

AValiação DA PARTIDA DE REATOR BIOLÓGICO VISANDO A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E NITROGENADA DE EFLUENTE DE FÁBRICA DE RAÇÃO ANIMAL

Priscila Arcoverde Wosiack (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos - UEPG)

E-mail: priawosiack@hotmail.com

Cássia Ribeiro Koki (Graduação em Engenharia de Alimentos - UEPG)

E-mail: cassia.r.koki@gmail.com

Ana Claudia Barana (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos - UEPG)

E-mail: acbarana@uepg.br

Maria Magdalena Ribas Doll (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental – UEPG)

E-mail: m2fribas@yahoo.com.br

Deizie Dias Lopes (Mestrado em Engenharia de Edificações e Sanitária – UEL)

E-mail: dilopes@gmail.com

Marcia Helena Rissato Zimariolli Damianovic (Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento – USP)

E-mail: mdamianovic@sc.usp.br

Resumo: Os efluentes de fábricas de ração animal são altamente poluentes devido à elevada concentração de matéria orgânica. Quando lançados em corpos d'água sem o devido tratamento causam a depleção de oxigênio, com consequente morte de peixes e outros seres aeróbios, e eutrofização, que é o crescimento excessivo de algas. Os tratamentos biológicos são processos eficazes no tratamento de efluentes agroindustriais, tanto na remoção de matéria orgânica carbonácea quanto nitrogenada. Os processos de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) vêm sendo utilizados para remoção de nitrogênio em função da economia na implantação e controle do processo. No presente trabalho foi utilizado um reator de leito fixo ordenado aerado para o tratamento de efluente de fábrica de ração animal. Foi avaliada a eficiência do reator durante o processo de partida do mesmo quanto à remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total. A remoção de DQO e Nitrogênio Total ocorreram a níveis de 91,8% e 93,3%, respectivamente. Observou-se 100% de nitrificação durante o experimento e 98,1% de desnitrificação, mesmo com aeração contínua do reator. Diante destes resultados, conclui-se que o processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) ocorreu no reator, com a provável formação de dois biofilmes, um aeróbio e um anóxico.

Palavras-chave: remoção de carbono, remoção de nitrogênio, nitrificação, desnitrificação, reator biológico.

START UP EVALUATION OF A BIOLOGICAL REACTOR TO REMOVE CARBONACEOUS ORGANIC MATTER AND NITROGEN FROM WASTEWATER OF A PET FOOD INDUSTRY

Abstract: Wastewaters from pet food industry are highly polluting due to high concentration of organic matter. If released without treatment can cause oxygen depletion and, consequently, the deaths of aquatic animals and eutrophication, which is the excessive growth of algae. Biological treatments are effective processes in the agroindustrials wastewater treatments, in removing carbonaceous organic matter as much in removing nitrogen. Simultaneous Nitrification and Denitrification process (SND) have been used to remove nitrogen due to the easier and cheaper implementation and control. In this paper, an aerobic ordered bed reactor was used to treat the wastewater from a pet food industry. In start up process, it was evaluated the reactor efficiency in remove Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Nitrogen. COD and Total Nitrogen removal levels were 91.8% and 93.3%, respectively. Nitrification levels reached 100% during the experiment, and 98.1% of denitrification was observed, even with continuous aeration in the reactor. According to the results, it is concluded that the Simultaneous Nitrification and Denitrification process (SND) occurred in the reactor and two biofilms were formed, an aerobic biofilm and an anoxic biofilm.

Keywords: carbono removal, nitrogen removal, nitrification, denitrification, biological reactor.

1. INTRODUÇÃO

As fábricas de ração animal são importantes nos processos de valorização de subprodutos, pois aproveitam peles, gorduras e ossos, gerados em abatedouros e frigoríficos, como matéria prima (CUETOS et al., 2008). Na produção de ração os subprodutos são processados em digestores que promovem a cocção da mistura a elevadas temperaturas e pressão. A gordura é drenada, prensada ou centrifugada, e o resíduo sólido é moído para obtenção de farinha (BELLAVÉR, 2001). O efluente das fábricas de rações animais é muito poluente devido à presença de sangue, gorduras, pelos, penas, carne, ossos, pedaços de órgãos internos, vísceras, urina, excrementos e micro-organismos prejudiciais para seres humanos (JIAN; ZHANG, 1999). Seu lançamento produz efeito altamente contaminante nos corpos d'água, pois a matéria orgânica está presente em concentrações médias a altas e seus resíduos encontram-se parcialmente solubilizados (RUIZ et al., 1997).

A poluição de corpos d'água por lançamento de matéria orgânica implica, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido. Isto ocorre devido ao fenômeno da autodepuração, ou seja, restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes. Restabelecer o equilíbrio do meio significa a estabilização da matéria orgânica, transformando-a em compostos estáveis como gás carbônico e água, por ação de bactérias decompositoras, as quais utilizam oxigênio dissolvido no meio para sua respiração (VON SPERLING, 2005). A matéria orgânica de um efluente é medida através da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e baseia-se na determinação da concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica (VALENTE et al., 1997). Já o lançamento de efluentes ricos em nutrientes, como nitrogênio e fósforo, levam ao crescimento excessivo de plantas aquáticas, processo chamado de eutrofização. Essas plantas interferem nos usos desejáveis do corpo d'água, pois podem causar problemas de odor, provocado pela geração de gás sulfídrico; morte de peixes, resultado da falta de oxigênio consumido por bactérias heterotróficas; e pela toxicidade por amônia em sua forma livre (NH_3); formação de toxinas das algas; dificuldade e elevação dos custos de tratamento de água; e diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, dificultando a autodepuração do corpo d'água (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2003; FIGUEIRÊDO et al., 2007; VON SPERLING, 2005).

O processo biológico de nitrificação/desnitrificação é o mais utilizado para remoção de nitrogênio em estações de tratamento de efluentes (RUIZ et al., 2003). A nitrificação é um processo de transformação do nitrogênio amoniacal a nitrato (NO_3^-) com formação intermediária de nitrito (NO_2^-), ocorrendo em duas etapas: nitrificação e nitratação, como indicado nas equações 1 e 2, respectivamente.

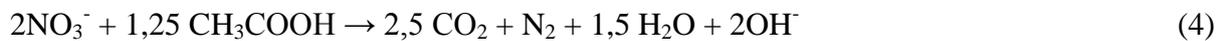


As principais bactérias envolvidas nos processos de nitrificação e nitratação são, respectivamente, dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, obrigatoriamente aeróbias e autotróficas (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). O processo de nitrificação não promove a remoção do nitrogênio do sistema. Apenas o converte a formas mais oxidadas, como nitrito e nitrato. Segundo Ferreira (2000) a nitrificação pode ocorrer naturalmente em sistemas que contenham oxigênio e nitrogênio amoniacal (N-NH_3). Porém para que a reação não gere produtos tóxicos a partir do metabolismo das bactérias nitrificantes, condições controladas devem ser estabelecidas, como temperatura entre 25 e 30 °C, pH entre 7,2 a 8,5, alcalinidade de 7,14 mg CaCO_3 por mg de nitrogênio amoniacal e 4,6 mg de oxigênio dissolvido por mg de nitrogênio amoniacal convertido (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A desnitrificação é a conversão biológica do nitrogênio na forma de nitrato para formas mais reduzidas como NO, N₂O e N₂, em um ambiente com ausência de oxigênio na forma livre. O ambiente é considerado anóxico porque tem o oxigênio das formas oxidadas de nitrogênio, nitrito e nitrato (GARBOSSA, 2003). Essa conversão pode ser realizada por vários gêneros de bactérias heterotróficas, como *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*, que são facultativos. As rotas bioquímicas utilizadas são identificadas àquelas envolvidas na respiração, exceto pelo aceptor de elétrons que, na desnitrificação, é o nitrato. A primeira etapa da remoção ocorre com a conversão de nitrato a nitrito, e a segunda é caracterizada pela formação dos compostos voláteis óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso (equação 3) (TEIXEIRA, 2006).



Como condições básicas para que o processo se estabeleça estão pH entre 6,5 e 7,5, temperatura próxima a 30 °C, teor de OD de 0,2 a 0,3 mg/L, além de uma relação C/N (carbono/nitrogênio) próxima a 1, visto que baixas relações provocam acúmulo de nitrito no meio, desfavorecendo o processo (equação 4) (OLIVEIRA NETTO, 2007).



Como pode ser observado na equação 4, o processo de desnitrificação gera alcalinidade. Teoricamente, para cada 1 mg de nitrogênio, na forma de nitrato reduzido, há produção de 4,32 mg de alcalinidade na forma de bicarbonato (HCO₃⁻). Comparativamente, observa-se que esta produção de alcalinidade é metade da consumida na etapa de nitrificação (Ono, 2007). As bactérias responsáveis pela desnitrificação são, na sua maioria, heterótrofas. Portanto, utilizam matéria orgânica como fonte de carbono e de energia. O doador de elétrons é essencial para o processo desnitrificante, pois confere aos microrganismos poder redutor sobre o aceptor de elétrons, que são os compostos oxidados de nitrogênio como o nitrito e o nitrato.

Dentre os novos processos para a remoção de nitrogênio é possível mencionar O NDS, ANAMMOX, SHARON, CANON, OLAND e NO_x. A Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) acontece com a oxidação do nitrogênio amoniacal em fase aeróbia e pela redução de compostos oxidados de nitrogênio em um mesmo reator que, apesar de estar sob condições de aeração, possibilita a formação de regiões com pouco oxigênio dissolvido, ou seja, com condições anóxicas (BUENO, 2011). Assim, as bactérias nitrificantes vão se desenvolver nas regiões onde houver elevadas concentrações de oxigênio e as desnitrificantes onde houver condições de baixas concentrações de oxigênio (Figura 1). É possível observar na figura 1a as regiões do biofilme. Esse biofilme se forma aderindo-se ao suporte e com sua multiplicação forma-se um gradiente de oxigênio dissolvido (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Na figura 1b pode perceber a diferença da concentração de OD medido em um biofilme aderido sobre suporte de espuma de poliuretano, e como essa concentração cai a próximo de zero na metade da espessura (375 um), possibilitando o desenvolvimento de biofilme anaeróbio.

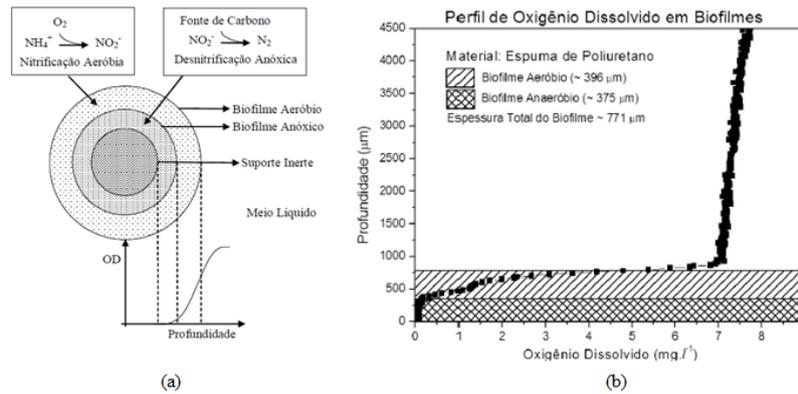


Figura 1 – Esquema ilustrativo do processo NDS em biofilme. Fonte: ONO (2007)

Os processos ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) e CANON (*Complete Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*) destacam-se nos processos baseados na desnitrificação autotrófica (MOURA, 2011).

O processo ANAMMOX consiste no processo de oxidação anaeróbia do íon amônio a nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas, utilizando o nitrito como acceptor final de elétrons (ARAÚJO et al., 2010), e gerando uma parcela de nitrato (aproximadamente 10%) (MOURA, 2011). A capacidade de remover cargas de nitrogênio é maior no processo ANAMMOX em comparação aos processos convencionais de nitrificação e desnitrificação. A conversão a nitrogênio gasoso é mais eficiente, pois o processo cria um “atalho” e dois compostos são transformados, o íon amônio e o íon nitrito, como mostra a figura 2 (SCHEEREN et al., 2011).

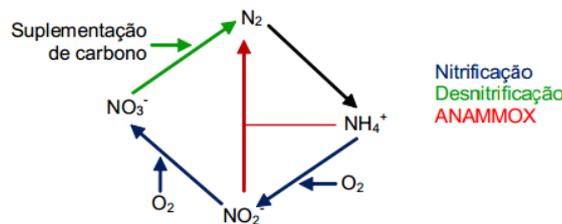


Figura 2 - Ciclo simplificado do nitrogênio (Nitrificação, Desnitrificação e ANAMMOX). Fonte: SCHEEREN et al., 2011.

Segundo Scheeren et al. (2011), a faixa de pH ideal para o processo situa-se entre 7,7 e 8,3, com máxima taxa de reação em pH 8,0, e a temperatura varia de 20 a 43 °C, com o ótimo em 40 ± 3 °C. Para que o processo ANAMMOX ocorra, é preciso que no meio haja nitrogênio na forma de amônia e nitrito. A conjugação deste com processos como a nitrificação parcial prévia fornecem condições ótimas e eficiência na remoção de nitrogênio (SCHEEREN et al., 2011). O processo SHARON (*Single reactor for High Ammonia Removal Over Nitrite*) pode ser utilizado para esse fim, já que se baseia na oxidação parcial da amônia a nitrito. Se escolhido para promover a desnitrificação é possível citar duas vantagens do processo SHARON: redução do consumo de energia de até 25% pela diminuição do consumo de oxigênio, já que o nitrito não é oxidado a nitrato; economia de até 40% da demanda por fonte de carbono exógeno, necessária no processo de desnitrificação (ONO, 2007).

O processo CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal*) visa a remoção do nitrogênio pela nitrificação parcial e pelo processo ANAMMOX em um reator único. Isto ocorre devida a oxidação da amônia a nitrito por bactérias autotróficas, consumindo oxigênio do meio e gerando condições anóxicas para a implantação das bactérias Anammox. Desta forma, a adição de fonte de carbono exógena não é necessária e o consumo de oxigênio para as reações é menor (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O processo OLAND (Oxygen limited autotrophic nitrification and denitrification) ainda não é bem compreendido por pesquisadores, mas difere-se do CANON pela participação de apenas bactérias nitrificantes autotróficas comuns e não, de bactérias Anammox. Em um dos primeiros estudos na área, Kuai e Verstraete (1998) não obtiveram remoções expressivas de nitrogênio, mas estudos mais recentes acreditam no potencial da remoção de nitrogênio pelo processo OLAND em ambientes de alta salinidade (WINDEY et al., 2005).

O processo NOx, baseia-se no controle e estímulo da atividade de bactérias nitrificantes com a adição de óxidos de nitrogênio como, N₂O e NO. O processo apresenta certa complexidade e a desnitrificação mostra-se sensível ao suprimento desses óxidos (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O objetivo deste trabalho foi a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de efluente de fábrica de ração animal em um único reator em período de adaptação, medindo sua eficiência quanto à remoção da Demanda Química de Oxigênio e de Nitrogênio Total e avaliando a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação utilizando biomassa imobilizada em cilindros de espuma.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Substrato

Como substrato, foi utilizado o efluente gerado pela empresa Focam, localizada em Carambeí – PR. A Focam é produtora de ração animal utilizando como matéria prima subprodutos do abate de animais. O substrato foi armazenado sob congelamento a -18 °C.

2.2. Reator

Foi utilizado um reator de leito fixo ordenado construído em acrílico com volume útil de 9 L. Treze cilindros de espuma de poliuretano, com 2 cm de diâmetro e altura de 62 cm, foram fixados em hastes inertes, e estas implantadas no reator, de forma a servirem como suporte para fixação e desenvolvimento da biomassa.

O inoculo, proveniente de um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) do abatedouro de frangos Dacar, localizado em Laranjal Paulista – SP, foi introduzido seguindo a metodologia de Zaiat et al. (1994), onde os cilindros foram mergulhados em um recipiente e, com o auxílio das mãos, apertados para que o inoculo penetrasse na espuma.

Desta forma, deu-se partida ao reator, com o seu funcionamento ilustrado na figura 3.

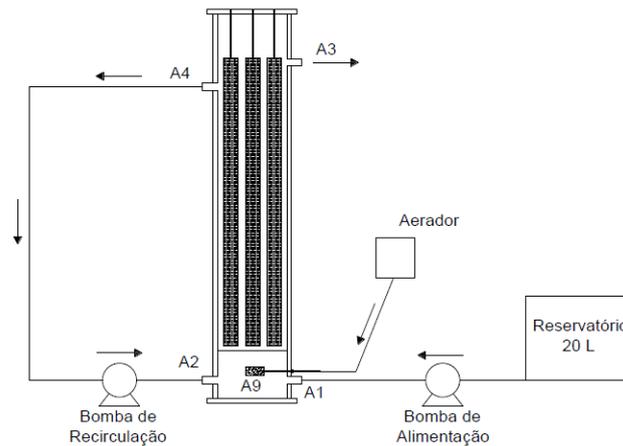


Figura 3 - Esquema ilustrativo do reator de leito ordenado. Fonte: MOURA et al., 2012.

O substrato a ser tratado foi acondicionado no reservatório dentro de uma geladeira para que suas características fossem mantidas. Uma bomba de alimentação bombeava o afluente para dentro do reator pela entrada A1. A vazão desta bomba foi determinada de acordo com o tempo de detenção hidráulica que se desejava. Aeradores comuns de aquário e pedras porosas (A9) foram utilizados para promover a aeração do meio líquido. A recirculação, da saída A4 a entrada A2, era realizada por uma segunda bomba peristáltica. Por fim, pela saída A3 o efluente tratado era coletado.

A temperatura interna do reator foi mantida a 30 °C com o uso de uma serpentina que circulava a parte externa do reator (figura 4a). Uma manta térmica foi utilizada para reduzir a perda de calor (figura 4b).



Figura 4 - Sistema para manutenção da temperatura interna do reator em 30 °C.

2.3. Desenvolvimento do experimento

Para adaptação das bactérias às novas condições, o processo de partida do reator foi iniciado com TDH de 7 dias e aeração contínua. Quando concentrações de nitrito e nitrato surgiram nas amostras efluentes ao reator foi possível dar início aos tratamentos. A remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada foi avaliada em tratamentos com efluente diluído em 10 vezes e variando-se os Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) em sete, cinco, três e um dia, compondo quatro tratamentos.

A alcalinidade do efluente na entrada foi, quando necessária, corrigida com a adição de bicarbonato de sódio, utilizando como parâmetros o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), alcalinidade afluente ao reator e a relação ideal de alcalinidade para nitrificação, que é 7,14 mg de CaCO_3 / mg de NTK, ou 8,60 mg de NaHCO_3 /mg de NTK.

Sob cada tratamento amostras afluente e efluente ao reator foram coletadas para análise.

2.4. Análises físico-químicas

As amostras coletadas foram analisadas em relação ao Potencial Hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade por método potenciométrico; à Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrito e Nitrato, por método colorimétrico; Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Amoniacal, por método titulométrico.

As análises foram realizadas de acordo com o descrito em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

2.5. Cálculo da eficiência do reator

A eficiência do reator na remoção de DQO, remoção de Nitrogênio Total, nitrificação e desnitrificação pode ser calculada pelas equações 5, 6, 7 e 8, respectivamente.

$$\text{Remoção DQO (\%)} = \frac{DQO_a - DQO_e}{DQO_a} \times 100 \quad (5)$$

$$\text{Remoção Nitrogênio Total (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e - N.\text{nitrito} - N.\text{nittrato}}{NTK_a} \times 100 \quad (6)$$

$$\text{Nitrificação (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e}{NTK_a} \times 100 \quad (7)$$

$$\text{Desnitrificação (\%)} = \frac{NTK_a - NTK_e - N.\text{nitrito} - N.\text{nittrato}}{NTK_a - NTK_e} \times 100 \quad (8)$$

Onde:

DQO_a = Demanda Química de Oxigênio afluente

DQO_e = Demanda Química de Oxigênio efluente

NTK_a = Nitrogênio Total Kjeldahl afluente

NTK_e = Nitrogênio Total Kjeldahl efluente

N.nitrito = Nitrogênio na forma de Nitrito

N.nitrato = Nitrogênio na forma de Nitrato

2.6. Análise estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância e, quando significativos, foi aplicado o teste de Tukey a 5% de probabilidade através do programa SASM-agri (CANTERI et al., 2001).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização do efluente

O efluente estudado neste trabalho foi inicialmente caracterizado para que assim se pudesse avaliar sua carga poluidora e, posteriormente, a eficiência dos tratamentos (tabela 1).

Tabela 1 - Caracterização do efluente de fábrica de ração animal.

Parâmetros (unid.)	Quantidade
DQO (mg/L)	10528
NTK (mg/L)	1927
N-amoniaco (mg/L)	1383
N-nitrito (mg/L)	0,0
N-nitrato (mg/L)	0,0
pH	5,3
Alcalinidade (mg/L)	1909

Se compararmos ao esgoto sanitário estudado por Bertolino et al. (2008), onde os teores de DQO, NTK e N-amoniaco são, respectivamente, 670 mg/L, 56,2 mg/L e 32,6 mg/L, o efluente da fábrica de ração animal pode ser considerado 15 vezes mais poluidor em relação à DQO e 34 e 42 vezes mais poluidor em relação ao NTK e N-amoniaco, respectivamente, demonstrando assim a necessidade do tratamento prévio.

Para o desenvolvimento do experimento, uma condição de aeração contínua foi estabelecida no reator com o intuito de promover o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, como no estudo de Moura et al. (2012). Além disso, o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) elevado e a diluição em 10 vezes do afluente foram consideradas condições favoráveis à adaptação do reator.

3.2. Remoção de matéria orgânica carbonácea

A remoção de DQO pode ser avaliada pelos dados observados na tabela 2.

Tabela 2 – Média das análises de DQO afluente, efluente e sua porcentagem de remoção

TDH	DQO afluente	DQO efluente	Remoção
	(mg/L)		(%)
7	927 ^{a*}	125 ^a	86,9 ^{a*}
5	703 ^c	85 ^a	86,7 ^a
3	810 ^b	66 ^a	91,8 ^a
1	840 ^{ab}	165 ^a	80,3 ^a

*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Durante todo o experimento foram observadas remoções elevadas de DQO, com médias de até 91,8%, demonstrando uma remoção intensa por bactérias heterotróficas

aeróbias. A menor eficiência foi observada para o TDH de um dia, 80,3%, onde é também observada a maior média de DQO efluente, 165 mg/L. Isto pode estar relacionado com a baixa eficiência de nitrificação gerando menos nitrito e nitrato para a desnitrificação. Ou seja, parte da matéria orgânica necessária para desnitrificação não foi utilizada, gerando um aumento de DQO efluente (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Não houve diferença significativa entre os tratamentos em relação à DQO efluente, porém observa-se que para TDH de sete, cinco e três dias, os valores alcançaram o padrão de 150 mg/L, estabelecido pela legislação para despejo da empresa FOCAM.

3.3. Remoção de nitrogênio através dos processos de nitrificação e desnitrificação

Os dados referentes às análises de nitrogênio podem ser visualizados na tabela 3.

Tabela 3 – Médias das análises referentes ao nitrogênio

TDH	NTK (mg/L)		N-NH ₃ (mg/L)		Nitrito (mg/L)		Nitrato (mg/L)		Nitrogênio Total Remoção (%)	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)
	A*	E	A	E	A	E	A	E			
7	291 ^{a**}	86 ^a	228 ^a	35 ^a	0,0 ^a	4,2 ^{ab}	0,0 ^a	0,0 ^b	69,6 ^{ab}	71,1 ^b	98,1 ^a
5	202 ^b	14 ^a	157 ^b	0 ^a	0,0 ^a	7,1 ^a	0,0 ^a	0,0 ^b	89,3 ^{ab}	92,9 ^{ab}	96,2 ^a
3	201 ^b	0 ^a	173 ^b	0 ^a	0,0 ^a	1,4 ^{bc}	0,0 ^a	12,2 ^{ab}	93,3 ^a	100 ^a	93,3 ^a
1	301 ^a	82 ^a	222 ^a	49 ^a	0,0 ^a	0,4 ^c	0,0 ^a	18,1 ^a	66,4 ^b	73,6 ^{ab}	91,8 ^a

*A = afluente e E = efluente; ** Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Durante o TDH de sete dias foi possível observar uma concentração de nitrito efluente ao reator, porém não se visualizou a presença de nitratos. O N-orgânico (NTK – N-NH₃), por sua vez, não foi completamente convertido à amônia e concentrações desta ainda era observada nas amostras efluentes. Isto se reflete à média de porcentagem de nitrificação mais baixa observada, de 71,1%, ou seja, este processo foi inibido de alguma forma. Embora a nitrificação ocorra na presença de matéria orgânica, as bactérias heterotróficas tendem, num primeiro momento, a dominar biofilmes devido a sua velocidade de crescimento muito maior que as bactérias nitrificantes autotróficas (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

No TDH de cinco dias houve uma conversão muito maior de N-orgânico para amônia, em relação ao TDH 7, e a conversão total desta para nitrito. A porcentagem de nitrificação de 92,9% só não foi maior porque não foi observado o processo de nitratação, onde o nitrito é convertido a nitrato. A inibição da nitratação por nitrito e amônia é comentada por alguns autores, mas não há valores consensuais das concentrações que acarretam este efeito.

A nitrificação completa foi observada no TDH de três dias, onde todo N-orgânico foi convertido à amônia, que por sua vez foi convertida a nitritos e nitratos, demonstrando uma ótima adaptação do reator pelas bactérias nitrificantes autotróficas.

No TDH de um dia foi observado a inibição da etapa de nitratação, refletindo na porcentagem de nitrificação observada, que foi de 73,6%.

O processo de desnitrificação foi observado em todos os tratamentos com médias acima de 91,8%. Segundo Liu et al. (2010), em altas concentrações de Oxigênio Dissolvido

(OD), bactérias facultativas desnitrificadoras usam o oxigênio livre como receptor de elétrons, ao invés do nitrato. Desta forma, mesmo com aeração contínua do reator, a desnitrificação pode ser explicada por diferentes concentrações de oxigênio dissolvido nos biofilmes formados nos cilindros de espuma. Ono (2007) avaliando a concentração de OD em diferentes profundidades de um biofilme aderido a suporte de espuma de poliuretano, o mesmo suporte utilizado neste projeto, verificou que havia presença de biofilme aeróbio até uma espessura de 400µm e, acima disto, presença de biofilme anóxico, sendo nesta região que, provavelmente, ocorre a desnitrificação.

Nos TDHs de cinco e três dias, os resultados obtidos para nitrogênio amoniacal atenderam ao padrão de lançamento de 20 mg/L (BRASIL, 2011).

Em relação às análises de pH e Alcalinidade, os resultados podem ser visualizados na tabela 4.

Tabela 4 - Médias das análises de pH e Alcalinidade para cada tratamento.

TDH	pH		Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	
	A*	E	A	E
7	6,5 ^{a**}	8,9 ^a	1285 ^b	1792 ^a
5	7,7 ^a	8,9 ^a	1518 ^a	1221 ^b
3	7,6 ^a	8,7 ^b	1367 ^{ab}	1195 ^b
1	7,8 ^a	8,4 ^c	1436 ^{ab}	848 ^b

*A = afluente e E = efluente; ** Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Segundo Ahn (2006), as reações envolvidas no processo de nitrificação têm suas taxas reduzidas à medida que o pH é reduzido abaixo de 7,0. Nos dados observados na tabela 4, o pH manteve-se estável e dentro da faixa ótima para nitrificação em quase todos os tratamentos, não sendo um inibidor deste processo.

Nos TDHs de cinco, três e um dia houve consumo de alcalinidade do meio. Este fato é relacionado à liberação de íons H⁺ devido ao processo de nitrificação. Como este consumo já era esperado, a correção da alcalinidade afluente para 7,14 mg CaCO₃ por mg de NTK foi essencial para o processo de nitrificação (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

4. CONCLUSÃO

O reator analisado mostrou-se eficiente quanto às remoções de DQO e de Nitrogênio Total, chegando a níveis de 91,8% e 93,3%, respectivamente.

Observou-se a ocorrência do processo de Nitrificação a níveis que variaram de 71,1% a 100%. Mesmo havendo aeração constante, o processo de Desnitrificação também ocorreu, chegando a níveis de 98,1%. Diante destes resultados, conclui-se que o processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) ocorreu no reator, com a provável formação de dois biofilmes, um aeróbio e um anóxico.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos ao CNPq pelo auxílio financeiro, a CAPES pela bolsa concedida e a FOCAM pela doação do efluente.

REFERÊNCIAS

- AHN, Y. –H.** *Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review*. Process Biochemistry. v. 41, n. 8, p. 1709–1721, Agosto. 2006.
- APHA.** American Public Health Association, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 ed. Washington: APHA, 1998. 937 p.
- ARAÚJO, J. C.; CAMPOS, A. P.; CORREA, M. M. S.; SILVA, E. C.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.** *Enriquecimento de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia – Anammox*. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.15, n. 2, p. 205-212, abr/jun. 2010.
- BELLAVER, C.** *Ingredientes de origem animal destinados à fabricação de rações*. In: Simpósio sobre Ingredientes na Alimentação Animal - Colégio Brasileiro de Nutrição Animal. Campinas. Abril, 2001.
- BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F.** *Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário*. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.13, n. 3, p. 271-277, jul/set. 2008.
- BRASIL.** Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Publicação Diário Oficial da União no 92 de 16/05/2011. Pág. 89.
- BUENO, R. F.** *Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto*. 2011. 143f. Dissertação (Pós-graduação em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.
- CANTERI, M. G.; ALTHAUS, R. A.; VIRGENS FILHO, J. S.; GIGLIOTI, E. A.; GODOY, C. V.** *SASM - Agri : Sistema para análise e separação de médias em experimentos agrícolas pelos métodos Scoft - Knott, Tukey e Duncan*. Revista Brasileira de Agrocomputação, Ponta Grossa, v.1, n.2, p.18-24. 2001.
- CUETOS, M. J.; GÓMEZ, X.; OTERO, M.; MORÁN, A.** *Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. Biochemical Engineering Journal, v. 40, n. 1, p. 99–106, Maio. 2008.
- FERREIRA, E. S.** *Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica*. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre – RS. 2000.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C.** *Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.12, n. 4, p. 399-409, out/dez. 2007.
- GARBOSSA, L. H. P.** *Desenvolvimento e avaliação de sistema de leito fixo – reatormisto radial seguido de reator anóxico horizontal – para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto sanitário*. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). Universidade de São Paulo. São Carlos. 2003.
- JIAN, T.; ZHANG, X.** *Bioprocessing for slaughterhouse wastewater and its computerized control and supervisory system*. Resources, Conservation and Recycling, n. 27, p. 145-149. 1999.
- KUAI, L.; VERSTRAETE, W.** *Ammonium removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System*. Applied and Environmental Microbiology. n. 11, p. 4500–4506. 1998.
- LIU, Y.; SHI, H.; XIA, L.; SHI, H.; SHEN, T.; WANG, Z.; WANG, G.; WANG, Y.** *Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment*. Bioresource Technology. n. 101, p. 901–906. 2010.

MOURA, R. B. *Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético.* 2011. 92 f. Dissertação (Mestre em Engenharia). Universidade de São Paulo. 2011.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z, FORESTI, E. *Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration.* Journal of Environmental Management. n. 98, p. 163-167. 2012.

OLIVEIRA NETTO, A. P. *Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.* 2007. 207f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil – Área de concentração Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2007.

ONO, A. F. *Estratégias de operação de reatores aeróbio/anóxico operados em batelada sequencial para remoção de nitrogênio de água residual industrial.* Dissertação (Mestre em Engenharia Civil – Área de concentração Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2007.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. *Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura.* Revista Brasileira de Agrociência, n. 3, v. 9, p. 279-286, jul-set. 2003.

RUIZ, I. VEIGA, M. C.; DE SANTIAGO, P.; BLFIZQUEZ, R. *Treatment of slaughterhouse wastewater in a uasb reactor and an anaerobic filter.* Bioresource Technology, n. 60, p. 251-258. 1997.

RUIZ, G., JEISON, D.; CHAMY, R. *Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration.* Water Research, n. 37, p. 1371–1377. 2003.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.* Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 418p.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. *O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio.* Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental n. 12, v.15, p.1289–1297. 2011.

TEIXEIRA, R. M. *Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento.* 2006. 148f. Tese (Pós-graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

VALENTE, J. P. S., PADILHA P. M., SILVA, A. M. M. *Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP.* Eclética Química, v. 22, p. 49-66, São Paulo 1997.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – 3. Ed.* Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 452 p.

WINDEY, K.; DE BO, I.; VERSTRAETE, W. *Oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater.* Water Research. n. 39, p. 4512–4520. 2005.

ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; FORESTI, E. *Reator anaeróbio de leito fixo para tratamento de águas residuárias: concepção e avaliação preliminar do desempenho.* Revista Brasileira de Engenharia – Caderno de Engenharia Química, v. 11, p. 33, 1994.