

UTILIZAÇÃO DE BIORREATORES MBR PARA MINERALIZAÇÃO DE REJEITOS DA SUINOCULTURA

Aline Bordin

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Campus Sertão. Graduanda do Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental.

Édson Antonio Zanivan, Vanderlei Rodrigo Bettiol, Wagner Luiz Priamo, Pedro Henrique Dalberto Berres

Email: a.bordin@bol.com.br

RESUMO

Diante do potencial poluidor do dejetos suíno o presente trabalho teve por objetivo transformar dejetos suínos, com alto potencial poluidor ao meio ambiente em solução nutritiva para utilização na agricultura. Assim, avaliou-se a mineralização deste rejeito em reator aeróbio juntamente com a técnica de separação por membranas em módulos de ultrafiltração, sistema conhecido como MBR. Caracterizou-se 3 amostras de água residuária de suíno de uma pocilga com aproximadamente 200 animais, que posteriormente foi utilizada para os três ensaios de tratamento em biorreator MBR. O processo de tratamento consistiu em três etapas principais: biodegradação em reator aeróbio, decantação/sedimentação e ultrafiltração. Com o sistema proposto, obteve-se reduções de 84,78% para OC, 93,81% para DQO e reduções acima de 90% para sólidos totais, fixos e voláteis, 100% para coliformes fecais e termotolerantes e 92% para NTK (ogânico+amoniaco). Ainda, o desenvolvimento da massa microbiana ocorreu de forma satisfatória, os flocos de bactérias grandes e densos, com a presença de alguns protozoários flagelados e ciliados indicaram boas condições do sistema. Todavia, as condições de temperatura e pH não se mantiveram nas ideais para que ocorresse o processo de nitrificação, assim, o N acaba sendo perdido na forma de amônia, e este, é um dos principais nutrientes necessários ao desenvolvimento vegetal.

PALAVRAS-CHAVE: biorreator MBR, água residuária, mineralização de dejetos

INTRODUÇÃO

As estatísticas demonstram que a produção de suínos aumentou a partir de 1980, contudo, neste mesmo período o número de criadores diminuiu, ocasionando assim um adensamento da produção em determinadas áreas. No final de 1996 “apenas 3% dos produtores, vinculados às grandes corporações dos EUA, produziam cerca de 51% do total de suínos.” (Seganfredo, 2007)

O Brasil, apesar de possuir ampla área territorial, baixa densidade de suíno/Km², apresenta distribuição espacial da atividade desigual, estando a mesma concentrada principalmente nas Regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste responsáveis por cerca de 90% da produção brasileira. Embora nesta região a produção seja tecnicizada e apresente produtividade elevada, problemas ambientais estão ocorrendo devido a esta modalidade de trabalho que tem como consequência a elevação da concentração de animais por unidade de área, o que tem levado a uma produção de grandes quantidades de resíduo. (Seganfredo, 2007)

Além do elevado volume gerado, “quatro vezes o equivalente populacional humano” (Seganfredo, 2007), o alto potencial poluente dos dejetos de suínos é muito superior ao de outras espécies animais (Perdomo, 1995). Dados obtidos em 118 amostras de dejetos suínos obtiveram uma média de DQO de 25543 mg/L, nitrogênio total 2374 mg/L, fósforo total 578 mg/L e potássio total 536 mg/L. (Diesel, Miranda, & Perdomo, 2002)

A água residuária da suinocultura (ASR) é rica em nitrogênio, fósforo e potássio. O fósforo, juntamente com a alta DBO dos dejetos, causam grandes impactos ao ecossistema aquático de superfície, sendo o fósforo responsável pelo processo de eutrofização e a DBO pela redução do oxigênio dissolvido na água. Já o nitrogênio oferece maior risco de contaminação das águas subterrâneas quando lixiviado no solo.

O mau uso dos dejetos de suínos pode trazer efeitos deletérios ao solo, como por exemplo, o entupimento dos macroporos, causando o selamento superficial que dificulta a infiltração de água e a troca de gases entre a atmosfera e o solo. Além disso, também oferece o risco de salinização do solo, poluição do solo e plantas com metais pesados e contaminação do homem e animais por agentes patogênicos proveniente dos dejetos.

A forma mais antiga de disposição e depuração de esgotos e de dejetos de animais é a disposição no solo. Esta forma de disposição tem por objetivo a redução dos custos de tratamento, o reaproveitamento dos nutrientes e o melhoramento das condições físicas e químicas do solo. Embora sejam constatadas vantagens do uso de dejetos de suínos como

fertilizante do solo, pouco se sabe sobre a mineralização do nitrogênio orgânico presente neste dejetos. O nitrogênio é um dos principais nutrientes presentes nos dejetos de suínos, sendo facilmente perdido por volatilização, lixiviação ou por desnitrificação.

O nitrogênio apresenta várias formas e estados de oxidação. A amônia é obtida pelo processo de amonificação, este processo consiste na transformação de nitrogênio orgânico em amônia, na forma de íon (NH_4^+) ou livre (NH_3), por intermédio de bactérias heterotróficas. Em seguida, a amônia é transformada em nitritos e estes em nitratos, fenômeno denominado de nitrificação. Neste processo, os microrganismos envolvidos são autótrofos quimiossintetizantes, isto é, utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e como fonte de energia química a amônia. Estes microrganismos autotróficos são encontrados com frequência nos processos de tratamento biológico aeróbio. (Borzani, 2001)

Na nitrificação ocorre o consumo de oxigênio livre, portanto, o tratamento aeróbio é o que apresenta as melhores condições para transformar o nitrogênio na forma orgânico para a de nitrato, a qual é um importante nutriente para o desenvolvimento vegetal. No tratamento aeróbio pode-se utilizar de aeração mecânica, por agitadores superficiais, ou, de aeração pneumática, por insuflação de ar ao meio. Ambas as formas são eficientes, desde que forneçam a oxigenação necessária à sobrevivência da massa microbiana. (Schimidell, 2001)

Uma possibilidade para o tratamento aeróbio de dejetos suínos são os biorreatores com membranas. Conhecidos como MBR (Membrane Biological Reactors), consistem em biorreatores (tanques de aeração) com biomassa suspensa e membranas para separação de sólidos, combinando as vantagens do tratamento biológico com a técnica de separação por membranas. (Torres, 2004)

Dentre as várias vantagens citadas para este sistema em relação aos processos biológicos convencionais, pode-se destacar a alta eficiência na remoção de microrganismos e a turbidez final baixa do efluente. (Torres, 2004)

Os módulos de membranas podem ser submersos no tanque de aeração ou externos a ele. Segundo Torres esta última configuração permite maior flexibilidade operacional e maior proteção da membrana, além de permitir a limpeza química no próprio tanque de membrana, já que o tanque de aeração e o de membranas podem ser operados separadamente e de acordo com a necessidade de cada um. (Torres, 2004)

A forma ideal de operação que conduzirá a um desempenho ótimo do processo, será em particularidade do material biológico, e, no caso de tratamento de resíduos, será ainda em função da configuração do resíduo, ou seja, de acordo com suas características físicas e químicas.

Os reatores biológicos podem ser operados de várias formas, podendo ser descontínuo, semicontínuo, ou contínuo, além da possibilidade de recircular ou não-recircular células, entre outras formas de processos. A forma descontínua simples, denominada processo em batela, é a melhor forma de trabalhar com um problema, ou seja, algo novo, que não há conhecimento da forma ideal do processo. (Schimidell, 2001)

Quanto aos módulos de membranas, alguns cuidados especiais devem ser tomados para sua manutenção e operação. Uma das principais limitações no uso de sistemas de separação por membranas é a formação dos fouling, processo no qual ocorre a redução do fluxo de permeado, altos custos com energia e com limpezas das membranas, sendo necessários muitas vezes a substituição destas. O fuling ocorre devido ao bloqueio dos poros da membrana, além deste, há a adsorção de partículas na superfície da membrana, também conhecido como torta, devido a interações entre a solução que esta sendo tratada e o material da membrana, e também a incrustação, ou formação de uma camada gel na superfície da membrana pelas altas concentrações do meio que está sendo filtrado. (Silva, 2009)

O tamanho do poro da membrana, o material da membrana a composição e concentração da biomassa são fatores que interferem na formação do fuling. A estrutura dos flocos biológicos compostos por microrganismos (bactérias, protozoários, fungos, vermes), além de indicarem as condições de sistemas de tratamentos biológicos, exercem forte influência nas condições de operação dos sistemas MBRs. Se a preção e filtração for elevada poderá ocasionar o rompimento, diluição destes flocos, facilitando assim a formação do fuling e incrustação das membranas. (Silva, 2009)

A limpeza, ou retrolavagem é a técnica utilizada para evitar e recuperar o fluxo de permeado. Na prática, ocorre a inversão de direção do permeado, sendo que um volume de permeado é bombeado no sentido inverso ao de permeação, assim, o permeado arrasta as partículas aderidas aos poros da membrana removendo a camada de torna na superfície das membranas. (Silva, 2009)

De acordo com o exposto a cima, este estudo teve por objetivo transformar dejetos suínos, com alto potencial poluidor ao meio ambiente em solução nutritiva para utilização na agricultura. Assim, avaliou-se a mineralização deste rejeito em reator aeróbio juntamente com a técnica de separação por membranas em módulos de ultrafiltração.

MATERIAIS E MÉTODOS

SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema foi composto por 1 reator aeróbio (tanque de aeração), 1 tanque de sedimentação e 1 módulo de separação por membranas. Na tabela a baixo pode-se observar as especificações utilizadas em cada ensaio.

Tabela 1: Especificações dos sistemas experimentais utilizados em cada ensaio – Fonte: Autor do Trabalho

Ensaio	Reator Aeróbio	Tanque de Sedimentação	Módulo de Separação por Membranas
Ensaio 1	Jarra acrílica capacidade 3 L, aeração mecânica com Moto Bomba SB1000C modificada.	Tanque de PVC tubular capacidade 8 L.	Equipamento de Bancada de Micro/Ultrafiltração Pressurizada da Pam Membranas Seletivas, com módulo de ultrafiltração (fibras ocas de poli (éter sulfona), com camada seletiva externa, filtração de fora para dentro, retendo 95% dos compostos com massa molar superior a 50 KDa).
Ensaio 2	Jarra acrílica capacidade 3 L, aeração pneumática com Compressor de AR S1000A		
Ensaio 3	4,1 L/min, com 4 difusores.		

METODOLOGIA EXPERIMENTAL

As análises realizadas no estudo foram: Demanda Química de Oxigênio/DQO (Método Refluxo), Oxigênio Consumido/OC (Método do Permanganato de Potássio), Sólidos Totais/ST, Fixos/SF e Voláteis/SV (Método Gravimétrico), Sólidos Sedimentáveis/SS (Cone Imhof), Nitrogênio Kjeldahl (Método Kjeldahl), pH (Método Fitas Universais), Turbidez (Método Nefelométrico), Temperatura (Método Medição Direta com Termômetro), Condutividade (Método Eletrométrico) Coliformes Fecais e Termotolerantes (Método dos Tubos Múltiplos).

As metodologias utilizadas foram de acordo com os padrões de APHS - *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* 17th ed. apud Macedo (2005). As amostras foram coletadas, armazenadas e preservadas de acordo com as exigências da NBR 9898 de junho de 1987.

OPERAÇÃO DO SISTEMA

O sistema foi alimentado com dejetos suíno obtido de uma pocilga com aproximadamente 200 animais da Sessão de Zootecnia II do IFRS – Campus Sertão. As coletas realizaram-se na hora da lavagem, em uma das valas que direciona o resíduo às lagoas de tratamento, obtendo-se assim o resíduo total constituído de fezes, urina, restos de alimento e água de lavagem. Para cada ensaio utilizou-se o volume de 2 L de dejetos, o qual apresentou as características descritas na tabela a baixo:

Tabela 2. Média e desvio padrão dos parâmetros avaliados na caracterização da água residuária da suinocultura da Sessão de Zootecnia II do IFRS – Campus Sertão – Fonte: Autor do Trabalho.

Parâmetro	Valor Médio	Desvio Padrão
Oxigênio Consumido (mg O ₂ /L)	3401,70	2009,92
DQO (mg O ₂ /L)	19553,40	16579,27
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	306,00	291,04
Sólidos Totais (mg/L)	56,22	87,95
Sólidos Fixos (mg/L)	12,02	18,02
Sólidos Voláteis (mg/L)	44,02	69,76
Temperatura °C	20,50	0,86
pH	6,63	0,32
NTK (mg N/L)	1054,41	0,75
Coliformes Totais (NMP/100ml)	>24000	0,00
Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)	>24000	0,00

Realizaram-se 3 ensaios de tratamento em batelada constituídos de 3 etapas principais: A Etapa 1 consistiu na biodegradação e mineralização do dejetos suíno em reator aeróbio, a Etapa 2 foi a decantação por tempo aproximado de 2

horas e a Etapa 3 a separação por membranas em módulo de ultrafiltração. Na figura a baixo pode-se observar um esquema com a sequência das etapas do tratamento.

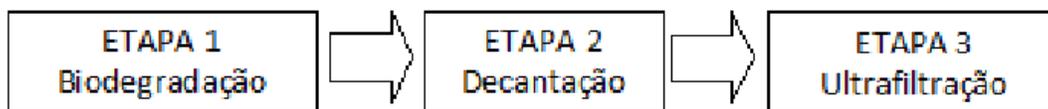


Figura 1: Etapas dos ensaios de tratamento de rejeito suíno – Fonte: Autor do Trabalho

A Etapa 1 foi monitorada através de análises diárias de pH, temperatura, demanda química de oxigênio (DQO) e oxigênio consumido (OC), além de algumas visualizações em microscópio com aumento de 1000 vezes para a observação do desenvolvimento da massa microbiana.

A eficiência do sistema foi verificada através da redução de matéria orgânica (DQO e OC), nitrogênio (NTK), sólidos e microrganismos do rejeito de suíno após cada etapa do processo, comparando os resultados obtidos com os parâmetros do rejeito bruto utilizado na alimentação.

RESULSTADOS E DISCUÇÕES

Na Etapa 1, os valores de pH e temperatura não se mantiveram entre os valores considerados ideais ao desenvolvimento microbiano em sistemas de tratamentos biológicos aeróbios, que fica entre 6 e 9 para o pH, e, entre 20 e 40 °C para temperatura (Schmidell, 2001). As figuras 2 e 3 apresentam as variações dos valores de temperatura e pH respectivamente durante os ensaios.

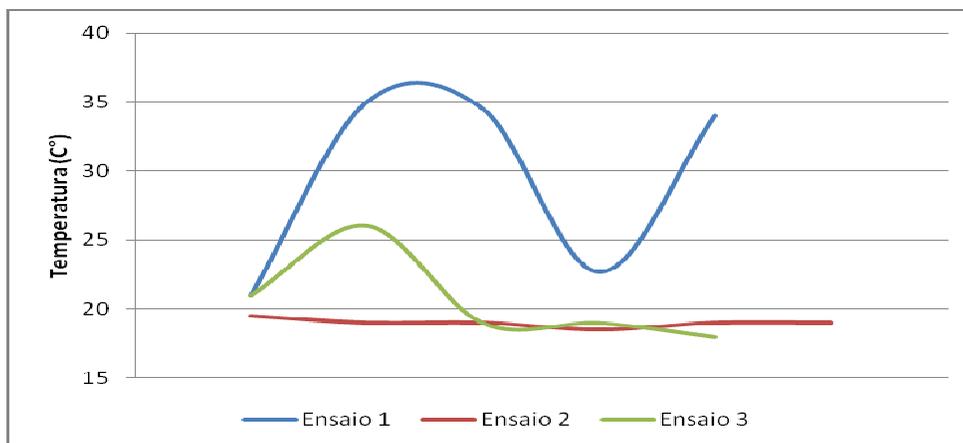


Figura 2: Variação dos valores de temperatura durante os ensaios – Fonte: Autor do Trabalho.

Como pode ser observado na Figura 2, os valores de temperatura se mantiveram entre a faixa ideal de desenvolvimento microbiano indicada por Borzani apenas no ensaio 1. Isoldi & Koetz (1998) apud Ramires, Antunes, Quadro & Koetz (2003) recomendam como temperatura ideal para a nitrificação a faixa entre 28 e 36 °C, sendo assim, apenas o ensaio 1 manteve-se por maior período de tempo nesta faixa de temperatura indicada. No ensaio 2 e 3 a temperatura se manteve a baixo dos 20 °C durante boa parte do tratamento. Essas temperaturas baixas durante o estudo devem-se ao período de trabalho, o qual ocorreu no inverno, visto que não houve sistema de controle de temperatura durante os ensaios.

Assim como para a temperatura, os valores de pH não foram controlados, o pH variou de acordo com as reações ocorridas no sistema. Como pode-se observar na Figura 3, os valores de pH elevaram-se durante os ensaios 2 e 3. A faixa ideal de pH recomendada para que ocorra a nitrificação é de 7,5 a 8,0 segundo Metcalf & Eddy (2003) apud Neto & Costa (2011), sendo assim, nenhum dos ensaios permaneceu por tempo significativo com pH na faixa indicada como ideal ao processo de nitrificação.

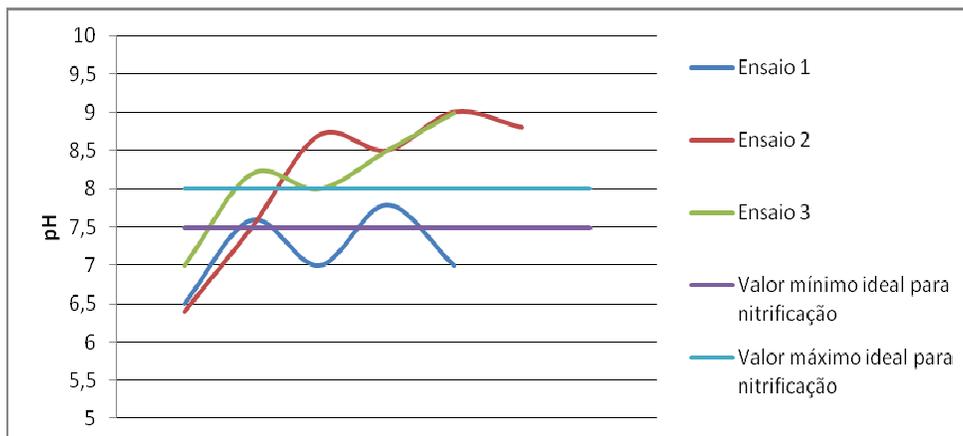


Figura 3: Variação dos valores de pH durante os ensaios – Fonte: Autor do Trabalho.

O Ensaio 1, o qual permaneceu por maior período de tempo com temperaturas apropriadas à nitrificação, também manteve-se com o pH em faixa mais próxima da considerada eficiente para que ocorra este processo, e ainda, o pH manteve-se estável, sem grandes alterações durante o tempo de tratamento. Ao contrário dos Ensaios 2 e 3 que se mantiveram em temperaturas inferiores e apresentaram elevados pH. Valores de pH elevados, a cima de 8, não são desejáveis nestes sistemas visto que este aumento de pH possibilita a volatilização do $N-NH_4^+$ na forma de NH_3 , interrompendo assim o ciclo de nitrificação, sendo que o N é perdido na forma de gás amônia Jetten et al. (1999) apud Teixeira, Reginatto, Pereira, Soares & Júnior (2008).

A relação maior temperatura, melhor pH para a nitrificação e melhor mineralização pode ser considerada neste estudo. Além disso, vale ressaltar que no ensaio 1 a aeração foi mecânica por agitação, já no ensaio 2 e 3 a aeração ocorreu por insuflação de ar, a qual pode ter sido insuficiente para oxigenar o sistema.

O tempo de residência hidráulico (TRH) foi de 6 dias para o Ensaio 1, 7 dias para o ensaio 2 e 6 dias para o ensaio 3, condizente ao mesmo período para estabilização do consumo de matéria orgânica no sistema de tratamento aeróbio de Rodrigues (2011) no tratamento deste mesmo tipo de dejetos.

Considerando as reduções para os valores de OC e DQO na etapa 1, pode-se afirmar que houve significativa redução de matéria orgânica, ou seja, houve mineralização do dejetos. Os valores iniciais e finais de OC e DQO podem ser observados nas figuras a baixo:

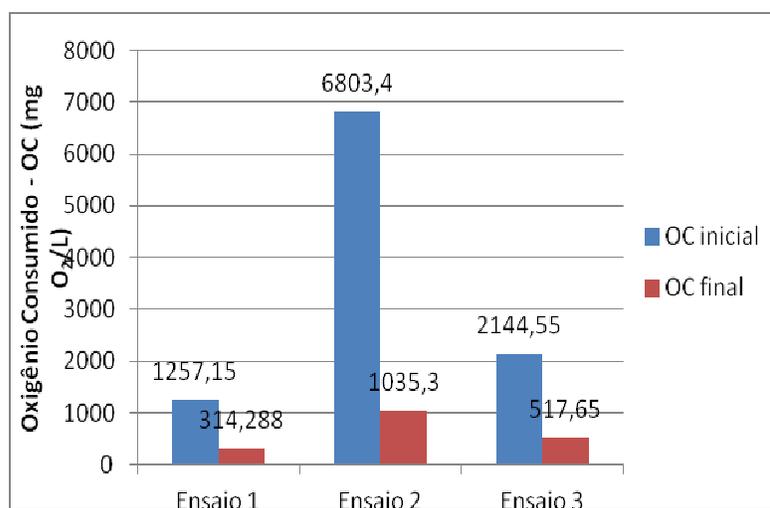


Figura 4: Valores iniciais e finais de OC, nos ensaios 1,2 e 3 – Fonte: Autor do Trabalho.

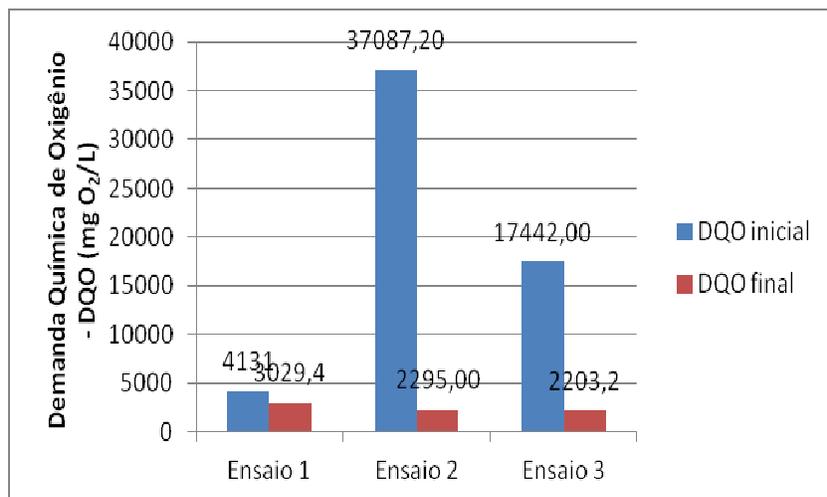


Figura 5: Valores iniciais e finais de DQO, nos ensaios 1, 2 e 3 – Fonte: Autor do Trabalho.

No ensaio 1 o valor de OC passou de 1257,15 para 314,28 e DQO de 4131,00 para 3488,40. No ensaio 2 o valor de OC passou de 6803,40 para 1035,30 e DQO de 37087,20 para 2295,00. E, no ensaio 3 de 2144,55 para 517,65 para os valores de OC e de 17442,00 para 2203,20 nos valores de DQO. Nas figuras 4 e 5 observa-se os valores iniciais e finais de OC e DQO de cada ensaio.

Observa-se nas figuras a cima, uma expressiva diferença entre os valores iniciais de OC e DQO no dejetto utilizado para alimentação dos ensaios. A concentração do rejeito usado no ensaio 2 foi bem superior aos dos ensaios 1 e 3. Esta variação é devido a água residuária apresentar-se mais diluída nos ensaios 1 e 3.

A redução na Etapa 1 para os valores de OC foi de 75% para o ensaio 1, 84,78% para o ensaio 2 e 75,86% para o ensaio 3. Os valores de DQO apresentaram reduções de 15,56%, 93,81% e 87,37% para os ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. A redução de apenas 15,56% no ensaio 1 foi devido a falhas nas amostragens.

Se considerado os valores de pH e temperatura a cima relatados, apesar de nos ensaios 2 e 3 estes valores não serem apropriados ao processo e mineralização do dejetto suíno, houve significativa redução de matéria orgânica, indicada pela redução dos valores de OC e DQO. Os valores foram maiores dos obtidos por Rodrigues (2011), para o tratamento de dejetto suíno nas mesmas condições aeróbicas deste trabalho.

A Etapa 2, de sedimentação foi eficiente para remoção de boa parte dos sólidos em suspensão. Os flocos de microrganismos formados no processo apresentaram boa sedimentação.

A Etapa 3, na qual o sobrenadante da Etapa 2 passou pela separação por membranas, foi eficiente para remoção do restante de matéria orgânica, dos sólidos presente no rejeito e da massa microbiana em suspensão. As concentrações de coliformes totais e coliformes fecais confirmaram a eficiência da retenção da massa microbiana. Não houve identificação de desenvolvimento destes microrganismos em nenhum dos tubos utilizados para as análises, indicando assim uma remoção de 100 % de microrganismos. Mierzwa, Silva, Rodrigues & Giorgi, também obtiveram redução de 100 % para coliformes totais e termotolerantes em sistemas de ultrafiltração.

Os testes de permeabilidade hidráulica mostraram que na pressão de filtração 1,5 bares propiciam em torno de 3,42 L/hora. Porém durante a ultrafiltração da água residual dos suínos a pressão que foi mais eficiente e que causou menores concentrações de microrganismos foi a de 1 bar com 1,70 L/hora.

Com base nos valores da Tabela 2, A Figura 6 apresenta as reduções obtidas para o parâmetros avaliados no efluente bruto e após passar pelas Etapas 1, 2 e 3, ou seja, pelo tratamento completo.

A tabela a baixo apresenta os valor do dejetto bruto, após etapas 1 e 2 e após etapas 1, 2 e 3 para o ensaio 2.

Tabela 3: Resultados obtidos para o dejetto bruto, após etapa 1 e 2, e após etapa 1,2 e 3 para o ensaio 2 – Fonte: Autor do Trabalho.

Parâmetro	Dejeto Bruto	Após Etapas 1 e 2	Após Etapas 1, 2 e 3
OC (mg O ₂ /L)	6803,40	1035,30	Não quantificado
DQO (mg O ₂ /L)	37087,20	2295,00	Não quantificado
NTK (mg N/L)	1405,88	Não quantificado	112,47
ST (g/L)	157,78	5,05	0,72
SV (g/L)	124,58	2,67	0,26
SF (g/L)	33,20	2,37	0,46
SS (mL/L/H)	600,00	250,00	0,00
Turbidez (NTU)	Não quantificado	99,6	1,2

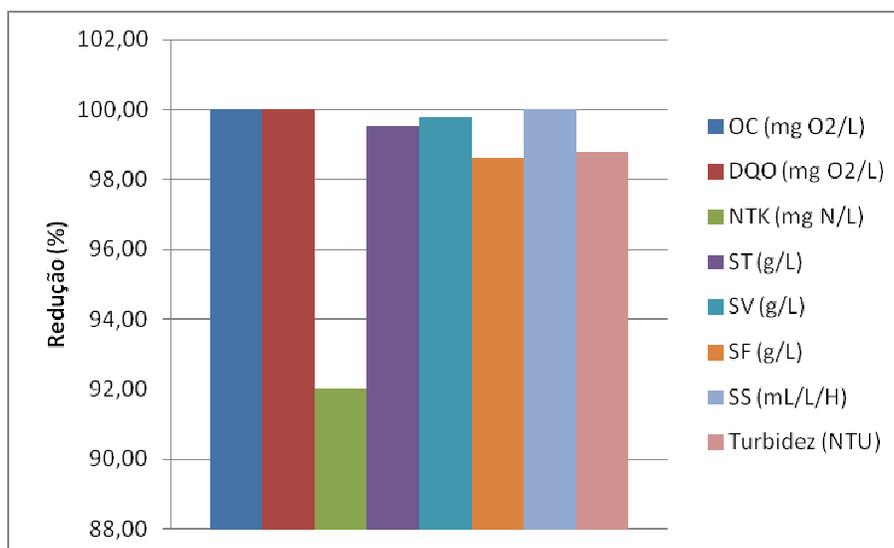


Figura 6: Redução em % dos parâmetros OC, DQO, NTK, ST, SV, SF, SS e Turbidez no ensaio 2 – Fonte: Autor do Trabalho

Obteve-se com a ultrafiltração, reduções maiores do que para Mierzwa, Silva, Rodrigues & Giorgi para turbidez e menor que Brião & Tavares, 2007 que obtiveram para este mesmo parâmetro redução de 100%.

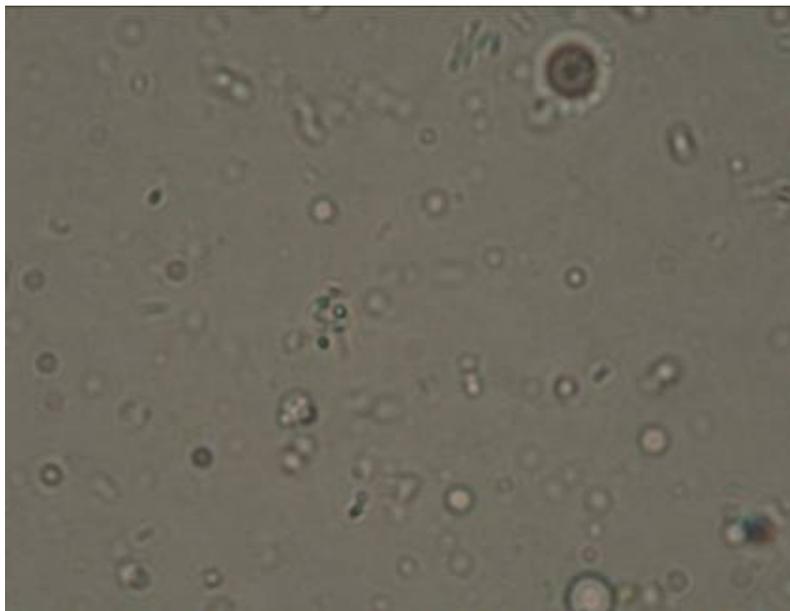
Observa-se que as reduções ficaram a cima de 98% para todos os parâmetros exceto para o NTK, o qual representa o nitrogênio orgânico e amoniacal, que foi de 92%. O TRH relativamente curto, de 6 a 7 dias interferiu no processo de nitrificação, visto que as bactérias nitrificantes necessitam de maior tempo para iniciarem suas atividade em comparação das responsáveis pela degradação da matéria carbônica.

A taxa de redução do nitrogênio ficou próxima a de Ramires, Antunes, Quadro & Koetz (2003) o qual em sistema semelhante ao utilizado neste estudo obteve remoção de 98% do nitrogênio orgânico e amoniacal inicial. Valor um pouco maior do obtido neste teste que foi de 92%. Com tudo, o tempo de residência utilizado por este autor foi de 21 dias, mais que o dobro do tempo utilizado neste estudo.

Vale lembrar que Pereira, obteve-se redução de 98% do nitrogênio orgânico e amoniacal apenas com o tratamento biológico. Neste estudo além desta etapa, posteriormente utilizou-se a ultrafiltração como etapa final do tratamento, sendo assim, os 92 % de redução para o NTK não foram resultantes somente da mineralização do N na Etapa 1, pois a ultrafiltração retém o nitrogênio na forma orgânica que não nitrificou.

Considerando os valores obtidos por Mierzwa, Silva, Rodrigues & Giorgi para a redução de NTK apenas com a ultrafiltração que foi de 54,6%, pode-se afirmar que dos 92% de remoção de NTK obtidos neste estudo, apenas cerca de 37% foi reduzido na Etapa 1 do tratamento, ou seja, pela mineralização do N em reator aeróbio. O restante do NTK foi removido na Etapa3, ou seja, pela ultrafiltração.

Segundo Isoldi & Koetz (1998), apud Ramires, Antunes, Quadro & Koetz (2003) a relação DQO:N para o melhor desempenho das bactérias nitrificantes deve ser menor do que 3. Neste trabalho esta relação ficou bem superior a indicada, com valor de 26,38, interferindo na eficiência de nitrificação pela oxigenação insuficiente das bactérias nitrificantes devido a alta demanda de oxigênio requerida pelas bactérias heterotróficas degradadoras de matéria carbonácea, as quais apresentam metabolismo mais rápido do que as anteriores, sendo assim, a competição do oxigênio pelas bactérias acaba prejudicando a atuação das bactérias nitrificantes.



As visualizações do dejetos em microscópio com aumento de 1000 vezes para observar o desenvolvimento da biomassa ao longo do tratamento demonstraram que no primeiro dia de tratamento apenas estavam presentes bactérias livres e ovos de vermes, sendo que não havia presença de flocos microbianos, como pode ser observado na Figura 7.

Figura 7: Visualização feita em microscópio com aumento de 1000 vezes no primeiro dia de tratamento no Ensaio1, observa-se bactérias livres e ovos de vermes – Fonte: Autor do Trabalho.

No segundo dia observou-se a formação de flocos grandes e densos, considerados ideais ao tratamento biológico aeróbio por vários autores, como pode ser observado na figura 8 e alguns protozoários flagelados (figura 9). Os flocos biológicos observados na Figura 8, são formados basicamente por bactérias sendo que sua formação depende da saúde destas.

A formação de flocos ideais é fator importante para a tratabilidade do efluente e também para uma boa sedimentação após tratamento biológico. Os flocos ideais são grandes ou médios além de terem formato redondo com aspecto compacto.

Pode ocorrer a formação de flocos apenas formados por bactérias os quais são extremamente pequenos conhecidos com “Pin-point”, e, há ainda os flocos conhecidos como “Bulking”, filamentosos, estes possuem excesso de bactérias filamentosas, interferindo na sedimentação e compactação do lodo biológico Piedade (2010).

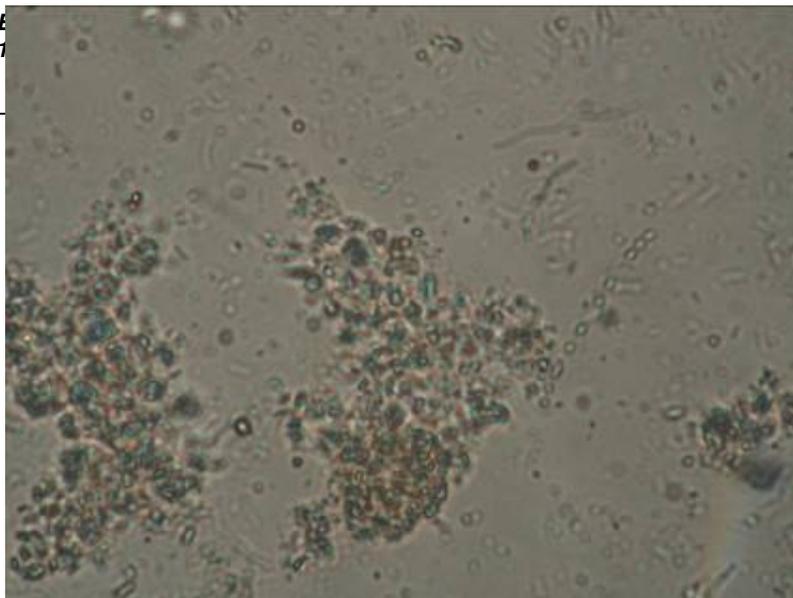


Figura 8: Visualização feira em microscópio com aumento de 1000 vezes no segundo dia de tratamento no ensaio 1. Observa-se a presença de flocos de bactérias – Fonte: Autor do Trabalho.



Figura 9: Protozoário flagelado observado em microscópio com aumento de 1000 vezes no segundo dia de tratamento do ensaio 2 – Fonte: Autor do Trabalho.

No terceiro dia os flocos grandes e densos prevaleciam, apresentando maior número de bactérias filamentosas (figura 10), sendo que a concentração de protozoários também aumentou, neste dia foram identificados alguns protozoários ciliados livres (figura 11), os quais apresentavam movimentos rápidos.

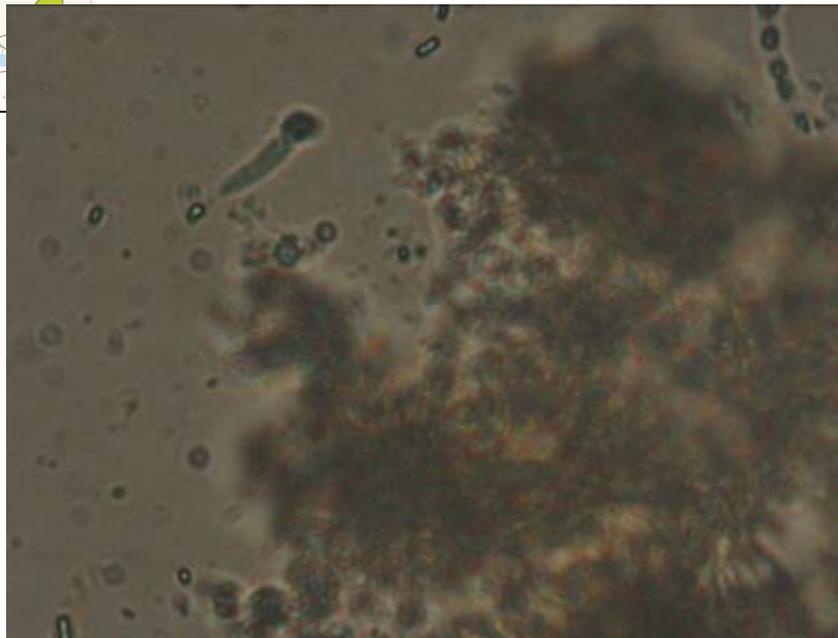


Figura 10: Visualização feita em microscópio com aumento de 1000 vezes no terceiro dia de tratamento do ensaio 1. Observa-se flocos grandes e densos de bactérias e alguns protozoários – Fonte: Autor do Trabalho.

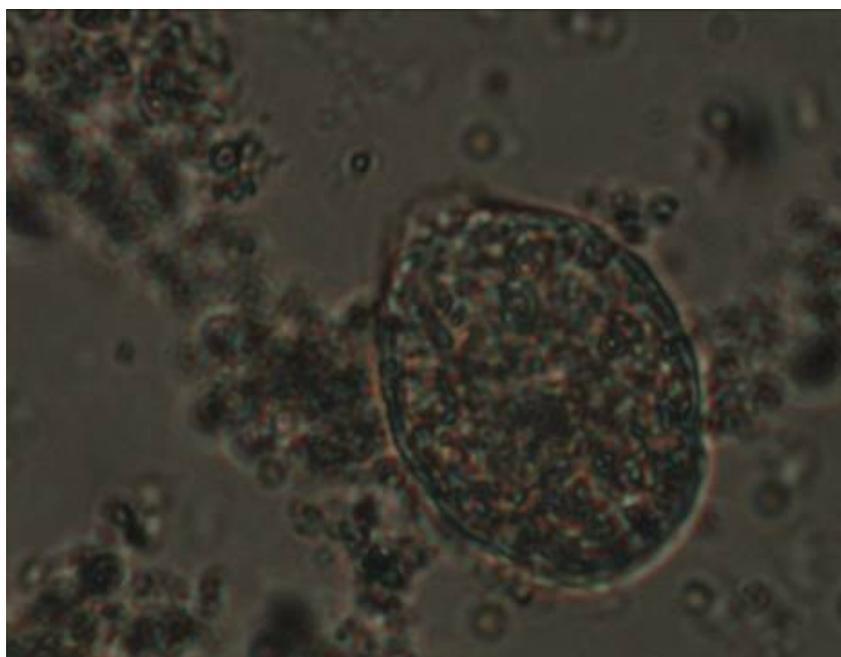


Figura 11: Protozoário ciliado observado em microscópio com aumento de 1000 vezes no terceiro da de tratamento no ensaio 1 –Fonte: Autor do Trabalho.

Os protozoários costumam estar presentes em idade de lodos mais adiantados, os mesmos exercem papel importante na remoção de sólidos suspensos, pois se alimentam das bactérias. Contudo, a concentração exagerada deste microrganismo pode indicar as más condições do sistema de tratamento, falhas no sistema de aeração, além da sobre carga orgânica.

Nas visualizações feitas em microscópio do dejetos suíno não observou-se concentrações elevadas de protozoários, o que predominou em todas as observações foram as bactérias, indicando uma boa condição do tratamento.

A caracterização microbiológica, ou melhor, o acompanhamento de sistemas de tratamento biológicos através da qualificação e quantificação de microrganismos diversos encontrados nos lodos ou efluentes vem sendo indicado por vários autores como sendo um bom indicador da eficiência do tratamento, bem como das condições ótimas de operação.

Além disso, a presença de determinado microrganismo possibilita identificar as condições do meio de tratamento como o excesso de oxigênio, oxigenação insuficiente, excesso de carga orgânica, idade do lodo, pH, temperatura, entre outras.

Jardin, Braga & Mesquita, concluíram que a presença de protozoários ciliados pedunculados no sistema de tratamento de esgoto indicam ineficiência do processo com baixas reduções de sólidos, matéria orgânica e nitrificação. Já os ciliados livres, estes foram relacionados com uma boa taxa de redução de carga orgânica, além de remoção de sólidos, sulfetos e nitrificação, assim como a presença de bactérias filamentosas quando não em excesso, pois neste caso além de prejudicarem na sedimentação e compactação do lodo, ainda indicam más condições do sistema de tratamento, como baixa concentração de oxigênio dissolvido, falta de nutrientes e matéria orgânica Eikelboom (2000) apud Piedade (2010).

CONCLUSÃO

Com o sistema MBR proposto neste estudo, obteve-se reduções no dejetos suíno de 84,78% para OC, 93,81% para DQO e reduções acima de 90% para sólidos totais, fixos e voláteis, 100% para coliformes fecais e termotolerantes e 92% para NTK (orgânico+amoniaco).

Como visto através nas visualizações em microscópio, o desenvolvimento da massa microbiana ocorreu de forma satisfatória, os flocos de bactérias grandes e densos, com a presença de alguns protozoários flagelados e ciliados indicaram boas condições no sistema no Ensaio 1 o mesmo que apresentou melhor condições de temperatura e pH.

Apesar das reduções significativas de matéria orgânica, sólidos e microrganismos indicados pelos parâmetros avaliados e do desenvolvimento satisfatório de microrganismos, para que a água residuária da suinocultura possa ser transformada em água nutritiva para a agricultura, tornam-se necessários controlar as condições ideais para que ocorra a mineralização do dejetos. Como visto neste estudo, as condições de temperatura e pH não se mantiveram nas ideais para que ocorresse o processo de nitrificação, assim, o N acaba sendo perdido na forma de amônia, e este, é um dos principais nutrientes necessários ao desenvolvimento vegetal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Segnanfredo, Milton. Gestão Ambiental na Suinocultura. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológica, 2007. 302p.; 29 cm.
2. Perdomo, Carlos Cláudio. Uso racional da água no manejo de dejetos suínos. *Seminário Mineiro Sobre anejo e Utilização de Dejetos de Suínos*. 1, 1995, Ponte Nova, Anais... Ponte Nova: EPAMIG/CRZM, 1995. p. 88-110.
3. Diesel, Roberto, Miranda, Carlos Rocha & Perdomo, Carlos Cláudio. *Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Boletim Informativo de Pesquisa—Embrapa Suínos e Aves e Extensão—EMATER/RS*. ANO 10 BIPERS n° 14, 7-22, AGOSTO/2002.
4. Torres, Ana Paula. Avaliação de tecnologias visando ao reuso de efluentes. Biorreatores a membrana. *Efluentes Hídricos: Resultados em P&D*, N° 5, Agosto de 2004.
5. Da Silva, Maurício Kipper. Biorreatores com Membranas: uma Alternativa para o Tratamento de Efluentes. Tese de Doutorado. Porto Alegre, 2009.
6. De Macêdo, Jorge Antônio Barros. Métodos Laboratoriais de análises Físico-Químicas e Microbiológicas. 3°. Ed. – Belo Horizonte-MG: CRQ-MG, 2005. 601p.: il.
7. NBR 9898. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. *ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas*. Junho de 1987.
8. Schmidell, Willibaldo, Lima, Urgel de Almeida, Aquarone, Eugênio & Borzani, Walter. Biotecnologia industrial – Engenharia Bioquímica. Volume 2. São Paulo: Blucher, 2001.
9. Ramirez, Orlando Pereira, Quadro, Maurizio Silveira ; Atunes, Rul Martins & Koetz, Paulo Roberto. Influência da Frequência de Aeração no Tratamento de efluente de Suinocultura . *XXXII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*, Goiânia. Novas Fronteiras: o Desafio da Engenharia Agrícola, 2003.
10. Neto, Luiz Gonzaga Lamego & Costa, Rejane Helena Ribeiro. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). *Eng Sanit Ambient* | v.16 n.4 | out/dez 2011 | 411-420.
11. Teixeira, Roberta Miranda; Reginatto, Valeria; Pereira, Franciny Fontanella; Soares, Hugo Moreira & Júnior, Agenor Furigo. Remoção de nitrogênio de efluente agroindustrial utilizando biorreatores. *Acta Sci. Technol.* Maringá, v. 30, n. 2, p. 209-213, 2008

12. Rodrigues, Bruna. Eficiência de biodegradadores naturais no tratamento de efluentes da suinocultura proveniente de uma propriedade rural do município de Videira – SC. Videira – SC, 2011.
13. Mierzwa, José Carlos; Da Silva, Maurício Costa Cabral; Rodrigues, Luana Di Beo & Giorgi, Camilo Fragoso. Tratamento direto de água para abastecimento por ultrafiltração. II-Mierzwa-Brasil-1.
14. Brião, Vandrê Barbosa & Tavares, Célia Regna Granhen. Ultrafiltração como processo de tratamento para o re[uso de efluentes de laticínios. *Eng. sanit. ambient.* Vol.12 - Nº 2 - abr/jun 2007, 134-138.
15. Jardim, Fernando Antônio; Braga, José Mauro Salgado & De Mesquita, Maria Magarida Fernandes. Avaliação da eficiência do tratamento biológico de esotos através da caracterização da microbiota da ETE Fone Grande – Contagem – MG. *ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.* 19o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. I - 043