de detecção desses micro-organismos na legislação americana vigente na época (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Recentemente, várias combinações de processos físico-químicos têm sido desenvolvidas para a eficiente remoção da matéria orgânica dissolvida. Os processos de membranas conhecidos, com considerável desenvolvimento em muitos setores (indústria alimentícia, biotecnologia, tratamento de esgotos e indústria química) permitem a clarificação, a estabilização microbiana e a concentração de produtos e subprodutos de valor comercial (ELLOUZE et al., 2003).

A aplicação de membranas de filtração no tratamento avançado de águas residuárias, para reúso ou melhora da qualidade do efluente, está aumentando, tanto para o suprimento de áreas com pouca disponibilidade de água quanto para o atendimento de legislações cada vez mais exigentes (POELE, GRAFF, 2005).

Pode-se definir membrana como uma barreira seletiva capaz de separar os componentes de uma mistura. A separação por membranas se baseia no princípio de que uma mistura pode ser fracionada parcialmente através da passagem por uma estrutura porosa (GUTMAN, 1987; SCHNEIDER; TISUTIYA, 2001), permitindo que um ou mais solutos passem mais facilmente do que outros, funcionando a pressão como uma força de condução (LI, H-HITTIKUN, YOURAVONG, 2009). Sendo assim, uma membrana é um filme sólido que separa duas soluções e que atua como barreira seletiva para o transporte de componentes destas soluções, quando aplicado algum tipo de força externa. As forças externas que impulsionam a filtração em membranas são pressão, sucção (pressão negativa) ou potencial elétrico. Após a passagem pela membrana, o líquido se transforma em permeado (SCHNEIDER, TISUTIYA, 2001).

A seletividade da membrana está relacionada às dimensões da molécula ou partícula e ao tamanho do poro, assim como a difusividade de soluto na matriz e as cargas elétricas associadas (CHERYAN, 1998). O poro de uma membrana é normalmente referido como massa molecular de corte ou “cut-off”, que designa a massa molecular de menor componente que será retido com uma eficiência de 95%. Em geral, quando se trata da separação de macromoléculas, a unidade mais utilizada para massa molecular de corte é o danton (NAKAI; MODLER, 2000).

As membranas sintéticas comerciais são produzidas a partir de duas classes de material, o polímero de material orgânico, e os polímeros inorgânicos, como metais e materiais cerâmicos (FARRO, 2003). Na prática o mercado é dominado pelas membranas orgânicas, isso porque o alto custo das membranas inorgânicas restringe sua utilização (SCHNEIDER; TISUTIYA, 2001).

De acordo com sua evolução, podem ser classificadas como de primeira geração, de segunda geração e de terceira geração. As de primeira geração são definidas como aquelas fabricadas à base de acetato de celulose, simétricas com poros regulares, quase cilíndricos, que atravessavam toda a espessura da membrana, porém com porosidade e produtividade muito

pequenas, já que eram originalmente utilizadas para dessalinização da água. Já as de segunda geração correspondem àquelas fabricadas de polímero sintético e poliolefinas. Resistem à ação de ácidos e bases fortes. São assimétricas, caracterizadas por um gradiente de porosidade interna gerado pelo controle das condições de polimerização da membrana, onde a mesma na forma de uma fina película filtrante fica situada sobre uma estrutura mais grossa, mais porosa e resistente, responsável pela estabilidade mecânica do conjunto. Por fim, as membranas de terceira geração são um aperfeiçoamento das de segunda geração, sendo membranas compostas nas quais a membrana filtrante é depositada na forma de um filme fino sobre a estrutura suporte, que geralmente é uma membrana assimétrica (SCHNEIDER; TISUTIYA, 2001; ZEMAN; ZYDNEY, 1996). Podem ser produzidas em larga escala em duas configurações geométricas básicas: folhas planas (osmose reversa e nanofiltração) e cilíndricas (microfiltração e ultrafiltração), do tipo tubular ou de fibra oca. Dessa forma, a água tratada por esta tecnologia tem como vantagem a possibilidade de reúso e a valorização da proteína gerada, contribuindo para a redução dos custos no tratamento (ELLOUZE; AMAR; SALAH, 2005).

3.4.1 Ultrafiltração

A ultrafiltração é um processo de pressão que tem sido utilizado para simultaneamente purificar, separar e concentrar materiais coloidais e de alto peso molecular em solução. Têm sido encontradas aplicações na remoção de partículas, bactérias e pirógenos, assim como na recuperação de ingredientes de valor nas indústrias química, alimentícia e farmacêutica (MARTIN LO et al., 2005). É uma opção de custo efetivo em termos de alto fluxo de permeado se comparada com a nanofiltração e a osmose reversa (SHON et al. 2006).

A escolha de uma unidade de ultrafiltração deve principalmente levar em consideração sua aplicação específica, ou seja, deve-se conhecer qual o componente presente no resíduo a ser filtrado, assim como seu objetivo: clarificação, purificação ou retenção de compostos específicos da água.

Dessa forma, é necessário conhecer e escolher a membrana adequada, assim como o tipo de polímero utilizado na membrana e as características de tamanho de poro. O conhecimento dessas características é de suma importância para impedir fenômenos que limitam o funcionamento do sistema. Os efeitos do poro da membrana, a distribuição e suas propriedades químicas determinam o fluxo e a seletividade da membrana escolhida (MENG et al., 2009; ZEMAN; ZYDNEY, 1996). A escolha adequada pode evitar o fenômeno denominado “fouling”, responsável pelo entupimento da membrana e pela queda no fluxo de permeado, ocasionado pelo acúmulo de matéria orgânica e formação de torta bacteriana (MENG et al., 2009).

Devido a sua capacidade de separação, que varia entre 100 kDa e 1.000 kDa, a ultrafiltração tem sido amplamente utilizada para o processamento de proteínas, como fracionamento do soro, concentração de proteínas do plasma do sangue e recuperação de proteínas do efluente do processamento de aves (LI; H-HITTIKUN; YOURAVONG, 2009).

A ultrafiltração é o processo mais comum para a obtenção de concentrado de soro de leite com propriedades específicas, pois concentra as proteínas e permite a permeação dos componentes de baixa massa molecular, como lactose, minerais, nitrogênio não proteico e vitaminas (FARRO, 2003). De acordo com mesmo autor, o soro, ao ser processado por ultrafiltração, gera entre 50 e 75%, em base seca, de proteína no retentado, que posteriormente é liofilizado (FARRO, 2003). Assim, essa técnica pode ser aplicada em vários setores da indústria alimentícia com o mesmo objetivo de retenção de compostos proteicos.

Gómez-Juárez et al. (1999) estudaram a obtenção de proteína por ultrafiltração de dejetos de abatedouro de bovinos, particularmente células vermelhas, e obtiveram um concentrado proteico (CP) com cerca de 70% de matéria seca e 75% de proteína, demonstrando, assim, que a ultrafiltração é um processo de alta eficiência na recuperação proteica, podendo o CP ser utilizado tanto para a nutrição animal como para a nutrição humana.

Martin Lo et al. (2005) estudaram a recuperação proteica do efluente do processamento de aves por ultrafiltração e obtiveram, além de alta

concentração proteica (próximo a 100%), a redução da concentração de DQO no efluente para abaixo de 200 mg.L^{-1} , indicando que esta tecnologia também pode ser eficiente na redução de impactos ambientais causados pelo lançamento de efluentes nos corpos d'água.

O tratamento de efluentes utilizando processos de membranas já está bem estabelecido em indústrias de alimentos, no entanto é emergente na indústria de pescado. O sucesso da tecnologia de membranas consiste na recuperação de moléculas com valor comercial, como proteínas solúveis na indústria de surimi e atum. No momento, a dinâmica de membranas consiste em suporte cerâmico para proteínas, e é encontrada recuperação próxima de 100% de proteínas com peso molecular acima de 10 kDa (FERJANI; ELLOUZE; AMAR; SALAH, 2005).

3.4.1.1 Ultrafiltração no tratamento de efluentes da indústria de pescado

Segundo Afonso, Ferrer e Bórquez (2004), uma unidade processadora de pescado com capacidade de $100 \text{ ton.peixe.h}^{-1}$ gera volume de efluente de 10 a $40 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ com concentração proteica de 0,5 a $2,0 \text{ g.L}^{-1}$. Aspé et al. (1997) demonstraram que as indústrias de pescado localizadas próximo a Concepción, no Chile, descartavam cerca de 55.900 ton de matéria orgânica (medida em DQO) por ano, equivalente ao efeito poluidor de 1,5 milhão de habitantes. O processamento de peixes nessa região é em torno de $100 \text{ ton.peixe.h}^{-1}$, com um conteúdo orgânico descartado a uma taxa de 13 a 39 kg de DQO. t^{-1} .

O esquema de processamento de pescado, em termos de matéria-prima, fonte de água e unidade de processo, varia de acordo com cada indústria. Os processos comumente aplicados são: filetagem, resfriamento, lavagem, fermentação, conservação e defumação. Em comum, os frigoríficos deste setor produzem efluente com alto conteúdo orgânico.

Dependendo da operação, a água residuária pode ser considerada com: baixo potencial poluidor, como nas operações de lavagem; médio

potencial, no processo de filetagem; ou alto potencial, como é o caso da água proveniente da sangria e água de armazenamento do pescado. Porém essa classificação é de extrema dificuldade, pois é dependente da taxa de lançamento e da capacidade de depuração do corpo receptor. Durante a evisceração e sangria, o efluente gerado pode conter alto teor de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e óleos graxos. Todavia, tais variáveis mudam muito de acordo com o processo produtivo e a espécie de peixe processada (CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2010).

Devido à alta concentração orgânica, aliado ao fato de que cerca de 5-12% das proteínas são perdidas para o meio durante o processamento do pescado, havendo uma grande perda assim que o peixe é exposto à água (AFONSO; BÓRQUEZ, 2002), surgiu o interesse de estudar a recuperação proteica neste segmento industrial. Sendo assim, Eriksson et al. (1978) estudaram a implantação de ultrafiltração na recuperação proteica de "lutefish" e demonstraram que cerca de 85% das proteínas podem ser recuperadas seguida da precipitação pela adição de HCL. Demonstrando que as características do despejo de indústrias de pescado permitem a recuperação de resíduos a partir da adoção de técnicas de microfiltração e ultrafiltração, prevenindo impactos negativos, além de permitir a obtenção de um novo subproduto (AFONSO; BÓRQUEZ, 2002).

Ellouze, Amar e Salah (2005) estudaram a aplicação da microfiltração seguida da ultrafiltração para efluente proveniente do armazenamento e congelamento de lula, e observaram que a eficiência do processo está em torno de 65% para redução de DQO e a taxa de recuperação proteica em torno de 78%. A aplicação desta mesma tecnologia para água residuária de cavala apresentou 62% de recuperação proteica, além de benefícios ambientais no que diz respeito a redução das variáveis de Sólidos totais (12%), Sólidos voláteis (22%), Proteína (19%) e Óleos e Graxas (94%), além de análise econômica com taxa de retorno de 17% e recuperação do investimento obtido em 8 anos (AFONSO; FERRER; BÓRQUEZ, 2004).

Entretanto, não é encontrada literatura referente ao tratamento de águas residuárias de peixe de água doce. Diante do desenvolvimento dessa

atividade, se faz necessário o estudo da aplicabilidade dessa tecnologia neste ramo da indústria alimentícia, explorando as possibilidades e os benefícios ambientais que porventura possam ser obtidos. Além disso, a aplicabilidade ainda se encontra restrita não somente pela falta de conhecimento sobre suas potencialidades, como também pelo alto custo de implantação em relação aos processos convencionais (SHON et al., 2006).

Uma solução para esse entrave é a aplicação de tecnologias de baixo custo que podem conferir a retroalimentação energética do sistema, ou seja, a utilização conjunta de processos que possam utilizar o concentrado obtido como substrato para produção de energia renovável, tornando o sistema ecologicamente limpo e sustentável, como é o caso da adoção de biodigestores anaeróbios para a produção de biogás.

3.5 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

Com a demanda energética atual, surge a necessidade de se explorar novas fontes de energia ecologicamente limpas e ecoeficientes (YADVIKA et al., 2004). Quando resíduos animais não são tratados ou são pouco manejados, tornam-se a maior fonte de poluição do ar e da água. A disposição de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, amônia e alguns patógenos, é um dos maiores causadores de danos ambientais. O setor de produção animal é responsável por cerca de 18% de toda a emissão de gases causadores de efeito estufa, medidos em CO₂, e por 37% do metano antropogênico, que possui 23 vezes mais potencial para causar o aquecimento global que o CO₂. Neste sentido, 65% do óxido nitroso e 54% da amônia provenientes das atividades antropogênicas estão inseridos na produção animal (HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

Na área rural de países em desenvolvimento, várias biomassas estão disponíveis em abundância. Elas possuem um ótimo potencial para corresponder à demanda energética, especialmente no setor doméstico. No caso da Índia, por exemplo, com cerca de 250 milhões de cabeças de gado, se $\frac{1}{3}$ do esterco produzido anualmente fosse direcionado para a produção de

biogás, seria possível beneficiar energeticamente parte da população. De fato, o funcionamento do sistema de biogás pode promover múltiplos benefícios para os usuários e para a comunidade, entre eles, ser fonte de conservação e proteção ambiental (YADVIKA, 2004).

Um dos países pioneiros no desenvolvimento de unidades de produção de biogás a partir de resíduos da agricultura e codigestão de resíduos orgânicos foi a Dinamarca. Concebidas e desenvolvidas nas últimas décadas, essas unidades são um sistema integrado de tratamento de estrume e resíduos orgânicos, reciclagem de nutrientes e produção de energia renovável, unindo agricultura e benefícios ambientais. O biogás produzido é utilizado tanto para aquecimento e eletricidade quanto para combustível de veículos, como ocorre na Suécia. A energia é vendida à rede elétrica, e o calor produzido é distribuído para sistemas de aquecimento para a população. Parte dela também é utilizada pela planta de biogás para aquecimento do processo (HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

No Brasil, a utilização de biodigestores na área rural ainda é restrita, limitando-se às atividades de suinocultura, que apresentam maior impacto ambiental em virtude da elevada produção de resíduos. Atualmente esta utilização é vista como uma possibilidade para a geração energética e produção de biofertilizante a ser utilizado na propriedade (MIRANDA, 2009).

A produção de metano pela digestão anaeróbia parece ser uma tecnologia competitiva em termos de eficiência energética e impacto ambiental. Mostra-se como uma tecnologia amplamente aplicável, podendo ser utilizada em várias culturas e dejetos, como substratos e nutrientes. O valioso gás e produto final (CH_4) é uma fonte de energia flexível, que pode ser utilizada para aquecimento, produção de energia elétrica e de biocombustível (PAKARINEN, et al., 2008; NIELSEN; ANGELIDAKI, 2008).

3.5.1 Mecanismos de biometanização

A conversão anaeróbia de matéria orgânica ocorre em três etapas. A primeira envolve a transformação de materiais orgânicos insolúveis de alto

peso molecular, como lipídeos, polissacarídeos, proteínas, gorduras, ácidos nucleicos, entre outros, em compostos energéticos e carbonáceos, como monossacarídeos, aminoácidos e outros compostos de fácil utilização pelas bactérias. Esta etapa, denominada hidrólise, é realizada por bactérias estritamente anaeróbias e facultativas. Na segunda etapa, a acidogênese, outro grupo de micro-organismos, fermenta e quebra compostos em ácido acético. Já na terceira etapa, o ácido acético formado na etapa anterior é convertido em uma mistura de metano e dióxido de carbono por bactérias metanogênicas (*Methanobacterium*, *metanococcus*, etc.) (STRONACH; RUDD; LESTER, 1986; HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

O tratamento anaeróbio converte poluentes orgânicos (DQO e DBO) em efluente com uma pequena quantidade de lodo e uma grande quantidade de biogás (metano e dióxido de carbono), eliminando problemas ambientais. As principais vantagens, particularmente para unidades pequenas, são o baixo custo de operação, o espaço reduzido, a produção de biogás e a baixa produção de lodo. Biodigestores anaeróbios são indicados para indústria processadora de pescado justamente pelo fato de proporcionarem alta redução nas taxas de DBO com custo reduzido, quando comparados com sistemas aeróbios, além de possibilitarem maior facilidade de drenagem do lodo gerado (JOHNS, 1995).

Tendo em vista o funcionamento da biodigestão anaeróbia, é possível aumentar a produção de biogás por meio de técnicas diferenciadas, como uso de aditivos, reciclagem do lodo gerado, variação nos parâmetros operacionais (temperatura, tempo de retenção hidráulica e tamanho de partícula no substrato), utilização de biofilmes, além da codigestão de resíduos orgânicos provenientes da indústria alimentícia (YADVIKA, 2004).

3.5.2 Biodigestão anaeróbia na indústria de pescado

Como visto no processo de ultrafiltração, a biodigestão anaeróbia na indústria de pescado encontra-se pouco desenvolvida. Restringe-se às

indústrias de peixes marinhos, o que, neste caso, apresenta restrições à sua aplicação em função das características do efluente gerado em termos de pH, amônia e salinidade. De acordo com Boone e Xun (1987), a maioria das bactérias metanogênicas apresenta ótimo crescimento em biodigestores mesofílicos (20° a 45°C), com pH entre 6,7 e 7,4.

Sandberg e Ahring (1992) demonstraram que o resíduo gerado a partir da conserva de pescado pode ser tratado em biodigestores mantendo o pH entre 7,3 a 8,2. Quando o pH aumenta, ainda que lentamente, para mais de 8,0, há uma queda na remoção de DQO em torno de 15 a 17%.

Aspé et al. (2001) simularam a inibição da digestão anaeróbia através da indução de diferentes concentrações de amônia e concluíram que a metanogênese é a etapa mais influenciada por altos teores deste composto. A atividade metanogênica é inibida em altas concentrações de amônia, como resultado da degradação protéica durante o tratamento anaeróbio. A inibição causada pela amônia em condições mesofílicas está relacionada a sua forma livre nas concentrações entre 25 e 140 mg.L⁻¹. Segundo Guerrero et al. (1997), durante a digestão de estrume bovino em condições termofílicas concentrações de amônia entre 390 a 700 mg.L⁻¹, é tolerada após um período de aclimação do resíduo.

Em relação ao tratamento de efluentes provenientes do processamento de peixe de água doce, e tomando por base as experiências sobre tratamento de águas residuárias de peixes marinhos, a aplicação de biodigestores anaeróbios no sistema de tratamento pode ser uma solução viável e de alta eficiência. Principalmente quando o manejo do sistema de tratamento é adequado e a digestão passa a ser conjunta com resíduos da pecuária, visando a alta taxa de produção de metano. Neste caso, a ultrafiltração seguida da biodigestão anaeróbia passa a ser uma possível solução para os frigoríficos hoje em funcionamento com carência de tecnologias que proporcionem a geração de efluentes de qualidade adequada, assim como para a geração de energia para manutenção do sistema e diversos outros usos na própria indústria.

REFERÊNCIAS

AFONSO, M.D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**, Amsterdam, v. 142, p. 29-45, 2002.

AFONSO, M.D.; FERRER, J.; BÓRQUEZ, R. An economic assessment of proteins recovery from fish meal effluents by ultrafiltration. **Trends in food science & Technology**, Cambridge, v.15, p.506-512, 2004.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M.C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**, New York, v. 31, n.9, p.2147-2167, 1997.

ASPE, E., MARTI, M.C., JARA, A., ROECKEL, M. Ammonia inhibition in the anaerobic treatment of fishery effluents. **Water Research**, New York, v. 73, n. 2, p. 154–164, 2001.

ALLIE, Z., et al. Enzymatic cleaning ultrafiltration membranes fouled by abattoirs effluent. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 218, p. 107-116, 2003.

BALLANEC, B.; et al. Treatment of dairy process Waters by membrane operation for water reuse and Milk constituents concentrations. **Desalination**, Amsterdam, v. 147, p.89-94, 2002.

BOONE, D.R., XUN, L. Effects of pH, temperature and nutrients on propionate degradation by a methanogenic enrichment culture. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 53, p. 1589–1592, 1987.

BRAILE, P.M., CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1995.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, Cria o sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF, 1997. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/revizee/_legislacao/19_legislacao18122008091903.pdf> Acesso em: 23 set. 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 15 out. 2009.

BRIÃO, V.B.; TAVARES, C.R.G. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, p. 134-138, 2007.

CASANI, S.; ROUHANY, M.; KNOCH, S. A discussion paper and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. **Water Research**, New York, v. 39, n. 6, p. 1134-1146 2005.

CICOZZI, E.; CHECKENYA, R.; RODRIGUEZ, A.V. Recent experiences and challenges in promoting cleaner production investments in development countries. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v.11, p. 629-638, 2003.

CHERYAN, M. **Ultrafiltration & microfiltration Handbook**. Pennsylvania:Technomic Publishing Company Lancaster PA, 1998.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Technology**, Essex, v.101, p. 239-449, 2010.

CIVIT, E.M., PARÍN, M.A.; LUPÍN, H.M. Recovery protein and oil from fishery bloodwater waste. **Water Research**, New York, v. 16, n. 6, p.809-814, 2003.

ELLOUZE, E.; AMAR, R.B.; SALAH, A.H.B. Cross-flow microfiltration using ceramic membranes applied cuttlefish effluents treatment: effect of operating parameters and addition of pre or post-treatment. **Desalination**, Amsterdam, v. 177, p. 229-240, 2005.

ERIKSSON, G. ;ERIKSSON, P.; HALLSTRÖM, B.; WIMMERSTEDT, R. Membrane technology research at Lund institute of Technology Sweden. **Desalination**, Amsterdam, v. 27, n.1, p. 81-89, 1978.

FARRO, P.C.A. **Ultrafiltração do soro de queijo minas frescal pré-tratado e microfiltrado: Efeitos da vazão volumétrica e da pressão transmembrana no fluxo de permeado**. 2003. 163f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

FERJANI, E., ELLLOUZE, E., AMAR, R.B. Treatment of seafood processing wastewaters by ultrafiltration-nanofiltration cellulose acetate membranes. **Desalination**, Amsterdam, v. 177, p. 43-49, 2005.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Yearbooks of Fishery Statistics: Summary tables**. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/fi/STAT/summary/default.htm#commodities>> Acesso em: 02 nov.2009.

GENOVESE, C.V.; GONZÁLES, J.F. Evaluation of dissolves air flotation applied to fish filleting wastewater. **Bioresource Technology**, Essex, v.50, p. 175-179, 1994.

GÓMEZ-JUÁREZ, C.; CASTELLANOS, R.; PONCE-NOYOLA, T.; CALDERÓN, V.; FIGUEROA, J. Protein recovery from slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, Essex, v. 70, p. 129-133, 1999.

GRANZIERA, M.L.M. **Direito de águas**. São Paulo: ATLAS. 2003.

GUERRERO, L.; OMIL, F.; MTHDEZ, R.; LEMA, J.M. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic filter under extreme ammoniacal concentrations. **Bioresource Technology**, Essex, v. 61, p. 69–78, 1997.

GUTMAN, R.G. **Membrane filtration — the technology of pressure-driven crossflow processes**. Bristol: IOP Publishing Ltd., 1987.

HEBBLETHWAITE, P. How to send it around again. **Food manufacture**, London, v. 55, n. 11, p. 37-43, 1980.

HOLM-NIELSEN, J.B.; SEADI, T.A.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, p. 5478-5484, 2009.

JOHNS, M.R. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 54, p. 203–216, 1995.

KUCA, M.; SZANIAWSKA, D. Application of microfiltration and ceramic membranes for treatment of salted aqueous effluents from fish processing. **Desalination**, Amsterdam, v. 241, p.227-235, 2009.

LI, Z.; H-HITTIKUN, A.; YOURAVONG, W. Purification of protease from pre-treated tuna spleen extract by ultrafiltration: An altered operational mode involving critical flux condition and diafiltration. **Separation and Purification Technology**, New York, v. 66, p. 368-374, 2009.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture on *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**, New York, v. 37, p. 2228-2232, 2003.

LUKEN, R.A.; STEVENSON, R.S.; BERCKEL, R. Introduction to the special issue on building institucional capacity for cleaner production in developing and transition economies. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v.12, p. 189-194, 2004.

MARTIN LO, Y. et al. Recovery protein from poultry processing wastewater using membrane ultrafiltartion. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, p. 687-698, 2005.

MAUDIN, A.; SZABO, A.J. **Shrimp canning waste treatment study**. Washington: EPA, 1974. Project Officer for EPA.

MENG, F.; et al. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, New York, v. 43, p. 1489-1512, 2009.

MIERZWA, J.C. **O uso racional e reuso como ferramenta para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria – estudo de caso Kodak Brasileira.** 2002. 367 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MIRANDA, A.P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia.** 2009. 123 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

MULDER, A. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 22, n. 9, p. 113-121, 1990.

NAKAI, S.; MODLER, W.H. **Food Proteins Processing Applications.** United States: Wiley-VCH, 2000.

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, p. 7995-8001, 2008.

OSTRENSKY, A.; BOEGUETTI, J.R.; SOTO, D. **Aquicultura no Brasil: O Desafio é crescer.** Brasília: FAO, 2008.

PAKARINEN, O.; et al. Storing energy crops for methane production: Effects of solids content and biological additive. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, p. 7074-7082, 2008.

POELE, S.; GRAFF, J. Enzymatic cleaning in ultrafiltration of wastewater plant effluent. **Desalination**, Amsterdam, v. 179, p. 73-81, 2005.

REIJNDERS, L. Policies influencing cleaner production: the role of prices and regulation. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v.11, p. 333-338, 2003.

SHON, H.K., et al. Fouling ultrafiltration membrane by effluent organic matter: A detailed characterization using different organic fractions in wastewater. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, n. 278, p. 232-238, 2006.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso.** São Paulo: ABES, 2001.

SOUZA, M.P. **Instrumentos de gestão ambiental: Fundamentos e prática.** São Paulo: RIANI COSTA, 2000.

SOUZA, M.A.; VIDOTTI, R.M.; OLIVEIRA NETO, A.L. Redução no consumo de efluente gerado em abatedouro de tilápia do nilo através da implantação de conceitos de Produção mais limpa (P+L). **Boletim do Instituto de pesca**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 289-296, 2008.

SANDBERG, M.; AHRING, B.K. Anaerobic treatment of fish meal process waste-water in a UASB reactor at high pH. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 36, p. 800–804, 1992.

STRONACH, S.M.; RUDD, T.; LESTER, J.N. **Anaerobic Digestion Process in Industrial Wastewater Treatment**. New York:Springer-Verlag, 1986

UTTAMANGKABOVORN, M.; PRASERTSAN, P.;KITTIKUN,A.H. Water conservation in canned tuna (pet food) plant in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 13, p. 547-555, 2005.

ZEMAN, L.J.; ZYDNEY, A.L. **Microfiltration and Ultrafiltration**. Principles and Applications. New York:MARCEL DEKKER, 1996.

YADVIKA, et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 95, p. 1-10, 2004.

CAPÍTULO I

EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE ULTRAFILTRAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FRIGORÍFICO DE TILÁPIA

RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar a eficiência do sistema de ultrafiltração no tratamento dos diferentes efluentes gerados no processamento de tilápia. Para tanto, foi utilizado sistema piloto com membrana de ultrafiltração modelo KOCH, HF1.0-45-XM50, para avaliar três tipos de efluentes: filetagem, sangria e processo contínuo. O sistema de ultrafiltração apresenta alta remoção de matéria orgânica em todos os efluentes gerados, principalmente em DQO, NT, sólidos suspensos totais e proteína bruta, tendo médias de redução de DQO de 95,21%, 96,21%, 76,26%, NT de 94,74%, 92,49%, 66,54%, SST 96,25%, 94,33%, 83,73% e PB 94,74%, 92,48%, 66,54% para sangria, processo contínuo e filetagem, respectivamente. O desempenho da membrana, medido pelo fluxo de permeado, e a retenção proteica não apresentam diferença significativa entre os tratamentos, sendo a recuperação proteica de 99,99% para todos os tratamentos. Já o concentrado do resíduo de sangria apresentou maior concentração protéica, com média de 70,43%, enquanto os demais tratamentos apresentaram médias de 60,42% e 41,44% para os tratamentos de processo contínuo e filetagem, respectivamente. Dentre os resíduos avaliados no sistema de ultrafiltração, o efluente de sangria foi o que apresentou maior eficiência para todas as variáveis e reduzido “fouling” quando comparado com os demais tratamentos.

Palavras-chave: água-residuária, filetagem, sangria, peixe-água-doce, recuperação-proteica.

EFFICIENCY OF THE ULTRA FILTRATION SYSTEM ON THE EFFLUENTS TREATMENT AT THE TILAPIA'S FRIGORIFIC

ABSTRACT

The current work paper has the target to evaluate the efficiency of this process at the ultrafiltration in the distinct effluents raised on the tilapia manipulation process. The pilot process was built with ultrafiltration membrane model KOCH, HF1.0-45-XM50, to check three effluent types like filleting -FL, bleeding - BL and continuous process - PC. The results achieved shown that the ultrafiltration system has high efficiency to take away organic material in all the effluents analyzed mainly on the COD,TN, Total Suspended Solids and Crude Protein, with COD reduction averages of 95,21%, 96,21%, 76,26%, TN 94,74%, 92,49%, 66,54%, TSS 96,25%, 94,33%, 83,73% and Crude Protein 94,74%, 92,48%, 66,54% for bleeding, continuous process and filleting respectively. The Membrane performance for Permeate Flux and Protein Recovery, does not show substantial differences between the processes and the recovery protein was 99,99% for all processes evaluated. For the concentrate reached in the process, the bleeding residue, was that one which shown biggest protein concentration with an average of the 70,43%, meanwhile the others shown averages of 60,42% and 41,44%, for the continuous treatment and filleting respectively. The bleeding treatment was the more efficient than the others residues, with high efficiency and low fouling.

Keywords: wastewater, filleting, bleeding, freshwater-fish, protein-recovery.

1 INTRODUÇÃO

A água está envolvida em muitas etapas de processamento na indústria alimentícia, sendo caracterizada pelo seu alto consumo por tonelada de alimento processado (CASANI; ROUHANY; KNOCHEL, 2004).

A indústria de pescado, por exemplo, gera efluente de 5,4 m³ de água por tonelada de peixe processado (GUERRERO et al., 1999). Segundo Aspé, Martí e Roeckel (1997), para o processamento de peixe marinho, utiliza-se uma quantidade de 5 a 10 m³.t⁻¹, para uma unidade com capacidade de processamento diário de 100 a 1.200 toneladas de peixe, perfazendo um volume diário de lançamento de efluente entre 1.000 e 12.000 m³.dia⁻¹.

As dificuldades encontradas no tratamento dos despejos do pescado são atribuídas, em grande parte, às suas características: volume relativamente elevado, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos em Suspensão (SS) em alta concentração e altos níveis de gorduras e proteínas. Outras dificuldades aparecem devido à variação das vazões em função das estações do ano e à rápida degradabilidade dos despejos (CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2010; BRAILE; CAVALCANTI, 1995).

No tratamento de despejos da indústria de pescado, dado seu alto teor de matéria orgânica e sólidos, faz-se necessária a combinação de múltiplos processos, entre eles o de recuperação de óleos e proteínas, minimizando os despejos e facilitando o tratamento (LIM; KIM; HWANG, 2003).

Civit, Parín e Lupín (2003) estudaram a recuperação de proteína e óleo do resíduo da água de armazenamento de pescado e verificaram que o aquecimento ideal para o processo está acima de 65°C e entre 75 e 80°C, com um pH ótimo entre 5,6 e 5,9. Segundo os autores, nessas condições, a máxima redução na Demanda Química de Oxigênio (DQO) pode ser uma alternativa viável para a redução da carga orgânica no efluente a ser tratado. Apesar da eficiência do método, sua utilização pode ocasionar uma alta desnaturação da proteína recuperada, ou seja, a obtenção de um subproduto de baixa qualidade proteica.

Em contrapartida, as características do despejo de indústrias de pescado permitem a recuperação de resíduos a partir da adoção de técnicas de microfiltração e ultrafiltração – prevenindo, assim, impactos negativos causados por essas indústrias –, além da obtenção de um novo subproduto (AFONSO; BÓRQUEZ, 2002).

A ultrafiltração é um processo de pressão que tem sido utilizado para simultaneamente purificar, separar e concentrar materiais coloidais e de alto peso molecular em solução, tendo sido encontradas aplicações na remoção de particulados, bactérias e pirógenos, bem como na recuperação de ingredientes de valor nas indústrias química, farmacêutica e de alimentos (MARTIN LO et al., 2005).

Por apresentarem alta concentração orgânica em seu efluente, as indústrias de pescado possuem alto potencial para a implantação de processos de ultrafiltração, visando a recuperação proteica e a geração de efluente de qualidade adequada (SOUZA; VIDOTTI; OLIVEIRA NETO, 2008).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do processo de ultrafiltração no tratamento dos efluentes de frigorífico de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*).

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Frigorífico Tilápia do Brasil, localizado no município de Buritama/SP, que opera com média de 11.000 kg.peixe.dia⁻¹.

As análises foram realizadas no Centro de Aquicultura e no Departamento de Engenharia Rural da Universidade Estadual Paulista, campus de Jaboticabal/SP.

2.1 Coleta das amostras

A coleta e a ultrafiltração dos efluentes foram realizadas de acordo com a diária operacional do frigorífico, divididas em 3 tratamentos, com base nos processos de beneficiamento do peixe de água doce: sangria (SG), filetagem (FL) e processo contínuo (sangria + filetagem, PC).

Para cada repetição dos diferentes tratamentos foram coletados 100 litros de efluente da caixa de recepção, localizada na área de abate do frigorífico, submetidos a filtração prévia em malha de náilon de 500 µm para retenção de resíduos maiores. Posteriormente, 10% do volume filtrado na malha de náilon foi transferido ao sistema piloto de ultrafiltração, sendo realizado o mesmo procedimento para cada tratamento e sua respectiva repetição.

2.2 Sistema piloto de ultrafiltração

O sistema piloto de ultrafiltração foi constituído de uma caixa de alimentação de capacidade de 12 litros, membrana de ultrafiltração, modelo KOCH, HF1.0-45-XM50, de polissulfona com área nominal de 0,09 m², pressão transmembrana máxima de 25 psi e “cut off” de 10.000 a kDa e bomba centrífuga com pressão máxima de 25 psi (Figura 1).

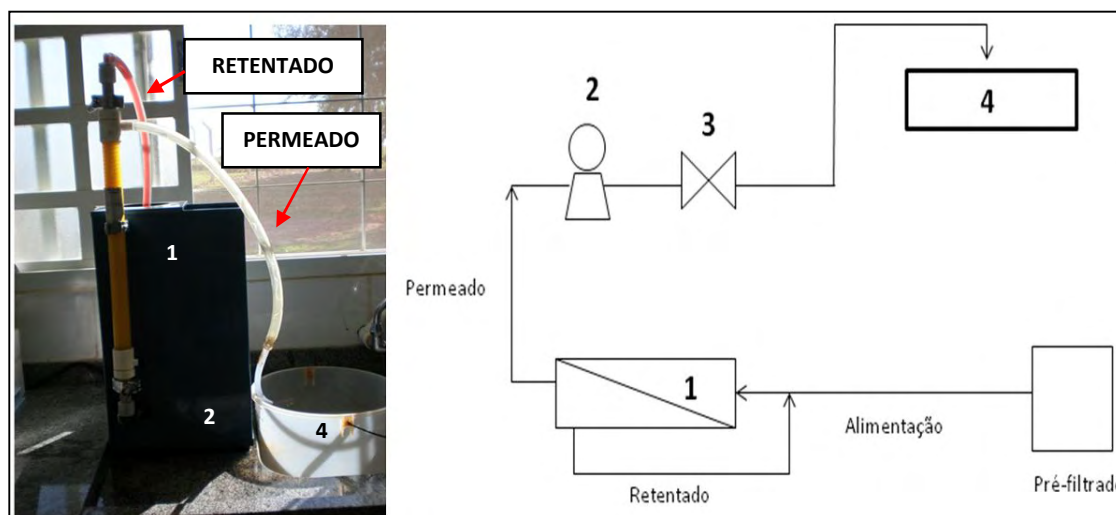


Figura 1. Esquema do sistema piloto de ultrafiltração. 1. Unidade de ultrafiltração; 2. Bomba centrífuga; 3. Válvula diafragma para ajuste da vazão; 4. Caixa de coleta do permeado

Do volume filtrado na malha de náilon, 10 litros foram transferidos para o sistema piloto. O permeado gerado foi coletado em balde graduado de 20 litros e anotado o volume final para o cálculo dos índices de eficiência, assim como o tempo de corrida de cada tratamento. A ultrafiltração em cada tratamento foi interrompida a partir do momento em que o fluxo de permeado apresentava-se menor que $0,1 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$.

Após a ultrafiltração de cada tratamento foi realizada limpeza da membrana com solução de hidróxido de sódio (pH 11,0), hidróxido de sódio + cloro (pH 11,0 + cloro $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e solução ácida (pH 2 a 3), por 20 minutos.

2.3 Índices de desempenho

Para a determinação do desempenho da membrana utilizada foram avaliadas as seguintes variáveis:

2.3.1 Fator de Concentração:

O Fator de Concentração (FC) foi calculado através da equação proposta por Schneider e Tsutiya (2001):

$$FC = \frac{V_p}{V_c}$$

Onde:

V_p: volume do permeado
V_c: volume do retentado

2.3.2 Fluxo de Permeado (FP):

O Fluxo de Permeado (FP) foi calculado através da equação (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001):

$$FP = \frac{1}{A} \frac{dV_p}{dt}$$

Onde:

A: área da membrana
V_p: volume do permeado
t: tempo de filtração

2.3.3 Retenção Proteica (RP)

A Retenção Proteica (RP) foi calculada através da equação indicada por Bastian et al. (1991):

$$RP = 100 - \left\{ \frac{Y_p \cdot \% \text{ água}}{Y_r \cdot \% \text{ água}} \cdot \frac{Y_p}{Y_r} \right\}$$

Onde:

RP: Retenção Proteica
Y_p: Porcentagem do componente no permeado
%água_p: Porcentagem de água no permeado
Y_r: Porcentagem do componente no retentado
%água_r: Porcentagem de água no retentado

2.3.4 Eficiência na redução das variáveis analisadas

A eficiência na redução das variáveis analisadas no processo de ultrafiltração foi determinada para nitrogênio total, proteína bruta, DQO, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, sólidos totais e fósforo, a partir da equação a seguir:

$$\text{Eficiência \%} = 100 - \frac{p \cdot 100}{a}$$

Onde:

p: concentração da variável no permeado

a: concentração da variável no afluente

2.4 Análises físico-químicas

Foi determinada a composição orgânica do afluente e do permeado do sistema piloto de ultrafiltração a partir da determinação da DQO pelo método colorimétrico HACH, utilizando-se colorímetro HACH (modelo DR890), de acordo com o método APHA (1995).

Para o afluente, permeado e concentrado, foram realizadas análises de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, proteína bruta, sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis, segundo determinação da APHA (1995).

Para a composição de minerais, realizada apenas para as amostras de concentrado e através de digestão nitroperclórica, foram determinados os teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, ferro, manganês, zinco e cobre (BATAGLIA, 1983).

As concentrações dos elementos K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Zn e Cu foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica tipo chama (modelo GBC 932 AA).

2.5 Análise estatística

O delineamento estatístico foi inteiramente casualizado com 3 tratamentos (sangria, filetagem e processo contínuo) e 5 repetições para cada tratamento. As médias foram submetidas à análise de variância (ANOVA) e comparadas pelo teste de Tukey (5%).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 são apresentadas as concentrações médias das variáveis obtidas para o afluente e o permeado do sistema piloto de ultrafiltração.

TABELA 1. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis do permeado gerado no sistema piloto de ultrafiltração nos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC) e filetagem (FL).

Variáveis		Tratamentos			Estatística	
		SG	PC	FL	F	CV (%)
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Afluente	719,32 ^a	432,08 ^{ab}	91,42 ^b	10,86	51,63
	Permeado	35,84 ^a	23,45 ^a	28,84 ^a	0,81	49,19
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	Afluente	22,62 ^a	29,68 ^a	6,04 ^a	3,35	76,14
	Permeado	4,93 ^a	4,20 ^{ab}	1,79 ^b	4,14	49,77
Proteína Bruta (%)	Afluente	0,45 ^a	0,27 ^{ab}	0,05 ^b	10,86	51,63
	Permeado	0,02 ^a	0,014 ^a	0,018 ^a	0,81	49,19
DQO (mg.L ⁻¹)	Afluente	6930,00 ^a	6300,00 ^a	650,30 ^b	21,85	36,81
	Permeado	333,60 ^a	226,38 ^a	156,20 ^a	3,14	47,02
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	Afluente	1,17 ^a	0,96 ^a	0,14 ^b	11,96	47,20
	Permeado	0,04 ^a	0,04 ^a	0,02 ^a	0,81	88,75
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	Afluente	0,82 ^a	0,54 ^a	0,16 ^b	16,41	35,84
	Permeado	0,06 ^a	0,06 ^a	0,07 ^a	0,32	39,75
Sólidos Totais (%)	Afluente	0,48 ^a	0,49 ^a	0,12 ^b	24,48	23,56
	Permeado	0,06 ^a	0,03 ^b	0,03 ^b	9,64	29,16
Fósforo (mg.L ⁻¹)	Afluente	3,32 ^a	3,32 ^a	1,80 ^a	2,64	40,69
	Permeado	1,69 ^b	1,70 ^b	4,04 ^a	6,16	49,11
pH	Afluente	7,54	8,07	8,82		
	Permeado	7,8	8,2	8,8		

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey (P>0,05)

Observa-se que, assim como os dados apresentados para o afluente, as concentrações médias das variáveis para o permeado no tratamento do resíduo de filetagem correspondem às menores concentrações encontradas, com exceção de nitrogênio total, proteína bruta, sólidos suspensos voláteis e fósforo, com diferença significativa para as variáveis de sólidos totais e nitrogênio amoniacal entre os tratamentos PC e FL quando comparados com SG, que apresentou as maiores médias para essas variáveis. Já para as demais variáveis não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Em relação aos padrões de lançamento exigidos pela legislação (Resolução CONAMA nº 357/2005), o permeado gerado no processo de ultrafiltração atende ao disposto em lei quanto às concentrações de nitrogênio amoniacal (limite de lançamento máximo de 20 mg.L^{-1}) e pH (limite entre 6,0 a 9,0) (BRASIL, 2005).

Todavia, se levarmos em consideração outras legislações, como a europeia, os níveis de eficiência encontrados para SG e PC permitem considerar o permeado dentro das exigências legais, já que, para remoção de DQO, ST e NT, preconiza-se o mínimo de remoção de 75%, 90% e 80%, respectivamente, inferiores aos apresentados para SG e PC (Tabela 2).

TABELA 2. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística para porcentagem de eficiência na redução das variáveis avaliadas do sistema piloto de ultrafiltração dos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC) e filetagem (FL).

Variáveis	Tratamentos			Estatística	
	SG	PC	FL	F	CV (%)
Nitrogênio Total	94,74 ^a	92,49 ^a	66,54 ^b	23,05	8,57
Proteína Bruta	94,74 ^a	92,48 ^a	66,54 ^b	23,05	8,56
Nitrogênio Amoniacal	76,83 ^a	76,62 ^a	67,22 ^a	0,76	18,88
Sólidos Suspensos Totais	96,25 ^a	94,33 ^a	83,73 ^b	17,90	3,87
Sólidos Suspensos Voláteis	91,93 ^a	85,19 ^a	54,32 ^b	16,82	14,16
Fator de Concentração	5,40 ^{ab}	3,35 ^b	9,68 ^a	4,60	50,90
DQO	95,21 ^a	96,51 ^a	76,26 ^b	8,00	9,68
Fósforo	44,164 ^a	31,621 ^{ab}	4,998 ^b	3,74	85,87
Sólidos Totais	86,41 ^a	93,05 ^a	66,48 ^b	7,49	12,35
Fluxo de Permeado (L.m ² .hora ⁻¹)	46,49 ^a	39,37 ^a	67,26 ^a	2,64	39,03
Retenção Proteica	99,99 ^a	99,99 ^a	99,99 ^a	0,63	0,00

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey (P>0,05)

Em termos de eficácia do processo de ultrafiltração (Tabela 2), o tratamento com resíduo de filetagem difere estatisticamente quando comparado com os demais tratamentos para proteína bruta, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, DQO, fósforo e sólidos totais, apresentando menores médias para essas variáveis. Para os dados de índice de eficiência da membrana de ultrafiltração (fluxo de permeado, fator de concentração e recuperação proteica) não foi observada diferença entre os tratamentos.

Para os dados de eficiência na remoção de DQO e retenção proteica, o presente estudo apresenta índices superiores aos encontrados para peixe marinho. Segundo Ellouze, Amar e Salah (2005), no processo de microfiltração seguida de ultrafiltração de efluente do processamento de lula foi possível obter remoção de 65% de DQO e retenção proteica de 78%,

índices inferiores aos obtidos nos tratamentos avaliados, os quais apresentaram, para remoção de DQO, média de 95,21%, 96,51% e 76,26% para SG, PC e FL, respectivamente, com retenção proteica de 99,99% para todos os tratamentos avaliados.

No entanto, Ferjani, Ellouze e Amar (2005), comparando o processo de nanofiltração com a ultrafiltração, demonstraram que a eficiência de remoção de DQO é inferior para ultrafiltração quando comparada com a nanofiltração para tratamento de resíduo de lula, com fluxo de permeado de $45 \text{ L.m}^2.\text{h}^{-1}$ (50 a 65% para ultrafiltração e 93% para nanofiltração). Porém, no caso de retenção proteica, a ultrafiltração se faz mais eficiente (41,25%) quando comparada com a nanofiltração (36%), resultado este atribuído ao fenômeno de obstrução dos poros da membrana de nanofiltração por partículas finas.

Martin Lo et al. (2005) relatam que o pH exerce importante papel no processo de redução do fluxo de permeado e consequente “fouling” no tratamento de resíduo líquido do processamento de aves. Os autores observaram que pH do afluente em torno de 6,74 evita a coagulação ou aglomeração proteica na superfície da membrana, impedindo efeitos adversos em seu desempenho.

Relacionando-se o pH do afluente utilizado nos diferentes tratamentos com as eficiências obtidas para a remoção de nitrogênio total e proteína bruta, pode-se dizer que os menores índices de eficiência encontrados para FL estão diretamente relacionados com o alto pH de entrada no sistema – média de 8,82 –, enquanto que, para o SG, com a melhor eficiência média, o pH médio de entrada foi o menor entre os tratamentos (7,54).

Outro processo capaz de reduzir a eficiência da membrana na redução de matéria orgânica é o chamado “fouling”, que se dá pela adsorção de proteínas e materiais hidrofóbicos na superfície da mesma (POELE, GRAAF, 2005). Além disso, é provado que membranas de polissulfona e sulfona possuem forte afinidade com proteínas de peixe, envolvendo severo “fouling” durante a permeação, não sendo detectada adsorção em materiais hidrofílicos, como é o caso de membranas de celulose regenerada (FERJANI; ELLOUZE; AMAR; SALAH, 2005; KUCA; SZANIAWSKA, 2009).

Jaouen e Quéméneur (1992) estudaram o aumento gradativo da concentração proteica durante processo de concentração por ultrafiltração para efluente de surimi e não observaram efeito negativo no fluxo de permeado, permitindo redução nas taxas de DQO e DBO em torno de 75% e taxa de recuperação proteica próxima a 100%, como observado para todos os tratamentos testados.

Sendo assim, soluções com baixo teor proteico apresentam maior índice de “fouling”, o que não ocorre para soluções de alto teor de proteína, que apresentam outros efeitos de deposição (MARTINEZ et al., 2000), e a redução no fluxo de permeado pode ser atribuída à deposição de proteínas na superfície da membrana (SAKSENA; ZYDNEY, 1994; BOYD, ZYDNEY, 1998). Pode-se afirmar que as menores médias obtidas para o fluxo de permeado de SG e PC estão relacionadas com as altas concentrações de proteína no afluente, reduzindo o fluxo sem comprometimento da eficiência esperada, o que não ocorre com o FL, já que este apresenta alto fluxo com baixa eficiência na remoção de matéria orgânica quando comparado com os demais tratamentos.

De acordo com Afonso e Bórquez (2002), efluente rico em sangue do processamento de peixe marinho obtém alta taxa de recuperação proteica, com fluxo variando entre 35 e 15 L.m².h⁻¹, abaixo do encontrado para SG (46,49 L.m².h⁻¹). Isso demonstra a alta eficiência do processo em efluente de peixe de água doce através da manutenção de alto fluxo.

Em contrapartida, Shon et al. (2006) estudaram o efeito das diferentes frações (hidrofóbica, hidrofílica e transfílica) no tratamento de efluente doméstico por meio da ultrafiltração. Os autores verificaram que a membrana apresenta melhor eficiência em redução de matéria orgânica hidrofóbica – em torno de 67,4% – e remoção de 19,7% para componentes hidrofílicos. Assim, a redução no fluxo de permeado é muito acentuada em efluente com alto teor de compostos hidrofóbicos, corroborando os dados obtidos para PC, que, por ser constituído da mistura do efluente de sangria e filetagem, apresenta maior concentração de componentes causadores do aumento na resistência da membrana e consequente diminuição do fluxo. Esse fato é reforçado pelo

menor valor encontrado para fator de concentração, PC – 3,35; SG – 5,40; FL – 9,68, que indica a resistência do composto a ser filtrado. Neste sentido, os menores valores de FC indicam substrato com maior resistência à passagem da membrana.

Para os dados de eficiência na remoção de SST, SSV e PB, as porcentagens obtidas para SG e PC estão de acordo com os valores encontrados por Afonso e Bórquez (2002) no processo de microfiltração seguido da ultrafiltração para o tratamento de efluente do processamento de farinha de peixe, com eficiência média de 96,05% para SST, 81,4% para SSV e 81,57% para PB.

Ainda de acordo com os esses autores, quando se aumenta o fluxo de permeado, a eficiência na remoção dos compostos orgânicos é reduzida, assim como observado para o FL, que apresenta o maior fluxo, porém com as menores eficiências médias.

Para a composição do concentrado (Tabela 3) ocorre diferença significativa para FL quando comparado com SG e PC para PB e NT com as menores médias destas variáveis. Já para manganês e ferro, o FL difere estatisticamente quando comparado com o SG, sendo que, para fósforo, apresenta a maior concentração média, diferindo de PC. Para as demais variáveis analisadas não ocorre diferença estatística entre os tratamentos.

TABELA 3. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis do concentrado gerado no sistema piloto de ultrafiltração nos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC) e filetagem (FL).

Variáveis	Tratamentos			Estatística	
	SG	PC	FL	F	CV (%)
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	112,68 ^a	96,68 ^a	66,31 ^b	13,11	14,51
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	30,91 ^a	21,73 ^a	5,04 ^a	2,75	91,91
Proteína Bruta (%)	70,43 ^a	60,42 ^a	41,44 ^b	13,11	14,51
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	19,82 ^a	8,66 ^a	2,30 ^a	1,70	148,46
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	13,39 ^a	6,07 ^a	1,77 ^a	2,00	129,57
Sólidos Totais (%)	2,41 ^a	0,88 ^a	0,62 ^a	3,58	78,35
Fósforo (mg.L ⁻¹)	7,236 ^{ab}	4,235 ^b	14,291 ^a	6,31	53,52
Magnésio (µg.L ⁻¹)	0,04 ^a	0,03 ^a	0,02 ^a	2,25	59,82
Potássio (µg.L ⁻¹)	0,43 ^a	0,29 ^a	0,21 ^a	2,70	44,43
Cálcio (µg.L ⁻¹)	0,14 ^a	0,14 ^a	0,11 ^a	0,88	35,12
Zinco (µg.L ⁻¹)	1,02 ^a	0,81 ^a	0,43 ^a	1,61	63,37
Manganês (µg.L ⁻¹)	0,05 ^a	0,04 ^{ab}	0,03 ^b	3,69	30,85
Ferro (µg.L ⁻¹)	7,29 ^a	5,12 ^{ab}	1,03 ^b	6,38	55,59
Cobre (µg.L ⁻¹)	0,67 ^a	0,35 ^a	0,22 ^a	1,46	94,62
pH	7,81	7,91	8,69		

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey (P>0,05).

Gómez-Juárez et al. (1999) estudaram a recuperação proteica de células vermelhas de sangue bovino, as quais foram hidrolisadas com papaína (32%) para posterior ultrafiltração, e obtiveram 75% de PB, resultado semelhante ao obtido no processo de sangria, que apresenta concentrado com média de 70,43% de PB. Os autores indicam, ainda, que a qualidade do concentrado obtido, em termos de aminoácidos essenciais, permite sua utilização para nutrição animal ou humana, como ocorre com o concentrado de soro de leite (BRIÃO; TAVARES, 2007).

Afonso e Bórquez (2002) relatam que cerca de 85% das proteínas presentes no efluente de filetagem de peixe marinho podem ser concentradas pelo processo de ultrafiltração, porém esse processo se faz mais eficiente quando a água é coletada no primeiro momento em que o peixe é exposto à água. Considerando essa informação, os dados obtidos para concentração proteica em FL podem ter sido inferiores ao indicado devido ao fato de a coleta ter sido realizada após o processamento do peixe, compreendendo a totalidade da água gerada no processo de filetagem.

Em contrapartida, a concentração reduzida de PB encontrada para FL acompanha os dados obtidos para o afluente e eficiência do processo. Como já discutido, a possível ocorrência de “fouling”, aliada à maior concentração de compostos hidrofílicos, justifica o baixo teor proteico do concentrado. Diante desses fatores, Meng et al. (2009) relatam que o “fouling” pode ocorrer tanto por processos orgânicos como por inorgânicos, estes últimos relacionados às concentrações de Ca, Mg, Fe e P presentes no sistema. Porém uma pequena quantidade de cálcio pode ser benéfica para a permeabilidade da membrana, devido ao seu efeito positivo na floculação do lodo gerado (KIM; JANG, 2006).

Neste sentido, o alto teor de fósforo encontrado para FL e, considerando-se este composto como agente de “fouling”, a baixa eficiência na sua redução, assim como na redução das demais variáveis analisadas, pode ser justificado.

Afonso e Bórquez (2002) relatam que poucos estudos vêm sendo realizados para determinar a composição do concentrado obtido no processo de ultrafiltração de efluente de pescado. Os poucos trabalhos desenvolvidos recomendam o uso do concentrado incorporado à nutrição animal. Kuznetsov (1988) citado por Afonso e Bórquez (2002) demonstrou que a ultrafiltração do processamento de lagosta permite a recuperação de proteínas e lipídeos, compondo um concentrado de alta qualidade para posterior utilização na alimentação animal.

No entanto, em estudos realizados com efluente de surimi, foi possível obter concentrado com alto teor proteico, mas com coloração escura e odor desagradável que inviabilizam sua utilização. Todavia, a alta eficiência na

redução de DQO (89-94%) observada no processo justifica sua utilização (AFONSO; BÓRQUEZ, 2002).

Em relação à legislação, o concentrado obtido em todos os tratamentos apresenta concentrações dentro dos limites aceitáveis para lançamento em quase todas as variáveis, com exceção de fósforo, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal, de acordo com Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), o que indica a necessidade de tratamento deste resíduo ou destinação para usos como fertilização do solo ou nutrição animal.

A necessidade da eliminação do lançamento indiscriminado de altos teores de amônia vem do fato de que, ao contrário do que ocorre com células autótrofas, em que a amônia é utilizada como nutriente, ela é tóxica para muitos vertebrados. Em altas concentrações, se torna um fator limitante para a maioria dos peixes, podendo provocar diminuição da taxa de crescimento, aumento do cortisol no plasma, danos nas brânquias, impedimento da difusão gasosa e produção excessiva de muco. Além de ser prejudicial aos peixes, a amônia, junto com altas concentrações de nutrientes, causa a eutrofização dos recursos hídricos (MORAES; POLEZ; IWAMA, 2004), sendo necessária a redução deste composto, bem como do nitrogênio amoniacal, antes do lançamento em corpo receptor.

Brião e Tavares (2007) destacam que o processo de separação de membranas na purificação de efluentes de indústria alimentícia para reúso se apresenta como desafio. Além disso, a possibilidade de reutilização da fração concentrada é uma motivação adicional, pois muitas vezes ela é rica em nutrientes e sais, como visto neste estudo.

Afonso, Ferrer e Bórquez (2004), avaliando a viabilidade econômica da adoção da ultrafiltração no resíduo de processamento de cavala, observaram que a taxa de retorno do investimento é de 17%, sendo o investimento ressarcido em oito anos. A adoção da ultrafiltração permite também a obtenção de efluente de qualidade adequada para reúso e dentro dos padrões legais, assim como a possibilidade da obtenção de produto com alto valor comercial, como é o caso do concentrado.

De acordo com os autores, o alto custo energético do processo (US\$ 22.400 por ano) pode causar desinteresse em sua implementação em frigoríficos de pequeno porte. Porém uma alternativa viável para a redução no custo pode ser a utilização do concentrado como substrato para biodigestores anaeróbios, visando a produção de biogás e a retroalimentação energética do sistema, já que os efluentes, como nos resultados apresentados anteriormente, não podem ser lançados diretamente no corpo receptor sem que haja outro tipo de tratamento.

4 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo conclui-se que o processo de ultrafiltração de efluente de frigorífico de tilápia-do-nilo é eficiente para todas as etapas de tratamento na remoção de matéria orgânica com médias de redução de DQO de 95,21%, 96,21%, 76,26%, NT de 94,74%, 92,49%, 66,54%, SST 96,25%, 94,33%, 83,73% e PB 94,74%, 92,48%, 66,54% para sangria, processo contínuo e filetagem, respectivamente. Porém os elevados índices de eficiência são encontrados para o resíduo de sangria, assim como para o concentrado obtido neste tratamento, que apresenta alto valor de proteína (70,43%) sendo um potencial subproduto da indústria de peixe de água doce.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for examination water and wastewater**. 19. ed. Washington: Arnold e Greenberg, 1995.

AFONSO, M.D.; BÓRQUEZ, R. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes – prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination**, Amsterdam, v. 142, p. 29-45, 2002.

AFONSO, M.D.; FERRER, J.; BÓRQUEZ, R. An economic assessment of proteins recovery from fish meal effluents by ultrafiltration. **Trends in food science & Technology**, Cambridge, v.15, p.506-512, 2004.

ASPÉ, E.; MARTÍ, M.C.; ROECKEL, M. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. **Water Research**, New York, v. 31, n.9, p.2147-2167, 1997.

BASTIAN, E.D.; COLLINGE, S.K.; ERNSTROM, C.A. Ultrafiltration: Partitioning of Milk Constituents into Permeate and Retentate. **Journal of Dairy Science**, n. 74, p. 2423-2434, 1991.

BATAGLIA, O.G.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. **Métodos de análises químicas de plantas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48 p. (Boletim Técnico).

BOYD, R.F.; ZYDNEY, A.L. Analysis of protein fouling during ultrafiltration using a two-layer membrane model. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v. 59, n.4, p. 451-460, 1998.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1995.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 05 nov.2009.

BRIÃO, V.B.; TAVARES, C.R.G. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, p. 134-138, 2007.

CASANI, S.; ROUHANY, M.; KNOCHEL, S. A discussion paper and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. **Water Research**, New York, v. 39, n. 6, p. 1134-1146 2005.

Chowdhury, P; Viraraghavan, T.; Srinivasan, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Technology**, Essex, v.101, p. 239-449, 2010.

CIVIT, E.M., PARÍN, M.A.; LUPÍN, H.M. Recovery protein and oil from fishery bloodwater waste. **Water Research**, New York, v. 16, n. 6, p.809-814, 2003.

ELLOUZE, E.; AMAR, R.B.; SALAH, A.H.B. Cross-flow microfiltration using ceramic membranes applied cuttlefish effluents treatment: effect of operating parameters and addition of pre or post-treatment. **Desalination**, Amsterdam, v. 177, p. 229-240, 2005.

FERJANI, E., ELLLOUZE, E., AMAR, R.B. Treatment of seafood processing wastewaters by ultrafiltration-nanofiltration cellulose acetate membranes. **Desalination**, Amsterdam, v. 177, p. 43-49, 2005.

GUERRERO, L. et al. Anaerobic hydrolysis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids. **Water Research**, New York, v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1999.

GÓMEZ-JUÁREZ, C.; CASTELLANOS, R; PONCE-NOYOLA, T.; CALDERÓN, V.; FIGUEROA, J. Protein recovery from slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, Essex, v. 70, p. 129-133, 1999.

JAOUEN, P.; QUÉMÉNEUR, F. **Fish Processing Tecnology**. London: Blackie Academic & Professional, 1992.

KIM, I.S.; JANG, N. The effect of calcium on the membrane biofouling in the membrane reactor (MBR). **Water Research**, New York, v. 40, n.14, p. 2756-2764, 2006.

KUCA, M.; SZANIAWSKA, D. Application of microfiltration and ceramic membranes for treatment of salted aqueous effluents from fish processing. **Desalination**, Amsterdam, v. 241, p.227-235, 2009.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture on *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**, New York, v. 37, p. 2228-2232, 2003.

MARTIN LO, Y. CAO, D.; ARGIN-SOYSAL, S.; WANG, J.; HAHM, T. Recovery protein from poultry processing wastewater using membrane ultrafiltration. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, p. 687-698, 2005.

MARTINEZ, F. MARTÍN, A.; PRÁDANOS, P.; CALVO, J.I.; PALACIO, L.; HERNÁNDEZ, A. Protein adsorption and deposition onto microfiltration membranes: The role of solute-solid interactions. **Journal Colloid Interface Science**, v.221, n.2, p. 254-261, 2000.

MENG, F.; CHAE, S.; DREWS, A.; KRAUME, M.; SHIN, H.; YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, New York, v. 43, p. 1489-1512, 2009.

MORAES, G.; POLEZ, V.L.; IWANA, G.K. Biochemical responses of two erythrinidae fish to environmental ammonia. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.64, n. 1, p. 95-102, 2004.

POELE, S.; GRAFF, J. Enzymatic cleaning in ultrafiltration of wastewater plant effluent. **Desalination**, Amsterdam, v. 179, p. 73-81, 2005.

SAKSENA, S., ZYDNEY, A.L. Effect of solution pH and ionic strength on the separation of albumin from immunoglobulins (IgG) by selective filtration, **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v. 43, n. 10, p. 960-968, 1994.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. São Paulo: ABES, 2001.

SHON, H.K., VIGNESWARAN, S.; KIM, I.S.; CHO, J.; NGO, H.H. Fouling ultrafiltration membrane by effluent organic matter: A detailed characterization using different organic fractions in wastewater. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, n. 278, p. 232-238, 2006.

SOUZA, M.A.; VIDOTTI, R.M.; OLIVEIRA NETO, A.L. Redução no consumo de efluente gerado em abatedouro de tilápia do nilo através da implantação de conceitos de Produção mais limpa (P+L). **Boletim do Instituto de pesca**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 289-296, 2008.

CAPÍTULO II

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE CONCENTRADO OBTIDO NO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DE TILÁPIA

RESUMO

Atualmente a biodigestão anaeróbia é uma alternativa para a redução de poluentes, assim como para a geração de energia renovável através da estabilização de resíduos e utilização do biogás gerado. A codigestão de resíduos provenientes da indústria alimentícia em processos anaeróbios vem sendo utilizada pelo seu potencial na geração de metano e, conseqüentemente, na produção de energia. Neste sentido, o presente estudo objetivou avaliar a eficiência do processo de biodigestão de concentrado proteico obtido através da ultrafiltração de efluente de frigorífico de tilápia-do-nilo. Foram utilizados biodigestores de bancada, alimentados com mistura de concentrado obtido nas diferentes etapas do processamento do peixe (filetagem - FL, sangria - SG e processo contínuo - PC) e estrume bovino, sendo o tratamento controle composto somente de estrume e água.

Para a produção de biogás acumulada no período experimental ocorre diferença estatística ($P < 0,01$) entre os tratamentos a partir do 37º dia, tendo o PC com maior produção acumulada, assim como para produção diária ($0,003 \text{ m}^3 \cdot \text{biogás} \cdot \text{dia}^{-1}$) e produção por $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ de afluente ($0,0297$). Para composição de gases não ocorre diferença entre os tratamentos, porém FL apresenta maior média de gás metano, com 78,05%, enquanto SG, PC e controle apresentam médias de 69,95%, 70,02% e 68,59%, respectivamente.

Palavras-chave: biogás, peixe-água-doce, metano, filetagem, sangria.

ANAEROBIC DIGESTION OF TILAPIA SLAUGHTERHOUSE EFFLUENT CONCENTRATE BY ULTRAFILTRATION PROCESS

ABSTRACT

Currently, anaerobic digestion is an alternative to the reduction of pollutants, as well as for renewable energy generation through the stabilization of waste and use of biogas. Co digestion of waste from the food industry in anaerobic processes has been used for their potential to generate methane and consequently the production of energy. In this sense, the present study aimed to evaluate the efficiency of digestion of protein concentrate obtained by ultrafiltration of effluent tilapia slaughterhouse. Were used bench digesters, fed with a mixture of concentrate obtained in the different stages of fish processing (filleting - FL, bleeding-SG and continuous process - PC) with bovine manure, and the control treatment consisting only of manure and water. For the production of biogas accumulated over the experimental period is different ($P < 0.01$) between treatments from the 37th day, and the PC with the highest cumulative production, as well as daily production ($0,003 \text{ m}^3.\text{biogás}.\text{dia}^{-1}$) and production by $\text{m}^3.\text{kg}^{-1}$ influent (0.0297). For composition of gases does not occur difference among the treatments but FL has a higher average methane concentration, 78.05%. While SG, PC and control, display average 69.95%, 70.02% and 68.59%, respectively.

Keywords: biogas, freshwater-fish, methane, filleting, bleeding.

1 INTRODUÇÃO

As unidades de beneficiamento de pescado variam muito em termos de matéria-prima, fonte de água e unidade operacional. As etapas de processamento são, comumente: filetagem, congelamento, secagem, fermentação, conserva e defumação (PALENZUELA-ROLLON, 1999). Porém a geração de efluentes nas diferentes unidades de beneficiamento e as formas de processamento são similares, com alto conteúdo orgânico, soluções coloidais e particulados. Dependendo da operação, o nível de contaminantes podem ser classificados em pequeno, médio ou alto, como operações de lavagem, filetagem e sangria, respectivamente (CHOWDHURY et al., 2010).

As indústrias de processamento de peixes e crustáceos geralmente encontram problemas na manipulação e disposição de resíduos, devido ao aumento do custo com estações de tratamento de resíduos, principalmente no que diz respeito à energia.

Para lidar com esses problemas e cumprir as mais rigorosas normas governamentais, o efluente do processamento de pescado deve ser tratado através de uma boa gestão de resíduos e tecnologias de tratamento (FAO, 1996).

Nesse contexto, por possuir a capacidade de transformar materiais orgânicos provenientes da agroindústria, pecuária, entre outros, em uma valiosa fonte de energia renovável, assim como de amenizar odores, além de outros benefícios ambientais (SINGH; PRERNA, 2009), a biodigestão anaeróbia pode não só reduzir a matéria orgânica efluente como também gerar energia necessária para suprir os custos advindos de novas tecnologias no sistema.]

Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de concentrado obtido no processo de ultrafiltração de efluente de frigorífico de tilápia-do-nilo, utilizando estrume bovino como inóculo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento e a coleta de amostras foram realizados no Frigorífico Tilápia do Brasil, localizado no município de Buritama/SP, e as análises foram feitas no Centro de Aquicultura e Departamento de Engenharia Rural da Universidade Estadual Paulista, localizado no município de Jaboticabal/SP.

A coleta e a ultrafiltração do efluente gerado foram realizadas de acordo com a diária operacional do frigorífico, com média de 2.000 kg de peixe processado. Procedeu-se ultrafiltração separadamente da sangria, da filetagem e do processo contínuo (sangria + filetagem), constituindo 3 tratamentos (Sangria – SG; Filetagem – FL; Processo contínuo (Sangria + Filetagem) – PC).

O efluente gerado foi coletado em caixa de recepção localizada na área de abate do frigorífico, na quantidade de 100 litros para cada tratamento, para a realização de filtragem prévia com malha de nylon de 500 μm , com o objetivo de reter resíduos maiores para que, posteriormente, 10% deste volume fosse encaminhado ao sistema de ultrafiltração.

Para a obtenção da quantidade adequada de concentrado para abastecimento dos biodigestores, foram realizadas seguidas ultrafiltrações de cada efluente até que fosse possível obter 20 litros de concentrado de cada tratamento. O concentrado obtido foi congelado para posteriormente abastecer os biodigestores.

2.1 Sistema piloto de ultrafiltração

O sistema piloto de ultrafiltração foi constituído de uma caixa de alimentação com capacidade de 12 litros, membrana de ultrafiltração (modelo KOCH, HF1.0-45-XM50, de polisulfona com área nominal de 0,09 m^2 e pressão transmembrana máxima de 25 psi) e bomba centrífuga com pressão máxima de 25 psi.

Do volume filtrado através de malha de náilon, 10 litros foram transferidos para o sistema piloto. O concentrado gerado foi coletado e congelado após cada partida do sistema. A ultrafiltração em cada tratamento foi interrompida a partir do momento em que o fluxo de permeado apresentava-se menor que 0,1L/min.

Após a ultrafiltração de cada tratamento foi realizada limpeza da membrana com solução de hidróxido de sódio (pH 10,5 a 11,0), hidróxido de sódio + cloro (pH 10,5 a 11,0 + cloro 150 ppm livres) e solução ácida (pH 2 a 3) por 20 minutos.

Para cada tratamento foi realizada coleta do concentrado na quantidade de 20 litros, para posterior abastecimento dos biodigestores.

2.2 Sistema piloto de biodigestão anaeróbia

Os biodigestores de bancada foram confeccionados com tubos de PVC e instalados dentro de três caixas de fibrocimento com 500 litros de capacidade, com volume de água necessário para evitar perda de gás e manter a temperatura interna dos biodigestores (Figura 1).



FIGURA 1. Biodigestores de bancada com volume útil de 10 litros cada

Cada biodigestor possuía volume total de 14 litros e volume útil de 10 litros, uma única câmara de digestão, com entrada do afluente localizada a 5 cm do fundo e saída do efluente a 10 cm abaixo do nível do substrato, diâmetro interno de 20 cm, altura total de 45 cm e altura útil de 32 cm (relação diâmetro interno/altura de 0,625). As tubulações de carga e descarga de PVC apresentavam diâmetro de 4 cm (Figura 1).

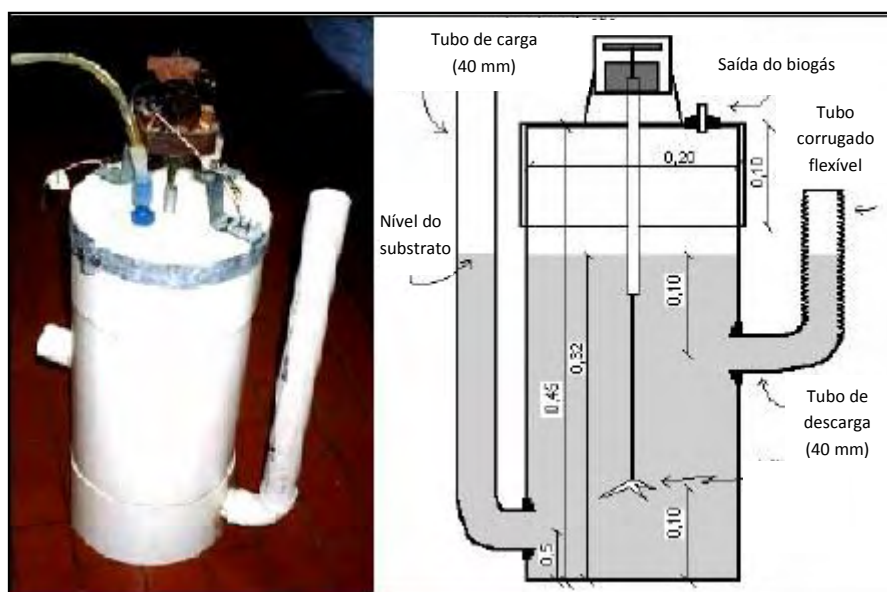


FIGURA 2. Detalhes do biodigestor e corte transversal. Fonte: SOUZA (2001).

Os biodigestores apresentavam gasômetros independentes, dimensionados para armazenar 15 litros de biogás, construídos em escala reduzida, cuja finalidade é armazenar e permitir a quantificação do biogás produzido, por meio de escala graduada afixada em sua parte externa. Todos os gasômetros foram imersos em uma caixa de fibrocimento com 1.000 litros de capacidade, contendo aproximadamente 750 litros de água e uma lâmina de 5 mm de óleo de hidráulico (Figura 2), que permitia manter a estanqueidade do biogás e evitar a absorção do CO₂ produzido.



FIGURA 3. Gasômetros independentes

2.3 Abastecimento dos biodigestores

Cada biodigestor foi abastecido com 7,5 quilos de mistura (concentrado + estrume peneirado). Para os tratamentos utilizando-se os concentrados obtidos no processo de ultrafiltração (sangria – SG, filetagem – FL e processo contínuo – PC), foi feita mistura com estrume bovino na proporção de 1:1, tendo este sido coletado no setor de Bovinocultura de Leite da Universidade Estadual Paulista, misturado com água na proporção de 1:5, estrume:água, peneirado em duas peneiras de malhas distintas, para posteriormente ser misturado aos concentrados de cada tratamento.

Para o tratamento controle, os biodigestores foram abastecidos com 7,5 quilos da mistura de estrume + água, nas quantidades de 1,5 quilo de estrume para 7,5 quilos de água, tendo sido a mistura peneirada conforme procedimento realizado para demais tratamentos, antes de abastecer os biodigestores.

Para cada tratamento foram abastecidos 3 biodigestores (Figura 3), perfazendo 3 repetições.

O período experimental foi determinado de acordo com a produção de biogás de cada biodigestor, sendo encerrada a coleta de biogás a partir do momento em que sua produção cessasse.

2.4 Coleta e produção de biogás

A quantificação da produção de biogás foi feita utilizando uma escala graduada afixada na parte externa dos gasômetros e, por meio de seu deslocamento vertical, foi possível medir a produção diária de biogás.

O volume do biogás foi determinado pela multiplicação da altura de deslocamento do gasômetro pela área da sua seção transversal interna (0,30887 m²). Após cada leitura diária, os gasômetros foram esvaziados até atingirem o zero da escala. Juntamente com a leitura dos gases foi tomada a medida da temperatura ambiente para posterior correção do volume de biogás para 1 atm e 20°C, por meio da expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac, onde:

$$\frac{V_0}{P_0 T_0} = \frac{V_1}{P_1 T_1}$$

Sendo:

V_0 = volume de biogás corrigido, m³;

P_0 = pressão corrigida do biogás, 10.322,72 mm de H₂O;

T_0 = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

V_1 = volume do gás no gasômetro;

P_1 = pressão do biogás no instante da leitura, 9.652,10 mm de H₂O;

T_1 = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

Para avaliação da composição do biogás produzido, foram feitas análises com base nos teores de metano (CH₄), oxigênio (O₂), nitrogênio (N₂)

e dióxido de carbono (CO₂). Semanalmente foram retiradas amostras de biogás de cada um dos biodigestores durante todo o período experimental, utilizando seringas plásticas de 50 mL de volume. As determinações foram feitas utilizando-se um cromatógrafo gasoso da marca FINNINGAN GC 2001 equipado com colunas Porapak Q, Peneira Molecular 5A e detector de condutividade térmica, tendo o hidrogênio como gás de arraste. O equipamento foi calibrado com o gás padrão contendo 55,4% de metano, 35,1% de dióxido de carbono, 2,1% de oxigênio e 7,7% de nitrogênio.

2.5 Análises físico-químicas

Para o afluente e o efluente dos biodigestores foram realizadas análises de nitrogênio total, sólidos totais, sólidos voláteis (APHA, 1995) e análises de minerais através de digestão nitroperclórica. Com o extrato obtido da digestão foi possível determinar os teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, ferro, manganês, zinco e cobre segundo BATAGLIA (1983).

As concentrações de K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Zn e Cu foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica tipo chama modelo GBC 932 AA.

2.6 Análise estatística

Para dos dados de produção de biogás acumulada, o delineamento estatístico foi inteiramente casualizado em parcela subdividida com 4 tratamentos (sangria, filetagem, processo contínuo e controle), tendo os dias como subparcela e 3 repetições para cada tratamento. Para os demais dados obtidos o delineamento estatístico foi do tipo inteiramente casualizado, com 4 tratamentos e 3 repetições. As médias foram submetidas à análise de variância (ANOVA) e comparadas pelo teste de Tukey (5%).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 são apresentados os resultados das variáveis encontradas para o afluente e efluente dos biodigestores nos diferentes tratamentos estudados.

TABELA 1. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis do afluente e efluente dos biodigestores nos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.

Variáveis		Tratamentos				Estatística	
		SG	PC	FL	Controle	F	CV (%)
NT (mg.L ⁻¹)	Afluente	101,63 ^a	48,49 ^a	40,64 ^a	29,12 ^a	3,61	53,26
	Efluente	26,82 ^a	32,11 ^a	28,38 ^a	22,64 ^a	2,79	14,78
SV (%)	Afluente	84,81 ^a	87,31 ^a	93,89 ^a	83,08 ^a	2,46	6,00
	Efluente	61,30 ^a	67,03 ^a	62,15 ^a	68,59 ^a	1,39	8,13
ST (%)	Afluente	0,77 ^b	1,07 ^a	0,58 ^c	1,13 ^a	39,61	8,04
	Efluente	0,36 ^a	0,32 ^a	0,21 ^a	0,27 ^a	2,83	22,11
P (mg.L ⁻¹)	Afluente	10,47 ^b	11,61 ^b	10,94 ^b	14,31 ^a	18,25	5,88
	Efluente	8,02 ^a	6,49 ^a	6,68 ^a	7,88 ^a	1,52	15,39
Mg (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,21 ^b	0,21 ^b	0,22 ^b	0,45 ^a	632,46	3,00
	Efluente	0,35 ^b	0,24 ^b	0,32 ^b	0,54 ^a	14,73	15,37
K (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,49 ^b	0,37 ^b	0,53 ^b	0,91 ^a	8,84	23,63
	Efluente	0,42 ^b	0,42 ^b	0,26 ^a	0,64 ^a	5,90	25,53
Ca (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,47 ^b	0,47 ^b	0,51 ^b	0,97 ^a	254,42	4,38
	Efluente	0,31 ^b	0,30 ^b	0,28 ^b	0,44 ^a	17,19	9,53
Zn (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,37 ^b	0,53 ^a	0,40 ^b	0,39 ^b	11,19	9,10
	Efluente	0,31 ^a	0,31 ^a	0,25 ^a	0,17 ^a	3,00	25,74
Mn (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,43 ^b	0,42 ^b	0,43 ^b	0,73 ^a	133,74	4,52
	Efluente	0,14 ^a	0,12 ^a	0,13 ^a	0,16 ^a	1,49	18,53
Fe (µg.L ⁻¹)	Afluente	5,86 ^{ab}	6,26 ^a	5,27 ^{bc}	5,09 ^c	10,26	5,16
	Efluente	3,80 ^a	3,27 ^{ab}	2,63 ^{ab}	1,66 ^b	6,33	22,26
Cu (µg.L ⁻¹)	Afluente	0,12 ^b	0,23 ^a	0,17 ^b	0,06 ^c	33,67	14,73
	Efluente	0,08 ^{ab}	0,16 ^a	0,07 ^{ab}	0,01 ^b	5,48	57,54
pH	Afluente	6,75	6,85	6,75	6,31		
	Efluente	7,6	7,6	7,7	7,3		

ST: Sólidos Totais; SV: Sólidos Voláteis; NT: Nitrogênio Total; K: Potássio; Ca: Cálcio; Cu: Cobre; Zn: Zinco; Mn: Manganês; Fe: Ferro; Mg: Magnésio.
Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey (P>0,05).

Nos dados do efluente do biodigestor observa-se diferença de SG e PC em relação aos demais tratamentos para K, tendo o controle diferindo dos demais nas variáveis de Ca, Cu, Fe e Mg, não apresentando diferença estatística para Cu e Fe quando comparado com PC e SG, respectivamente.

Foi possível obter redução de concentração de quase todas das variáveis entre afluente e efluente dos biodigestores estudados, com exceção do magnésio, que apresentou aumento em todos os tratamentos. De acordo com Miranda (2009), o aumento na concentração de minerais no efluente de biodigestores se dá principalmente devido a perdas de compostos ricos em carbono, como é o caso do CO_2 e CH_4 . Fato este reforçado pelos dados obtidos para a composição dos gases (Tabela 2), cuja maior concentração de CH_4 é encontrada no FL, 78,05%, que apresenta o maior aumento em Mg juntamente com o tratamento SG, 31,25% e 40,0%, respectivamente.

TABELA 2. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística das variáveis estudadas do biogás gerado pelos biodigestores dos diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.

Variáveis	Tratamentos				Estatística	
	SG	PC	FL	Controle	F	CV (%)
CO_2	20,11 ^a	21,58 ^a	10,64 ^b	16,42 ^{ab}	17,26	12,00
O_2	0,27 ^a	0,24 ^a	0,34 ^a	0,39 ^a	0,30	27,12
N_2	9,70 ^a	8,28 ^a	11,16 ^a	14,60 ^a	10,60	30,67
CH_4	69,95 ^a	70,02 ^a	78,05 ^a	68,59 ^a	71,93	4,62

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey($P>0,05$).

Villela Junior et al. (2003), estudando um biofertilizante produzido de maneira aeróbica em esterco bovino, obtiveram teores de 0,24 g.L⁻¹ de N, 0,031 g.L⁻¹ de P, 0,29 g.L⁻¹ de K, 0,149 g.L⁻¹ de Ca, 0,021 g.L⁻¹ de Mg, 1,8 mg.L⁻¹ de Fe, 0,4 mg.L⁻¹ de Mn e 0,3 mg.L⁻¹ de Zn, valores superiores aos obtidos no presente estudo. O teor de P mais alto em biofertilizante aeróbico é justificado pela presença de micro-organismos solubilizadores de fosfato, que em meio aeróbico e na presença de fontes de carbono desempenham

importante papel na disponibilização de fosfatos (Ca-P, Al-P e Fe-P), propiciando ao meio um aumento no teor de fósforo na solução (SILVA FILHO; VIDOR, 2000).

O teor de nitrogênio e potássio encontrado nos diferentes tratamentos está de acordo com o indicado por Kiehl (1985) para fertilizante de uso agrícola. Segundo o autor, o limite de amplitude está na faixa de 4,4 a 10,2 g.kg⁻¹ para nitrogênio e de 5,7 g.kg⁻¹ até 42,0 g.kg⁻¹ para potássio. No entanto, a determinação da aplicação do biofertilizante produzido corresponde às necessidades da cultura específica, estabelecendo se há necessidade de incremento de micro e macronutrientes no mesmo.

Para a composição dos gases (Tabela 2) não é observada diferença estatística para O₂, N₂ e CH₄ entre os tratamentos, tendo para CO₂ diferença entre PC e SG quando comparados com FL.

Nas concentrações de CH₄, em todos os tratamentos foram encontradas médias superiores às comumente encontradas para dejetos de suínos e bovinos. Lucas-Júnior (1987) verificou, em biogás produzido a partir do estrume bovino, com 50 dias de retenção, concentração de 58% de CH₄. Segundo SILVA (1998), biogás produzido a partir de dejetos de suínos varia de 60 a 70% de metano, valores inferiores ao observado para FL, que apresenta concentração de 78,05%. Stabnikova et al. (2008), tratando restos de alimentos em reatores anaeróbios, encontraram teores médios de 70% deste gás. Luna et al. (2009), tratando resíduos sólidos orgânicos em reator anaeróbio com baixa concentração de sólidos, observaram concentração média de 50% de gás metano.

Dados de concentração de gás metano para biogás produzido a partir de resíduos de pescado, em particular peixe de água doce, não foram encontrados na literatura.

Comparando-se as concentrações médias de CH₄ com o tratamento controle, observa-se maior concentração deste em todos os tratamentos, indicando que o concentrado utilizado é um bom substrato para produção de biogás utilizando estrume bovino como inóculo.

Outro fator importante a se considerar são os valores de pH encontrados para o afluente e o efluente dos biodigestores: entre 6,0-7,0 para o afluente e 7,0-8,0 para o efluente de todos os tratamentos, sendo um dos responsáveis pela alta concentração de metano no biogás produzido, corroborando o que Mattiason (1998), citado por Yadvika et al. (2009), indica: que pH acima de 5,0 garante uma eficiência na produção de CH₄ em torno de 75%.

No entanto, relacionando-se os teores de NT com a concentração de CH₄ no biogás produzido, observa-se que os menores valores deste gás acompanham os maiores teores de NT. Portanto, nos resíduos em que o afluente apresenta maior concentração de NT, os teores de CH₄ foram menores, como é o caso dos tratamentos SG e PC, com 101,63 e 48,49 mg.L⁻¹ de NT e concentrações de 69,95 e 70,02% de CH₄, respectivamente, enquanto, para FL, tem-se concentração de 40,64mg.L⁻¹ de NT e 78,95% de CH₄.

Yadvika et al. (2004) indicam que altos teores de nitrogênio podem afetar o desempenho de biodigestores anaeróbios quando em altas temperaturas, havendo comprometimento na produção e composição do biogás produzido. No entanto, os autores relatam que a adição de compostos nitrogenados pode aumentar a produção de biogás em período de inverno. Sendo assim, podemos supor que, em baixa temperatura, os substratos avaliados poderiam apresentar maior produção do que a encontrada no presente estudo, que foi realizado com temperatura ambiente média de 29,59°C.

No caso da produção de biogás acumulada ao longo do período experimental (Figura 2), é possível observar maior produção e maior tempo de digestão para o tratamento que envolve o concentrado proteico do processo contínuo como substrato, havendo diferença estatística entre os tratamentos a partir do 37º dia.

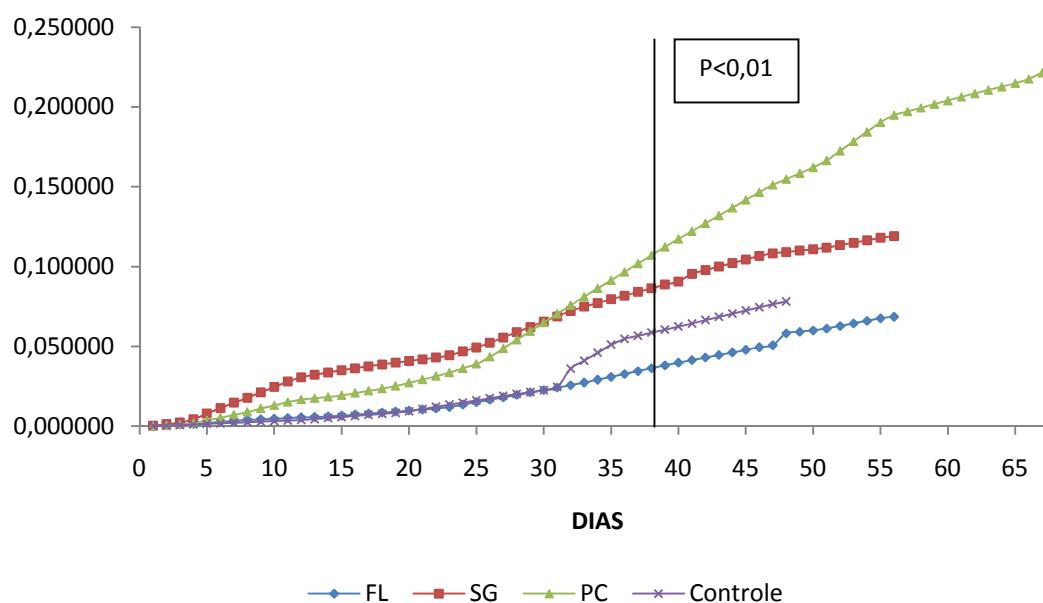


Figura 2. Produção média diária acumulada de biogás, corrigida para 20°C e 1 atm, para biodigestores abastecidos com mistura de estrume e concentrado obtido no processo de ultrafiltração.

O mesmo ocorre nos resultados obtidos para a produção diária de biogás (Tabela 3), com diferença significativa de PC quando comparado com FL e controle, tendo o PC a maior média de produção diária de biogás entre os tratamentos avaliados, 0,0033 m³ biogás.dia⁻¹.

Tabela 3. Médias obtidas na análise estatística da produção diária de biogás, em m³, corrigida para 20°C e 1 atm, para os diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.

Tratamentos	m ³ biogás.dia ⁻¹
FL	0,0011 ^b
SG	0,0021 ^{ab}
PC	0,0033 ^a
Controle	0,0010 ^b
Valor F	5,04
Media	0,0019
CV(%)	43,14

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey (P>0,05).

Para os potenciais de produção de biogás (Tabela 4), PC apresenta a maior média em relação à m^3 de biogás produzido por kg de afluente, $0,0297 \text{ m}^3.\text{kg}.\text{afluente}^{-1}$, que difere do controle, e FL, com as menores médias de produção encontrada, $0,0087$ e $0,0077 \text{ m}^3.\text{kg}.\text{afluente}^{-1}$ respectivamente.

TABELA 4. Valores de F, coeficiente de variação e médias obtidas na análise estatística dos potenciais médios de produção de biogás para os diferentes tratamentos, sangria (SG), processo contínuo (PC), filetagem (FL) e controle.

Produção	Tratamentos				Estatística	
	FL	SG	PC	Controle	F	CV (%)
$\text{m}^3.\text{biogás}$	0,058 ^b	0,1077 ^{ab}	0,2237 ^a	0,0647 ^b	6,29	46,64
$\text{m}^3.\text{kg afluente}^{-1}$	0,0077 ^b	0,0143 ^{ab}	0,0297 ^a	0,0087 ^b	6,24	46,68
$\text{m}^3.\text{kg ST adicionado}^{-1}$	1,3367 ^{ab}	1,8700 ^{ab}	2,7327 ^a	0,7633 ^b	4,24	42,01
$\text{m}^3.\text{kg ST reduzido}^{-1}$	2,1033 ^a	3,7973 ^a	3,9097 ^a	1,0290 ^a	3,64	46,63
$\text{m}^3.\text{kg SV adicionado}^{-1}$	1,5037 ^a	2,2083 ^a	3,1253 ^a	0,9190 ^a	3,58	44,89
$\text{m}^3.\text{kg SV reduzido}^{-1}$	2,0310 ^a	3,4593 ^a	4,0670 ^a	1,1963 ^a	3,08	48,14

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P > 0,05$).

O potencial de produção por kg de afluente encontrado para os tratamentos SG, FL e controle foi inferior aos encontrados para dejetos de bovinos. Já para PC foi possível obter potencial de $0,0297 \text{ m}^3.\text{kg afluente}^{-1}$, estando de acordo com o descrito por Amaral et al. (2004), com potencial de $0,025 \text{ m}^3.\text{kg afluente}^{-1}$, em estudo da biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros em diferentes tempos de retenção hidráulica. No entanto, Lucas-Júnior (1987) observou eficiência na conversão de estrume bovino em torno de $0,048 \text{ m}^3.\text{kg}.\text{estrume}^{-1}$, valor superior ao obtido no presente estudo.

No caso do potencial de produção de biogás para ST adicionado, ocorre diferença estatística entre o controle e o PC, tendo este último o maior potencial apresentado entre todos os tratamentos, $2,7327 \text{ m}^3.\text{kg}.\text{ST adicionado}^{-1}$. Para os demais potenciais de produção de biogás analisados não ocorre diferença estatística entre os tratamentos.

Segundo Amaral et al. (2004), o melhor fator para refletir o potencial de determinada biomassa é a expressa pelo potencial de produção de biogás por ST adicionado. Para tanto, o autor avaliou o potencial por kg de ST adicionado em biodigestão de estrume bovino, encontrando valores médios entre 0,10 e 0,12 m³ por kg de ST adicionado, e 0,12 a 0,15 m³ por kg de SV adicionado, inferiores aos encontrados por este estudo, com médias de 1,33; 1,87; 2,73 e 0,76 m³ por kg de ST adicionado para FL, SG, PC e controle, respectivamente. Para dejetos de caprinos, o potencial de produção descrito por Amorim, Lucas-Júnior e Resende (2004) foi de, em média, 0,29 m³.kg⁻¹, enquanto para suínos, Orrico Junior (2008), utilizando biodigestores de bancada operados com TRH de 29 dias, observou potenciais médios de produção de biogás de 0,814 m³.kg de ST adicionados.

O concentrado obtido no processo de ultrafiltração tratado em biodigestores anaeróbios confere alto potencial de produção de biogás, superior aos valores encontrados para dejetos comumente tratados por esta tecnologia. Dentre todos os tratamentos avaliados, aquele advindo do processo contínuo do processamento do peixe conferiu melhores resultados quando comparado com os demais, sendo a biodigestão anaeróbia uma solução para a garantia da qualidade do efluente gerado, assim como para a geração de energia capaz de suprir parte das necessidades de uma unidade de processamento de pescado.

4 CONCLUSÃO

De forma geral, entre os tratamentos avaliados, o tratamento PC foi o que apresentou os maiores potenciais para produção de biogás em todos os índices avaliados, demonstrando que o efluente advindo do processamento de peixe de água doce após processo de ultrafiltração pode ter seu concentrado tratado em biodigestores anaeróbios, garantindo a eficiência energética do sistema sem que haja a necessidade da separação do efluente gerado na sangria e filetagem.

REFERÊNCIAS

AMARAL, C.M.C.; AMARAL, L.A.; LUCAS JÚNIOR, J.; NASCIMENTO, A.A.; FERREIRA, D.S.; MACHADO, M.R. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.6, p. 1897-1902, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for examination water and wastewater**. 19. ed. Washington: Arnold e Greenberg, 1995.

AMORIM, A.C.; LUCAS JUNIOR, J. RESENDE, K.T. Biodigestão de dejetos de caprinos obtidos nas diferentes estações do ano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.1, p.16-24, 2004.

BATAGLIA, O.G.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. **Métodos de análises químicas de plantas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48 p. (Boletim Técnico).

CHOWDHURY, P; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Technology**, Essex, v.101, p. 239-449, 2010.

FAO. Biogás Technology: a training manual for extension. In: **A system approach to biogas technology**, 1996.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Ceres, 1985, 492 p.

LUCAS JUNIOR, J. **Estudo comparativo de biodigestores modelo Indiano e Chinês**. 1987. 114f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1987.

LUNA, L.D.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p. 113-121, 2009.

MIRANDA, A.P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia**. 2009. 123 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

ORRICO JUNIOR, M. A. P. **Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos**. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

PALENZUELA-ROLLON, A. **Anaerobic Digestion of Fish Processing Wastewater with Special Emphasis on Hydrolysis of Suspended Solids.** LONDON:Taylor and Francis, 1999.

SILVA, F. M. Utilização do biogás como combustível. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Lavras. **Anais...**Lavras: UFLA/SBEA, 1998.p. 96-125.

SILVA FILHO, G.N.; VIDOR, C. Solubilizacao de fosfatos por microrganismos na presença de fontes de carbono. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.24, p. 311-319, 2000.

SINGH,S.P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed bed biogas reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews.** [S.l.], v. 13, n. 6-7, p. 1569-1575, 2009.

SOUZA, C. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás.** 2001. 140 f. Tese (Doutorado em Zootecnia - Área de Concentração em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

STABNIKOVA, O.; LIU, X.Y.; WANG, J.Y. Anaerobic digestion of food waste in a hybrid anaerobic solid-liquid system with leachate recirculation in an acidogenic reactor. **Biochemical Engineering Journal**, Inglaterra, v.41, n.1, p. 198-201, 2008.

VILLELA JUNIOR, L. V. E.; ARAUJO, J. A. C.; FACTOR, T. L.Comportamento do meloeiro sem solo com a utilizacao de biofertilizante. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.21, n. 2, p. 153-157, 2003.

YADVIKA, SANTOSH; SREEKRISHNAN, T.R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. **Bioresource Technology**, Essex, v.95, p. 1-10, 2004.