



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.  
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

## ESTUDO DA ACLIMATAÇÃO DA FLORA MICROBIANA A CONCENTRAÇÕES CRESCENTES DE EFLUENTE “IN NATURA” DA INDÚSTRIA DE PESCADO EM REATOR BATELADA SEQUENCIAL

Roberta R. Ribeiro<sup>1</sup>, Daniela P. Mesquita<sup>2</sup> e Maria Alice Z. Coelho<sup>1</sup>

### RESUMO

O presente trabalho estudou a adaptação e a atividade do lodo biológico procedente de um reator UASB de uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de pescado, para remoção biológica de nitrogênio em um Reator Batelada Seqüencial. A adaptação consistiu em aumento seqüencial da carga aplicada nas razões volumétricas efluente *in natura* : efluente sintético de 1:3,33; 1:2,5; 1:2,0; sendo a concentração inicial de inóculo empregada de 20 g SSV/L. Durante este período foram acompanhadas as variações de DQO, nitrato e amônia, onde se obteve uma remoção de até 80% da carga orgânica do efluente e de até 97% da matéria nitrogenada. O experimento com diluição de 1:3,33 foi conduzido com adição de 0,5 % de sal (NaCl) para avaliar o efeito da salinidade, o qual também é considerado na análise dos resultados obtidos.

**Palavras-chaves:** Efluente Industrial, Pescado, Reator Batelada Seqüencial, Nitrogênio, Adaptação microbiana.

### STUDY OF MICROBIAL FLORA ACCLIMATIZATION TO INCREASING CONCENTRATIONS OF EFLUENTS “IN NATURA” OF THE INDUSTRY OF FISHING IN REACTORS OF SEQUENTIAL BATCH

### ABSTRACT

The present work analyzes the adaptation and activity of a sludge belonging to a UASB reactor of the wastewater treatment unit from a fish processing industry, in a bench scale Sequencing Batch Reactor for biological nitrogen removal. The sludge adaptation was carried using an increasing sequence of the applied load from 1:3.33; 1:2.5; 1:2.0; regarding to volume of *in natura* wastewater : synthetic sewage. The initial inoculum concentration employed was 20 g VSS / L. During this period COD, nitrate and ammonia concentrations were followed and a removal about 80% of the organic matter and up to 97% of nitrogen could be achieved. An experiment employing the greater dilution (1:3.33) with 0.5% salt (as NaCl) was also carried to evaluate the salinity effect which is considered in the analysis of the results herein presented.

**Keywords:** Industrial Effluent, Sequencing Batch Reactor, Nitrogen, Sludge Adaptation

Trabalho recebido em 16/10/2009 e aceito para publicação em 21/12/2009.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Bioquímica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, CT, Bl. E, Cidade Universitária, 21949-900, Rio de Janeiro, Brasil. e-mail:alice@eq.ufrj.br;

<sup>2</sup>IBB-Institute for Biotechnology and Bioengineering, Centre of Biological Engineering, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057, Braga, Portugal.

## 1. INTRODUÇÃO

A industrialização e o surgimento de novas tecnologias e produtos promoveram ao longo dos últimos anos o progresso associado a vários problemas ambientais. O emprego de microrganismos na degradação dos poluentes é comumente adotado em estações de tratamento de efluentes industriais onde sistemas anaeróbicos e/ou aeróbicos são implantados.

O princípio da depuração em lodos ativados emprega como elementos ativos os flocos biológicos, os quais, em contato com o substrato biodegradável e na presença de oxigênio, crescem e floculam (Biton, 1999). Os flocos biológicos são formados por consórcios de microrganismos que configuram comunidades dinâmicas, cada uma das quais possui uma determinada finalidade no processo de lodos ativados. O processo de sedimentação da biomassa, necessário para a separação do efluente tratado, só é possível graças à floculação (MENDONÇA, 2002).

A produção de águas residuais em unidades de processamento de peixe ocorre em diversas etapas do processamento, tais como:

- i. Recepção do pescado;
- ii. Condensação nas câmaras frigoríficas;
- iii. Evisceração, salmoura, acondicionamento em latas;

- iv. Cozimento, adição do óleo;
- v. Recravamento das latas;
- vi. Lavagem das latas;
- vii. Autoclavagem e lavagens para resfriamento.

Além das águas de lavagens do pescado, há também as lavagens de pisos e equipamentos, bem como o esgoto sanitário gerado na fábrica.

O processo de tratamento que há mais de 15 anos tem sido usado no Brasil e que considera inclusive a sazonalidade da pesca é constituído de três etapas:

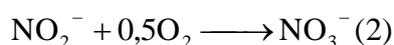
- i. Preliminar (peneiramento e equalização): remoção de escamas e pedaços de peixes.
- ii. Primário (clarificação físico-química por adição de coagulantes químicos e cloreto férrico, por flotação): remoção de óleos emulsionados e sólidos coloidais.
- iii. Secundário (biodigestão): remoção da matéria orgânica dissolvida em reator anaeróbio.

A produção de águas residuais em unidades de processamento de peixes é variável, dependendo da época de produção e/ou captura dos peixes e processos utilizados. O tratamento destes efluentes é complexo, devido à presença de compostos protéicos e de elevada concentração de sal (superior a 30 g/L), principalmente no caso

da produção de conservas (GHARSALLAH et al., 2002).

Além da remoção da matéria orgânica alcançada nestes sistemas, a remoção de nutrientes deve ser considerada devido aos fenômenos de eutrofização que deterioram a qualidade dos corpos receptores bem como o equilíbrio do ecossistema. As bactérias decompositoras da matéria protéica transformam o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal e a remoção biológica de nitrogênio compreende dois processos sequenciais: a nitrificação e a desnitrificação.

De acordo com Coelho (1998), a nitrificação é o processo de bio-oxidação da amônia que ocorre em duas etapas distintas: o nitrogênio amoniacal é oxidado biologicamente a nitrito e/ou a nitrato por dois gêneros de bactérias autotróficas, sendo *Nitrosomas* sp. responsáveis pela etapa de oxidação da amônia a nitrito e *Nitrobacter* sp. responsáveis pela etapa de oxidação subsequente onde o nitrito é convertido a nitrato. Tais processos biológicos podem ser descritos pelas Equações 1 e 2, sendo a reação global expressa pela Equação 3, a saber:



Na desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) em condições anóxicas. Para que esta transformação ocorra, os microrganismos requerem uma fonte de carbono orgânica (doador de elétrons), que pode ou não ser adicionado artificialmente (von Sperling, 1997). Contudo, em unidades de tratamento em escala industrial, cujo interesse é a remoção conjunta da carga orgânica e a transformação do nitrogênio nas formas de nitrogênio amoniacal e nitrato para a forma molecular (N<sub>2</sub>), é freqüentemente necessário o uso de fontes externas de carbono na etapa de desnitrificação, pois o nitrato é o produto de uma reação de nitrificação em condições aeróbicas, nas quais ocorre também eliminação do carbono orgânico (SOUZA; FORESTI, 2000).

O Reator Batelada Sequencial (RBS) tem se apresentado como um bom sistema para remoção biológica de nitrogênio (Coelho et al, 2000; Souza et al., 2008). É um sistema que apresenta variação das condições do meio podendo ser encarado como um processo cíclico, orientado temporalmente. O tratamento com RBS pode ser implantado com a utilização de um ou mais tanques, cada qual realizando as cinco operações distintas por ciclo: enchimento, reação, sedimentação, descarga e tempo de repouso.

Entre as vantagens que têm sido atribuídas ao RBS destaca-se a facilidade de adaptação desta tecnologia às variações contínuas de concentrações de poluentes, o que permite sua utilização para o tratamento de efluentes variados tais como os provenientes das indústrias alimentícia, petroquímica, papel e celulose, couros, esgotos municipais e domésticos. Além de sua flexibilidade, esta tecnologia tem provado ser altamente eficiente na remoção de fósforo e nos processos de nitrificação/desnitrificação (GINORIS, 2006).

A capacidade de acúmulo e de utilização de produtos armazenados (sintetizados durante o período anóxico) favorece o aparecimento de bioflocos na biocenose do lodo ativado do RBS. Assim, as características de sedimentabilidade deste sistema são referentes à existência de bioflocos grandes e densos. Deve-se atentar também para o controle dos microrganismos filamentosos de forma a manter uma boa sedimentabilidade, fator crucial para que a etapa de separação da biomassa não seja limitante do ciclo, inviabilizando a utilização do sistema.

Ainda existem poucos estudos para a remoção biológica de nutrientes para efluentes salinos. Intrasungkha et al. (1999) investigaram a remoção biológica de nutrientes de águas residuais usando um RBS. Foram obtidos resultados aceitáveis

para baixas concentrações de sal (0,03% a 0,2% p/v). Abu-ghararah e Sherrard (1993) verificaram que para 0,4% p/v de sal há uma diminuição da remoção de amônia do efluente.

### 1.1 Adaptação da Biomassa

Apesar da capacidade dos microrganismos em degradar compostos orgânicos tóxicos, poucos sistemas são altamente eficientes na biodegradação, pois não há o controle dos microrganismos envolvidos neste processo (WILMES & BOND, 2004).

A necessidade da aclimação da biomassa do lodo ativado se faz necessária quando esta é aplicada ao tratamento de efluentes industriais visto que em geral são compostos de difícil degradação podendo ocasionar sérios problemas ao processo e até mesmo interromper as atividades biológicas do sistema (Cordi et al., 2008). Segundo Nakamura et al. (2005), a capacidade de degradação do sistema de lodos ativados pode ser aumentada se o inóculo for adaptado.

Diferentes fenômenos têm sido usados para explicar a fase de adaptação celular, como por exemplo, a ocorrência de um processo de seleção e multiplicação dos organismos selecionados. O tempo necessário para que a adaptação ocorra a contento depende da fonte de biomassa utilizada, temperatura, pH, concentração de

oxigênio dissolvido, idade do lodo e do tipo de substrato utilizado (Cordi et al., 2008). Kargi e Eker (2006) descrevem que o tempo de duração da fase de adaptação da biomassa tende a ser mais longa devido a toxicidade dos compostos a serem tratados.

Como o tempo de aclimação da biomassa depende das condições específicas do sistema, não é possível pré estabelecer um tempo de adaptação padrão (Markietto et al., 2003). Isto é bastante comum em processos biotecnológicos, nos quais as condições determinadas para um sistema específico não podem ser estendidas a outros sistemas. A alimentação da biomassa presente no reator deve ser feita continuamente durante esta fase, de maneira a se obter elevados tempos de retenção hidráulica, que poderão ser diminuídos ao longo do processo de adaptação dos organismos (CORDI et al., 2008).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi a avaliação do potencial de

biodegradação de diferentes razões de efluente “in natura” de uma indústria de transformação de pescado utilizando reator em batelada sequencial, visando tanto a remoção de matéria carbonácea como nitrogenada e avaliar também a influência da salinidade no desempenho do sistema para tratamento de efluentes da industria de pescado.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Instalação laboratorial

A instalação laboratorial utilizada para este trabalho encontra-se representada na Figura 1, onde se pode observar: reator biológico de 50L, tanque de alimentação com capacidade para 50L, bomba dosadora para alimentação, sensores e transmissores de pH, oxigênio dissolvido e nível, além do computador onde o software de controle supervisão FIX-DMACS versão 5.5 (Intellution Inc.) armazena as variáveis monitoradas em tempo real.



**Figura 1:** Instalação laboratorial.

### Composição do Efluente Sintético e Inóculo

A composição do efluente sintético usado nos vários testes para diluição do efluente “in natura” está apresentada na Tabela 1 com adição de elementos-traços para a manutenção da biomassa. A

concentração de NaCl adicionada ao sistema no estudo de salinidade foi de 0,5% p/v. O inóculo apresentava uma concentração inicial de sólidos suspensos voláteis de 20g/L. A biomassa foi mantida no interior do reator durante todo o período experimental.

**Tabela 1:** Composição do efluente sintético utilizado na diluição do efluente “in natura”.

| Componente   | Concentração (mg/L) |
|--|---------------------|
| NH <sub>4</sub> Cl                                   | 76,1                |
| C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>        | 300                 |
| MgSO <sub>4</sub>                                    | 16,7                |
| NaCl   | 10,1                |
| NaHCO <sub>3</sub>                                   | 243,3               |
| Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .12H <sub>2</sub> O | 46,2                |
| CaCl   | 4,7                 |
| KCl  | 4,7                 |
| CuSO <sub>4</sub>                                    | 0,2                 |
| ZnSO <sub>4</sub>                                    | 0,2                 |
| FeCl <sub>3</sub>                                    | 0,2                 |

### 2.2 Efluente “in natura”

O efluente in natura foi gentilmente cedido por Pepsico do Brasil LTDA, sediada em São Gonçalo, RJ. Dois lotes foram empregados em ocasiões distintas

onde os dados de caracterização estão apresentados na Tabela 2, visto que a indústria de pescado apresenta sazonalidade no processamento.

**Tabela 2:** Caracterização do efluente *in natura* gerado durante o processamento de pescado.

| <b>Efluente "in natura" (mg/L)</b> |                  |
|------------------------------------|------------------|
| <b>Parâmetros</b>                  | Faixa de Valores |
| DQO                                | 1670-3906        |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>       | 103-506          |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>       | 13-184           |
| Óleos e Graxas                     | 58 - 349         |

### 2.3 Sistema de aclimação e Análises

O sistema de aclimação adotado no presente trabalho buscou simular as condições de operação do RBS para que houvesse a aclimação da microbiota possibilitando realizar uma eficiente remoção de amônia e DQO. O processo de aclimação é apresentado na Figura 2, onde ocorria a troca do meio ao final das 48 horas, em regime de 12 horas aeróbio e 12 horas anóxico sendo as amostras recolhidas do meio líquido (antes e após a alimentação do reator) e centrifugadas a 3000 rpm durante 10 minutos para separação da biomassa. No sobrenadante, eram feitas análises para avaliação de Demanda Química de Oxigênio (DQO), SSV (sólidos voláteis em suspensão), turbidez e microscopia ótica para avaliação morfológica dos flocos em cada diluição estudada do efluente "in natura".

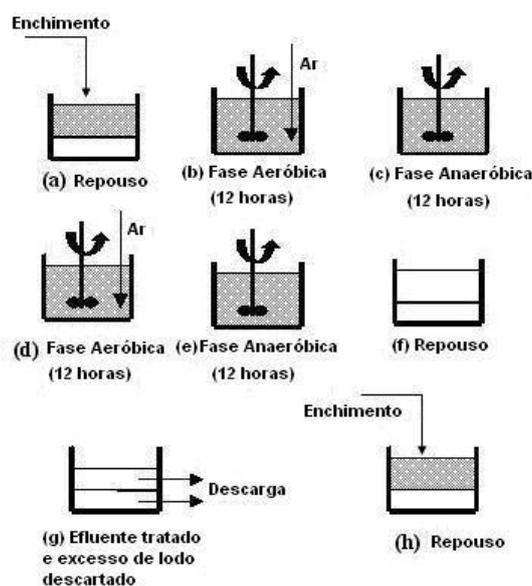
A determinação da carga orgânica foi efetuada pela DQO através do método espectrofotômetro (DR 4000UV, HACH) onde se utilizou a metodologia proposta por Freire e Sant'Anna (1998), para efluentes salinos. As análises para quantificar a concentração de amônia foram realizadas através de sensor íon seletivo (modelo Orion 95-12, Thermo), empregando soluções padrão de cloreto de amônia, em diferentes concentrações. Para a análise de nitrato utilizou-se um método colorimétrico de acordo com o procedimento 4.132 descrito no Standard Methods (APHA, 1989).

A concentração da biomassa foi determinada por método gravimétrico padrão (Sólidos Suspensos Voláteis - SSV) nos tempos inicial, final da etapa de enchimento e final do tempo total de cada ciclo. A turbidez foi determinada ao fim de cada ensaio através de leitura em espectrofotômetro (DR 4000UV, HACH) a 860 nm usando água destilada como

branco. O índice volumétrico de lodo (IVL) foi determinado após decantação de 30 minutos no fim de cada ciclo. Todos os métodos encontram-se descritos em APHA (1989).

A aquisição das imagens dos flocos de lodos ativados foi efetuada através da

técnica de microscopia em campo claro com o auxílio de um microscópio, empregando-se a ampliação de 100 vezes para a visualização adequada dos agregados microbianos e mantendo-se constante a iluminação do sistema para todas as amostras.



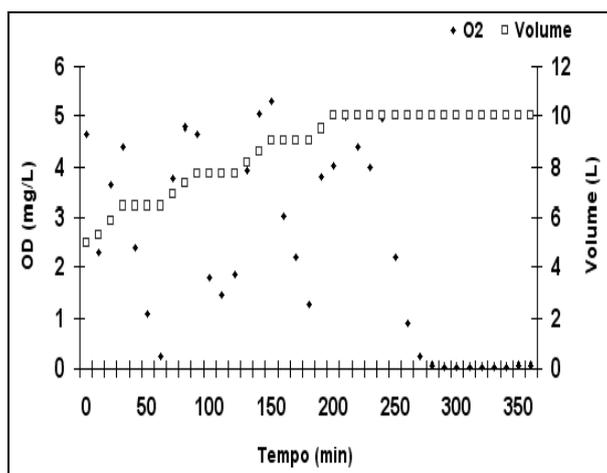
**Figura 2:** Esquema da aclimação da fauna microbiana.

#### 2.4 Reator em batelada sequencial (RBS)

Um Reator Batelada Sequencial (RBS) é um sistema de tratamento com lodo ativado em que as diferentes fases de tratamento ocorrem dentro do mesmo tanque. O termo é originado pela sequência de passos pelos quais o reator passa desde que recebe o efluente, o trata e o descarrega.

A estratégia por pulsos simétricos utilizada para alimentação e aeração foi anteriormente empregada por Coelho et al.

(2000). Cada ciclo realizado ocorre durante 360 minutos. A estratégia, conforme mostra a Figura 3, consiste na alternância da fase aeróbica para a fase anóxica, como descrito anteriormente. Esta estratégia visa à obtenção de elevadas percentagens de remoção de amônia do efluente, minimizando as concentrações inibitórias para os microrganismos no interior do reator.



**Figura 3:** Estratégia adotada para estudo da biodegradação de efluente “in natura”.

### RESULTADOS E DISCUSSÕES

A maior parte das bactérias não tem condições de sobrevivência em valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade

(6,5 a 7,5) (Metcalf e Eddy, 2003). A Tabela 3 apresenta os valores de pH durante a aclimação para cada diluição estudada.

Tabela 3: pH durante a aclimação das diluições estudadas.

| Diluição     | pH   |
|--------------|------|
| 2            | 7,34 |
| 2*           | 7,11 |
| 2,5          | 7,94 |
| 2,5*         | 7,19 |
| 3,33 (0,5%)  | 7,80 |
| 3,33 (0,5%)* | 7,41 |

\*Duplicatas realizadas para cada diluição

Os valores de pH para todas as diluições estão dentro da faixa da neutralidade, ou seja, o potencial de biodegradação não foi influenciado negativamente pelos valores de pH.

Mesquita (2006), ao estudar o fenômeno de remoção de DQO em RBS na concentração salina de 0,5% (p/v), observou que a presença de sal não se mostrava inibitória com relação à remoção de DQO. Este fenômeno também é

verificado na Tabela 4, onde o experimento com adição de 0,5% (p/v) de NaCl apresenta valores para remoção de DQO similares àqueles obtidos nos experimentos conduzidos sem a presença de salinidade.

Entretanto, nota-se que o sistema não reagiu da mesma forma quanto a remoção de nitrogênio amoniacal, onde o máximo de remoção observado foi de apenas 26%.

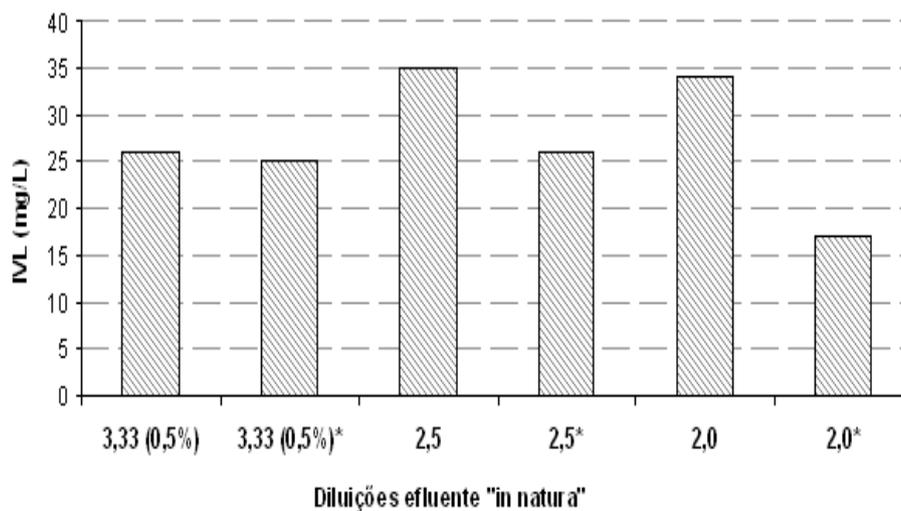
**Tabela 4:** Desempenho do sistema para as condições estudadas.

| Diluição | % Remoção de DQO | % Remoção NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |
|----------|------------------|--|
| 2        | 84               | 53                                     |
| 2*       | 75               | 54                                     |
| 2,5      | 72               | 98                                     |
| 2,5*     | 88               | 53                                     |
| 3,33     | 64               | 26                                     |
| (0,5%)   |                  |  |
| 3,33     | 98               | Não Observada                          |
| (0,5%)*  |                  |  |

\*Duplicatas realizadas para cada diluição

Dado que a remoção de DQO se manteve em torno de 80% para todas as diluições estudadas (Tabela 4), os resultados obtidos neste trabalho apontam que a biomassa proveniente de um reator UASB foi capaz de se adaptar à nova condição ambiental. O aumento gradual da quantidade de efluente in natura não conduziu a deterioração do desempenho do sistema, o que permite um uso mais eficiente do volume reacional.

Adicionalmente, pela Figura 4, verifica-se que o IVL se manteve em valor adequado para as diluições estudadas de efluente “in natura”, apresentando ótima decantabilidade em todas as condições avaliadas visto que os valores de IVL obtidos encontram-se entre 17 - 34 mg/L, o que pode ser classificado como ótima sedimentabilidade (Tabela 5).



**Figura 4:** – Variação do IVL para as diluições do efluente in-natura estudadas (\*Duplicatas realizadas para cada diluição).

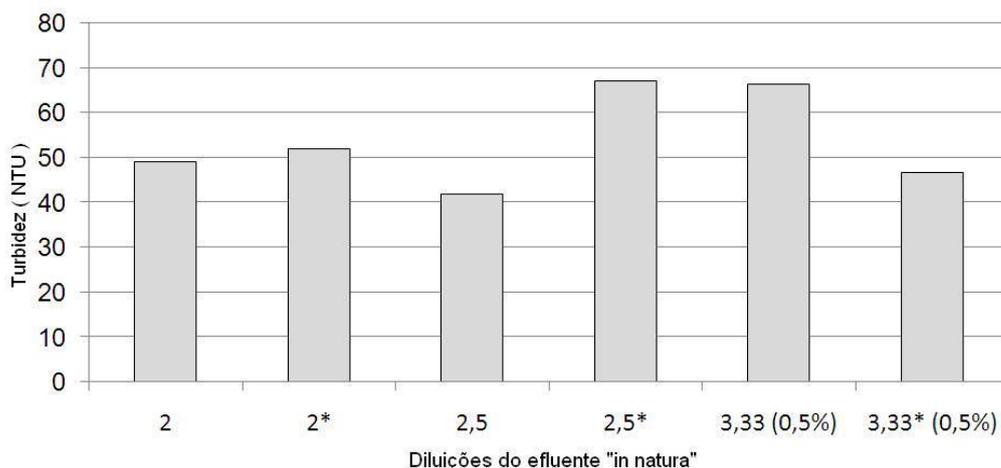
**Tabela 5:** Sedimentabilidade *versus* IVL

| Decantabilidade | IVL (mL/g) |
|-----------------|------------|
| Ótima           | 0-50       |
| Boa             | 50-100     |
| Média           | 100-200    |
| Ruim            | 200-300    |
| Péssima         | >300       |

A Figura 5 ilustra a variação da turbidez ao longo do estudo (VON SPERLING., 1997).

Observa-se que a turbidez não se mantém estável e as maiores oscilações são verificadas nas diluições de 2,5\* e 3,33 com adição de 0.5% NaCl. Os valores obtidos

mantiveram-se em torno de 40 a 50 NTU. Todas as medidas observadas de turbidez estão dentro dos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela Resolução 357/2005, cujo limite é de 100 NTU.



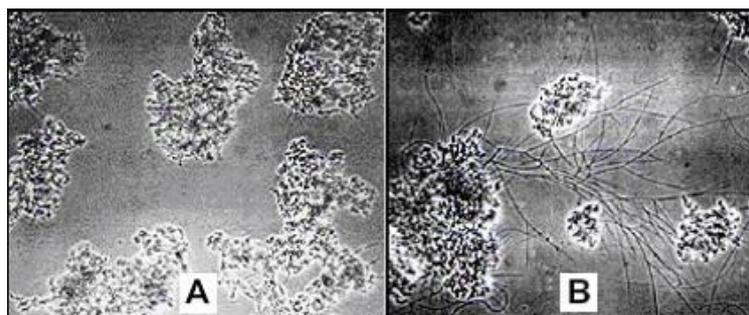
**Figura 5:** Variação da turbidez para as diluições do efluente in-natura estudadas (\*Duplicatas realizadas para cada diluição).

A alteração do balanço entre os organismos filamentosos e formadores de flocos pode causar problemas na sedimentação do lodo ativado (Jenkis et al., 1993), dentre eles o intumescimento filamentosos, o qual ocorre como consequência da predominância dos organismos filamentosos, afetando a microestrutura do floco.

O processo de lodo ativado baseia-se na formação de agregados bacterianos sobre os quais outros organismos podem se desenvolver (Figura 6A). Uma população de microrganismos com capacidade de se ligar aos flocos tem vantagem sobre a

população que nada livremente na fração líquida e que está sujeita a ser levada para fora do sistema, através do descarte do efluente tratado (MARTINS, 2002).

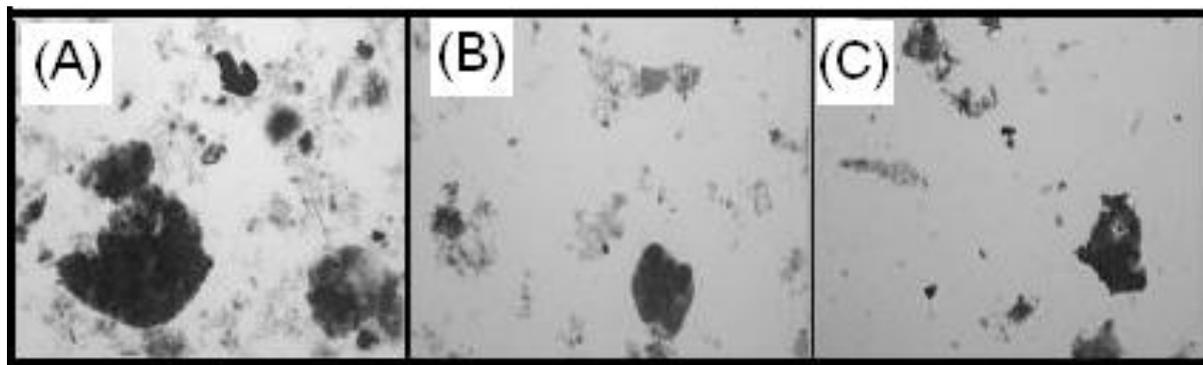
Nestas condições, os organismos filamentosos se projetam para fora do floco (Figura 6B), impedindo a aderência de outros flocos e interferindo na compactação (altos valores de IVL) e na velocidade de sedimentação do lodo ativado. Este tipo de problema é característico de condições de carência de nutrientes no efluente como nitrogênio e fósforo, presença de substâncias tóxicas e/ou limitação de oxigênio (JENKINS et al., 1993).



**Figura 6:** Filamentosos: (A) fazendo parte dos flocos e (B) interligando os flocos.

No lodo ativado, além dos “decompositores” (bactérias e fungos) que retiram a energia para o seu desenvolvimento, a partir da matéria orgânica existente em suspensão no afluente, existem ainda os seus consumidores que são todos os organismos que predam as bactérias dispersas e outros organismos. É neste segundo grupo se inserem os protozoários. Na ausência de protozoários, o efluente final é caracterizado por possuir uma DQO mais elevada e uma maior turbidez, devido à presença de muitas bactérias dispersas (MADONI, 1994).

A adição de 0,5% (p/v) de sal parece conduzir a desfloculação dada a presença de flocos frágeis e dispersos (Figura 7A), fato que corrobora o aumento de turbidez do efluente tratado (Figura 5). Este processo de desfloculação da biomassa é agravado conforme a relação volume de efluente in natura : volume de efluente sintético aumenta. Ou seja, apesar do desempenho do sistema aparentemente não ter sido afetado por uma carga maior do efluente in natura (Tabela 3), a biocenose do lodo ativado foi alterada, levando a um aumento expressivo da turbidez do efluente tratado.



**Figura 7:** Microscopia ótica (aumento total 100X): diluição 1:3,33 (A) com adição de NaCl; (B) diluição 1:2,5 e (D) diluição 1:2,0.

Na Figura 7, observa-se que durante a aclimação os flocos apresentaram estruturas filamentosas bem como flocos grandes, caracterizando a boa qualidade de sedimentabilidade do lodo, segundo a Tabela 5. É razoável ressaltar que na condição com maior diluição do efluente “in natura” e adição de 0,5% de sal (Figura 7A), há predominância de flocos compactos

e dispersos, e constatou-se que a separação sólido-líquido observada não foi comprometida, fato confirmado pelos dados obtidos de IVL. Entretanto, observam-se baixos percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal para esta diluição.

Barbusinski e Koscielniak (1995) observaram um aumento no tamanho dos flocos de lodo ativado com o incremento de

carga orgânica alimentada ao sistema, devido principalmente à maior produção de exopolissacarídeos. Estes autores também constataram que elevadas cargas alimentadas ao sistema por períodos prolongados de tempo provocam problemas de sedimentação.

#### 4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam que a biomassa proveniente de um reator UASB quando aclimatada em um Reator Batelada Sequencial, adotando uma estratégia por pulsos simétricos para a alimentação e aeração, permitiu obter bons índices de remoção de DQO que se manteve em torno de 80%. Em relação à remoção de nitrogênio amoniacal, o maior percentual foi alcançado no experimento com menor quantidade de efluente in-natura e com presença de sal, 97%. Todas as medidas observadas de turbidez estão dentro dos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela Resolução 357/2005, cujo limite é de 100 NTU.

O sistema apresentou boa decantabilidade em todas as condições estudadas visto que os valores de IVL obtidos estão entre 30 - 70 mg/L, que se classificam como sedimentabilidade entre boa e ótima. Entretanto, a adição de 0,5% de sal parece conduzir a desfloculação dada a presença de flocos compactos e dispersos, fato que corrobora o aumento de turbidez

do efluente tratado. Este processo de desfloculação da biomassa é agravado conforme a relação volume de efluente in natura: volume de efluente sintético aumenta. Ou seja, apesar do desempenho do sistema aparentemente não ter sido afetado por uma carga maior do efluente in natura, a biocenose do lodo ativado foi alterada, levando a um aumento expressivo da turbidez do efluente tratado. Seriam necessários tempos maiores de aclimação para o lodo alimentado com a maior diluição e com adição de sal, para uma maior remoção de amônia.

#### 5. REFERÊNCIAS

- ABU-GHARARAH Z.H., SHERRARD J.H. Biological nutrient removal in high salinity wastewater. *J. Environ. Sci. Health*, 28, 599-613, 1993.
- APHA. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17th ed., Washington, D.C., 427-433.
- BABUSINSKI, K.; KOSCIELNIAK, H. (1995). Influence of Substrate Loading Intensity on Floc Size in Activated Sludge Process. *Water Research*, 29, 1703-1710.
- BITTON, G. *Wastewater Microbiology*, 2. ed., Ed. Wiley-Liss, New York, 1999.

- COELHO, M.A.Z. Modelagem e otimização do processo de nitrificação de efluentes em Reator Batelada Sequencial. Rio de Janeiro, 1998. Tese (Doutorado COPPE/UFRJ), Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- COELHO, M.A.Z., RUSSO, C., ARAÚJO, O.Q.F. (2000). Optimization of a Sequencing Batch Reactor for Biological Nitrogen Removal, *Water Research*, 34(10): 2809-2817.
- CORD, L. et al.; Montagem, partida e operação de uma sistema de lodos ativados. *Engenharia Ambiental – Espírito Santo do pinhal*, v.5, n.1, p. 097-115, jan/abr 2008.
- FREIRE, D.D.C., SANT'ANNA Jr. (1998). A Proposed Method Modification for the Determination of COD in Saline Waters. *Environmental Technology* 19: 1243-1247.
- GHARSALLAH, N., KHANNOUS, L., SOUISSI, N., NASRI, M. (2002). Biological treatment of saline wastewaters from marine-products processing factories by a fixed-bed reactor. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 77: 865-870.
- GINORIZ, Y.P. Aplicação de técnicas de análise de imagens no monitoramento. Rio de Janeiro, 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 3, p. 625-640, set/dez 2009
- Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos), Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- INTRASUNGKHA, N., KELLER, J., BLACKALL, L.L. (1999). Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. *Water Science & Technology* 39: 183-90.
- JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G. (1993). *Manual of the control of activated sludge bulking and foaming*, 2nd edition, Lewis Publisher, Boca Ratón.
- KARGI, F.; EKER, S. Effect of sludge age on performance of an activated sludge unit treated 2,4 dichlorophenol-containing synthetic wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 38, p. 60-64, 2006.
- MADONI, P. (1994). A sludge Biotic Index (SBI) for de evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research* 28: 67-75.
- MARCHETTO, M., et al. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon. *Brazilian Journal of Microbiology* v. 34, p. 104-110, 2003.

- MARTINS, M., NICOLAU, A., MOTA, M., LIMA, N. (2002). A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais. 10º Congresso Nacional de Saneamento Básico, Universidade do Minho, Braga.
- MENDONÇA, L. C. Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido. São Carlos, 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), UFSCar.
- MESQUITA, D. P. (2006). Monitoração e Análise de Imagem de um Reactor Descontínuo Seqüencial de Lamas Activadas, Tese M.SC., UFRJ- EQ/ Universidade do Minho, Braga, Portugal.
- METCALF & EDDY. Inc. Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.
- NAKAMURA E.M., ET AL. Study and development of LDPE/ starch partially biodegradable compounds. Journal of Materials Processing Technology. v. 162, p. 236-241, 2005.
- SOUZA, J.T.; FORESTI, E. (2000). Domestic Sewage Treatment in na Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Sequencing Batch Reactor System. Water Science and Technology 33(3): 73-84.
- SOUZA, S.M. ARAÚJO, O.Q.F., COELHO, M.A.Z. (2008) Model-based optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal, Bioresource Technology, 99, 3213–3223.
- VON SPERLING M. Lodos Ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.
- WILMES, P.; BOND P.L. The application of two-dimensional polyacrylamide gel electrophoresis and downstream analyses to a mixed community of prokaryotic microorganisms. Environmental Microbiology v.6, p.911-920, 2004.