



II-306 - ANÁLISE DE UM SISTEMA DE FLUXO ALTERNATIVO EM REATOR DE BANCADA

Amanda Regina Campos Honório ⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Católica de Brasília, UCB, Brasil. Tel: (61) - e-mail: amandaregina19@gmail.com

Damiana Loures Vieira ⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Católica de Brasília, UCB, Brasil. Tel: (61) - e-mail: ybytyra@gmail.com

Douglas José da Silva ⁽³⁾

Engenheiro de Materiais pela Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Brasil. Tecnólogo em Planejamento de Transportes pelo Centro Federal de Educação Tecnológica de Goiás, CEFET/GO, Brasil. Tel: (61) - e-mail: douglasj@ucb.br

Eluzai Rodrigues Alves ⁽⁴⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Católica de Brasília, UCB, Brasil. Tel: (61) - e-mail: eluambiental@gmail.com

Mauro Roberto Felizatto ⁽⁵⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Uberlândia. Mestre Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Tel: (61) - e-mail: maurofelizatto@caesb.df.gov.br

RESUMO

O presente trabalho consiste na análise da remoção biológica de nutrientes do efluente primário da Estação de Tratamento de Esgotos Melchior, localizado na cidade de Samambaia do Distrito Federal, por meio do monitoramento de um reator de bancada simulador do sistema *Phoredox*. O afluente foi submetido a um fluxo contínuo alternativo das fases aeróbia, anóxica e anaeróbia por um período de 46 dias. Os resultados obtidos apresentaram redução de $234,6 \pm 77,6$ mg/L para $10,92 \pm 3,59$ de DBO, $472,2 \pm 142,9$ mg/L para $33,9 \pm 9,3$ de DQO, $53,99 \pm 7,29$ mg/L para $13,03 \pm 9,23$ de TKN, $5,04$ mg/l $\pm 2,66$ para $9,34$ mg/l $\pm 5,76$ de P_t .

PALAVRAS-CHAVE: Sistema *Phoredox*. Remoção Biológica de fósforo. Nitrificação, Desnitrificação.

INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado das cidades causa desequilíbrios ambientais e poluição dos corpos d'água. Lançamentos de esgotos não tratados geram problemas relacionados à capacidade de assimilação de matéria orgânica solúvel que o curso d'água possui, pois, caso haja um aporte excessivo de nutrientes no corpo receptor, pode ocorrer depleção do oxigênio dissolvido no meio. A solubilização da matéria orgânica gera alterações das características organolépticas que acarretam custos adicionais ao tratamento de água.

A qualidade das águas superficiais apresenta relação direta com o uso que delas é feito. À medida que, por meio do uso consuntivo da água o homem transforma este recurso em água residuária, os corpos hídricos receptores passam a ser suscetíveis à poluição que degrada o meio e coloca em detrimento a capacidade de auto-depuração natural.

O aporte de nutrientes, em especial, fósforo e nitrogênio, provoca o processo de eutrofização nos corpos d'água, e, conseqüentemente, a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, ocasionando a mortandade de peixes, aumento da biomassa algal, odores indesejáveis, enfim, o desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos.

Trabalhos em escala de bancada objetivam avaliar a exequibilidade e eficácia de um processo de tratamento proposto ou que existem em escala reduzida. Esta linha de trabalho permite que a reprodução do funcionamento do sistema se aproxime ao máximo do real, através do monitoramento contínuo e controle dos parâmetros selecionados.

O objetivo básico do tratamento biológico é manter o substrato para alimentar uma cultura microbiológica e removê-la da solução. Substrato é o termo usado para denotar matéria orgânica, nutrientes e outras substâncias



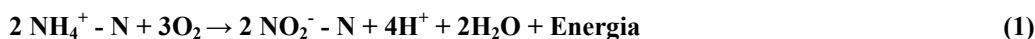
presentes nas águas residuárias. Portanto, microorganismos são usados para consumir orgânicos, nitrificar amônia, desnitrificar nitrato, e armazenar e liberar fósforo (QASIM, 1999).

Os microorganismos necessitam de outros nutrientes, além do carbono, em suas atividades metabólicas. Nitrogênio e fósforo são requeridos para o crescimento da biomassa em quantidade relativamente grandes se comparados com outros nutrientes como potássio, cálcio e magnésio; motivo pelo qual são tidos como nutrientes limitantes no controle da eutrofização. (RANDALL *et al.*, 1992).

Segundo Jordão e Pessoa (1995), o nitrogênio se apresenta na água residuária solubilizado ou em suspensão, sob as formas de amônia e nitrogênio orgânico, principalmente. A soma do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal é definida como Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

A transformação da amônia em nitritos e, posteriormente, em nitratos ocorre através da nitrificação biológica, seguida da remoção final (transformação de nitratos em nitrogênio molecular), por processo de desnitrificação biológica durante o tratamento secundário.

A transformação da amônia em nitrito é efetivada através de bactérias, como as do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a seguinte reação na equação (1):



A oxidação dos nitritos a nitratos dá-se principalmente pela atuação de bactérias, como as do gênero *Nitrobacter*, sendo expressa por:



A nitrificação implica em consumo de oxigênio, o qual deve ser computado nos requisitos totais de oxigênio. O nitrogênio orgânico, também presente no esgoto bruto, não sofre nitrificação diariamente, mas é inicialmente convertido a amônia, resultando na sua subsequente nitrificação. Assim, considera-se que o nitrogênio orgânico e o amoniacal sejam passíveis de gerarem consumo de oxigênio no processo de nitrificação. (VON SPERLING, 1997)

A Reação global da nitrificação é a soma das Equações (1) e (2):



Em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitrato), os nitratos são utilizados por microorganismos heterotróficos como o aceptor de elétron, em substituição ao oxigênio. Neste processo, denominado desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, segundo a reação na equação (4):



A remoção do nitrogênio no tratamento primário se dá através da remoção de material em suspensão. No que se refere a tratamento secundário, quando a maioria do material orgânico suspenso é transformado em amônia e outras formas inorgânicas, uma pequena parcela da amônia é assimilada pelos microorganismos.

Fósforo é encontrado nas águas residuárias em três formas principais: íon ortofosfato, polifosfatos e componentes orgânicos fosfatados. A forma deste nutriente no esgoto varia de acordo com a variação do pH. Através da decomposição da matéria orgânica, o fósforo é convertido para ortofosfatos. (METCALF e EDDY, 2003).

Dentre os maiores problemas da presença de fosfato na água podem ser citados o crescimento exacerbado da vida aquática e a eutrofização, que reduzem a qualidade e as possibilidades do uso da água. Nos sistemas de lodo ativado convencionais a remoção de fósforo se dá através da descarga junto com o lodo de excesso e no caso de esgoto doméstico é somente parcial. Em torno de 25 por cento do peso de lodo se compõem de fósforo. (VON SPERLING, 1997).

Para a remoção biológica de fósforo, devem existir zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha de tratamento, conforme apresentado na Figura 1.1. Na zona anaeróbia há o estresse bacteriano que acarreta a liberação de



fósforo nesta zona. Na zona aeróbica ocorre uma elevada assimilação de fósforo (*Luxury Uptake*) disponível no meio líquido, superior à dos requisitos metabólicos normais das bactérias. Ao se remover o lodo biológico excedente, estavam-se removendo bactérias com elevados teores de fósforo. (VON SPERLING, 1997)

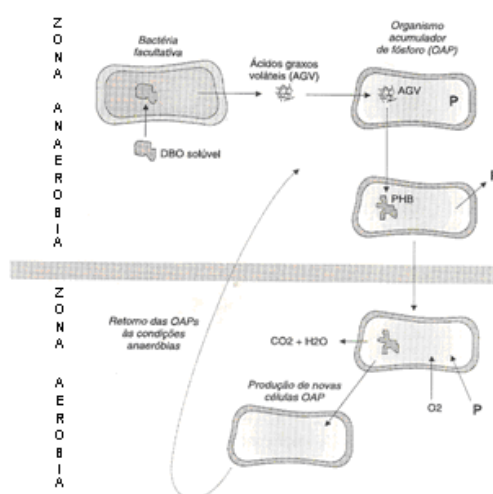


Figura 1.1: Adaptação do mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo
Fonte: (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999)

A composição da biomassa determina a quantidade de N e P. Aproximadamente 12,3% da massa sintetizada equivalem a nitrogênio e 2,6% da mesma são relativos ao fósforo. Após a respiração endógena, o resíduo celular possui cerca de 7% nitrogênio e 1 % de fósforo (Eckenfelder, 1989 *apud* Von Sperling, 1997).

Para que haja remoção da DBO (ou carbono orgânico) no sistema é necessário que este nutriente seja limitante e que os demais nutrientes estejam em concentrações acima da mínima requerida pelos microorganismos. (VON SPERLING, 1997).

O processo de lodos ativados consiste em duas fases: aeração e sedimentação dos lodos. Na primeira fase, o efluente entra no tanque de aeração. A aeração tem dupla função: fornecer oxigênio ao reator para a respiração dos microorganismos aeróbios e manter os flocos biológicos num estado continuamente agitado e em suspensão, assegurando o máximo contato entre a superfície dos flocos e o efluente, necessário para o consumo do substrato. Na segunda fase, a biomassa floculada sedimenta, deixando o efluente clarificado e virtualmente livre de sólidos em suspensão. Os novos microorganismos formados (biomassa em excesso) que são produzidos durante o processo, são removidos do compartimento de sedimentação, de forma a manter a quantidade de lodos ativados num dado valor fixo. (CAESB, 2005)

A biomassa é separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular e de sedimentar. Tal se deve à produção de uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias, protozoários e outros microorganismos, responsáveis pela remoção da matéria orgânica, em flocos macroscópicos. Os flocos possuem dimensões bem superiores às dos microorganismos e se compõem de uma substância básica gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias e protozoários, individualmente, o que facilita sua sedimentação. (CHERNICHARO, 2001)

Na fase aeróbia o carbono orgânico se converte em gás carbônico e lodo. Os tanques de aeração destinam-se a fornecer oxigênio necessário à atividade biológica.

No reator aerado ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e em determinadas condições de nitrogênio e fósforo. A biomassa utiliza o substrato presente no esgoto afluente para se desenvolver. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário é recirculada para o reator, para se manter uma desejada concentração de biomassa no mesmo, a qual é responsável pela elevada eficiência do sistema. (CHERNICHARO, 2001)

Na fase anóxica o oxigênio encontra-se combinado na forma de nitrato e nitrito, porém, não é detectado livremente, na forma de oxigênio dissolvido. Esta fase viabiliza a desnitrificação, ocorrendo a transformação de nitrato para nitrogênio gasoso.

A fase anaeróbia possui ambiente redutor, devido à ausência de oxigênio. Nesta fase o carbono orgânico é convertido em gás carbônico, metano e lodo.

O objetivo da agitação nas zonas anaeróbica e anóxica, segundo Randall *et al.*, (1992), é simplesmente manter os sólidos presentes no meio em suspensão enquanto diminui a turbulência superficial para minimizar a transferência de oxigênio da atmosfera.

Qasim (1999) reforça que cada agitador na zona anaeróbica deve prover agitação suficiente para manter o material em suspensão e que a turbulência na superfície deve ser minimizada.

A recirculação do lodo propicia o controle da concentração de bactérias em suspensão no tanque de aeração, agilizando assim o processo em 10 vezes superior à de uma lagoa aerada de mistura completa, sem recirculação. O tempo de retenção dos sólidos é denominado idade do lodo. A maior permanência dos sólidos no sistema garante a elevada eficiência dos sistemas de lodo ativados, pois a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos efluentes. (TELLES, *et al.*, 2007)

Os avanços em pesquisas na área foram responsáveis por diversas concepções de sistemas de tratamento advindas de adequações daquelas pré-existentes. Uma alternativa de combinação de reatores para remoção de nutrientes foi o sistema Bardenpho. Sua concepção se deu em 1973 por meio da adição de uma câmara anóxica posterior à aeróbia. Este arranjo se mostrou capaz de realizar a desnitrificação completa, além de remover o nitrogênio total a concentrações menores que 3 mg/L (RANDALL *et al.*, 1992).

Uma variante do sistema Bardenpho é o sistema *Phoredox* (A^2/O), o qual possui como linha de fluxo a sequência anaeróbia, anóxica, aeróbia, conforme representação esquemática apresentada na Figura 1.2. A remoção de nitrogênio ocorre principalmente por intermédio da recirculação interna da zona aeróbia para a zona anóxica. A alternância entre condições anaeróbicas e aeróbicas, necessária para a remoção do fósforo, é obtida por meio da recirculação do lodo (lodo de retorno) para a zona anaeróbia. Nesse tipo de processo existe a necessidade de uma alta eficiência de desnitrificação, pois o retorno de nitratos à zona anaeróbia pode prejudicar a remoção de fósforo. (SOARES *et al.*, 2001)

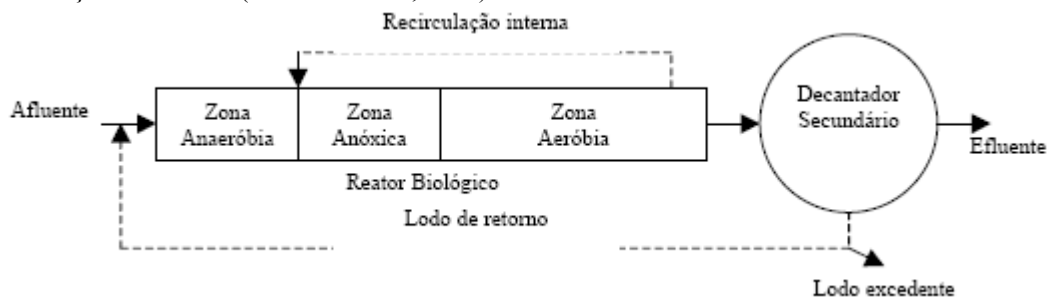


Figura 1.2: Adaptação do Processo A^2/O - *Phoredox* de remoção biológica de nitrogênio e fósforo.

Fonte: SOARES *et al.*, 2001

Os sistemas de aeração prolongada são menos eficientes quanto à remoção de fósforo do que sistemas de lodos ativados convencional (VON SPERLING, 1997).

De acordo com Van Handeel e Marais (1999), a idade do lodo ou tempo médio de residência celular (θ_c) é um parâmetro que indica o tempo médio de permanência do lodo no sistema, e é definido como a razão entre a massa de lodo no sistema e a massa descarregada diariamente.

Quando maior a idade do lodo, menor a geração do mesmo, bem como o conseqüente descarte excedente e a retirada de fósforo do sistema.



Uma desvantagem da idade do lodo muito curta é o fato de os predadores de bactérias livres não se desenvolverem. Desse modo a qualidade do efluente de sistemas com idade de lodo curto não é muito boa. O lodo ativo composto de bactérias não agregadas tende a ser descarregado junto com o efluente, conferindo uma DBO relativamente alta e uma turbidez elevada, devido à presença de colóides. Três a cinco dias consistem em uma idade do lodo ideal, porque nesta faixa as bactérias se desenvolvem muito bem, conferindo ao efluente DBO e turbidez em valores bastante reduzidos. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999)

Em um sistema de mistura completa sem recirculação de lodo o tempo de detenção hidráulica (TDH) é dado pela razão entre o volume do reator e a vazão afluente. Este parâmetro fornece o tempo de permanência do líquido no sistema (VON SPERLING, 1997).

Parte dos sólidos suspensos voláteis (SSV) produzidos diariamente constituem o lodo, sendo que essa produção é proveniente da reprodução das células que se alimentam do substrato e deve ser descartada do sistema para que este permaneça em equilíbrio. Uma pequena quantidade deste lodo é eliminada com o sobrenadante (efluente) do decantador secundário, porém, a maior parte é extraída através do lodo excedente. Vale ressaltar que os sólidos presentes no esgoto bruto (sólidos orgânicos e não biodegradáveis) contribuem também para a produção de lodo excedente (VON SPERLING, 1997).

A extração de lodo excedente pode ser feita diretamente do reator ou do efluente do reator em sistema de lodo ativado sem recirculação. Este procedimento denomina-se controle hidráulico do sistema. A concentração de lodo excedente é, neste caso, igual à concentração de sólidos suspensos (SS) no reator.

O tempo de retenção dos sólidos é denominado tempo de retenção celular ou idade do lodo, a qual é definida como a relação entre a quantidade de lodo biológico existente no reator e a quantidade de lodo biológico removida do sistema de lodos ativados por dia.

Este presente trabalho tem o principal objetivo, de analisar a eficiência de remoção biológica de nutrientes do efluente primário da Estação de Tratamento de Esgotos Melchior, localizada na cidade de Samambaia do Distrito Federal, por meio do monitoramento de reator de bancada.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado na Estação de Tratamento de esgotos Melchior, localizada no Km 53 DF 180/BR 060, conforme a figura 2. Iniciou-se no dia 28 de setembro de 2008, operando até 12 de novembro do mesmo ano, perfazendo 46 dias de monitoramento.



Figura 2.1: Imagem da Área de Estudo

Fonte: Google Earth

O sistema de bancada utilizado foi dimensionado segundo Reynolds e Richards (1995). A estrutura do reator é composta por dois compartimentos com dimensões apresentadas na Figura 2.2.

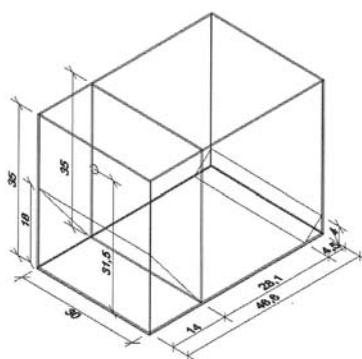


Figura 2.2: Desenho isométrico do reator sem escala e dimensão em centímetro (cm)

Fonte: (PAULINO, 2007)

O reator possui base de 44,6 cm, sendo que câmara principal possui 26,1cm e o decantador secundário, 14 cm de comprimento; largura de 30,0cm, e altura de 31,5cm.

A parede frontal externa da câmara do decantador secundário possui inclinação de 30°, visando facilitar o retorno do lodo sedimentado à câmara do tanque de aeração.

A saída do efluente é feita através de um orifício com 10 mm de diâmetro situado a uma altura de 31,5 cm (RICHARDS e REYNOLDS 1996, *apud* PAULINO, 2007).

A Figura 2.3 mostra a estruturação dos equipamentos utilizados no experimento.



Figura 2.3: Fotografia do reator em escala de bancada.

Legenda: 1-timer digital, 2-Bomba peristáltica, 3-compressores de ar, e 4- bomba de circulação e 5-difusores de ar.

No reator, que possui a capacidade de armazenamento de 40l, foi colocado lodo do tratamento secundário da ETE Melchior, e em seguida, iniciou-se a ativação do lodo. Neste procedimento foi necessário submetê-lo à aeração por 24h.

Posteriormente, o esgoto passou a ser bombeado, permitindo assim, a reprodução e desenvolvimento da biomassa através do consumo do substrato presente no esgoto afluente.

Utilizou-se dois reservatórios (afluente e efluente), cada qual possuindo capacidade de 65 litros.

A entrada de esgoto afluente foi promovida com uma mangueira fixada com duas ventosas na parede oposta à chicana. Para o bombeamento do afluente, foi utilizada uma bomba peristáltica de potência de 50 W, ajustada a uma vazão média de 1,4 L/h.



A oxigenação do meio foi realizada com o uso de dois compressores de ar ligados a dois difusores de borracha. Os difusores, que são flexíveis e ajustáveis, foram instalados na base do reator.

Para manter os sólidos em suspensão durante as fases anóxica e anaeróbica usou-se uma bomba de potência equivalente a 6 W, com capacidade de 3000 L/h. Esta foi fixada na parede da chicana ajustável do reator. A fixação foi possível por meio da atração magnética da base da bomba e um ímã, acessório da mesma. A escolha do local de fixação da bomba foi feita nos dias iniciais, nos quais observou-se o quanto a agitação e a posição da peça interferiam na decantação dos sólidos dentro do reator, bem como o quanto o lodo decantado se revolvia e afetava o clarificado.

A disposição das fases do presente trabalho é aeróbia, anóxica e anaeróbica, a qual constitui uma ordem divergente àquela proposta pelo sistema *Phoredox*.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) do Sistema de Fluxo Alternativo da ETE Melchior, Unitank[®] é de 22,4 horas, o qual se subdivide em 17,9 horas para fase aeróbia, 2,9 horas e 1,55 horas para fase anóxica e anaeróbica, respectivamente.

Para o presente trabalho, o TDH de cada fase foi dividido em três períodos, sendo que cada um destes designou um ciclo de 7,46 horas. A permanência do líquido, em cada ciclo, sob as condições aeróbicas foi de 6 horas e 24 minutos, sob condições anaeróbicas, 33 minutos e na fase anóxica, 1 hora e 24 minutos. A duração da fase aeróbia foi programada através de um timer digital, o qual permitiu a adequação do tempo desta fase de acordo com o TDH do processo desenvolvido pela ETE.

A equação utilizada para o cálculo para determinação do descarte de lodo excedente no reator é mostrada na equação (5).

$$\theta = M_{xt}/M_{et} \quad (5)$$

Na equação 1 θ é a idade do lodo, calculada em dias, M_{xt} é a massa de lodo no sistema, em mg/L e M_{et} é a descarga diária do lodo em excesso, em mg/d.

Fez-se necessária a descarga diária de aproximadamente 67 mg/L de lodo de excesso, de acordo com os cálculos da equação (6).

$$46 \text{ d} = \frac{2.078 \text{ mg/L}}{M_{et}} = 66.9 \text{ mg/L/d} \quad (6)$$

A descarga diária correspondente à concentração de lodo encontrada na equação (6) foi de 21,76 ml da mistura, aproximadamente, 22 ml.

Como o volume de entrada foi equivalente ao de saída, o cálculo do TDH foi feito por meio da fórmula (7).

$$TDH = V/Q \quad (7)$$

Para o cálculo do tempo de detenção hidráulica, fórmula (7), TDH é o tempo de detenção hidráulica, em horas, V é o volume do reator, calculado em litros, e Q é a vazão de entrada, em L/h.

O tempo de detenção hidráulica calculado e aplicado ao sistema foi de aproximadamente 28 horas, de acordo com o cálculo mostrado na equação (8).

$$TDH = \frac{40 \text{ L}}{1.43 \text{ L.h}^{-1}} = 27,97 \text{ h} \quad (8)$$

A idade do lodo fornece o tempo de permanência dos sólidos no sistema, ao passo que a permanência do líquido no sistema, o TDH, é obtida pela razão do volume do reator e a vazão afluente.

O Sistema de Fluxo Alternativo da ETE Melchior possui tempo de permanência do líquido de 29 horas.



Von Sperling (1997) compara o tempo de detenção hidráulica com a idade do lodo. As equações 9, 10 e 11 ilustram as fórmulas utilizadas pela citada referência.

A equação (9) foi utilizada para calcular o tempo de detenção hidráulica.

$$TDH=V/Q \quad (9)$$

A idade do lodo, segundo a equação (10), pode ser simplificada como sendo a relação entre o volume e a vazão.

$$\theta_c = (X_v.V)/(X_v.Q) \quad (10)$$

$$\theta_c = V/Q$$

Comparando-se TDH com θ_c , foi admitido que o tempo de detenção hidráulica é equivalente à idade do lodo, segundo a equação (11).

$$TDH = \theta_c \quad (11)$$

A mínima potência requerida pelo sistema para promover a agitação foi calculada pela equação (12).

$$P/V = 0.00094 (\mu)^{0.3} (MLSS)^{0.298} \quad (12)$$

Para o cálculo da mínima potência requerida pelo sistema, equação (12), MLSS foram os sólidos suspensos no meio agitado, em mg/L, μ , a constante referente à viscosidade absoluta do meio, em cp e P/V foi a potência requerida para agitação, em kW/m³.

Aplicando-se o cálculo da mínima potência requerida, de modo a evitar a ocorrência da decantação dos sólidos durante as fases anaeróbica e anóxica do reator estudado, assumiu-se os valores para μ de 0,884696 cp, a uma temperatura média de 28°C e MLSS de 3.078 mg/l. O valor encontrado da potência requerida pelo sistema foi de 0,01 kW/m³.

Objetivando estabelecer comparação deste parâmetro operacional entre o reator de bancada e a escala real, a potência requerida para agitação no Sistema de Fluxo Alternativo da ETE Melchior foi calculada. Os valores assumidos foram de 0,884696 cp para μ e de 126.900 Kg/m³, para MLSS. O resultado encontrado foi de 0,03 KW/m³.

Para evitar a decantação dos sólidos presentes no reservatório afluente, foi utilizada uma bomba de potência de 6 W com a capacidade de 5.000 L/h. A fixação da mesma foi feita no fundo do reservatório através de ventosas presentes em sua base.

Amostras afluente e efluente foram submetidas às análises laboratoriais seguindo os métodos conforme a tabela 2.1. Os parâmetros analisados foram: pH, Turbidez, Sólidos Suspensos Totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Fósforo Total Filtrado, Ortofosfatos, Nitrogênio Total de Kjeldhal (TKN), Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito e Coliformes Totais. Os procedimentos das análises basearam-se nas recomendações presentes no *Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater 1999* 20ª ed.



Tabela 2.1: Descrição dos métodos analíticos empregados nas análises

Parâmetro	Método Analítico
DQO	Método de Digestão do reator
DBO	Método Respiratório simplificado -OXITOP
Turbidez	Método Nefelométrico
pH	Método Potenciométrico
S.S.T	Gravimétrico/Balança analítica precisão de 0,0001g
NH ₄	Nesslerização Direta
TKN	Método Kjeldahl
P _t	Digestão K ₂ S ₂ O ₈ 5% H ₂ SO ₄ (3:1)
P filtrado	Digestão K ₂ S ₂ O ₈ 5% H ₂ SO ₄ (3:1)
Ortofosfato	Cloreto Estanoso
Coliforme Total	Método Colilert
Nitrito	Método Redution Cadminun
Nitrato	Método Ferrous Sulfate
Nitrogênio Amônical	Método Nessler

As análises foram realizadas de três vezes por semana, com exceção dos parâmetros SST e Coliformes totais.

Para subsidiar comparação entre os resultados obtidos no presente trabalho e a Resolução CONAMA n° 357/05, os valores máximos permissíveis utilizados são válidos para corpos d'água Classe 2.

RESULTADOS

São apresentados, por meio de gráficos os valores obtidos das análises dos seguintes parâmetros: pH, Turbidez, Sólidos Suspensos Totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Fósforo Total Filtrado, Ortofosfatos, Nitrogênio Total de Kjeldhal, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito e Coliformes totais. Para os parâmetros Turbidez, Sólidos Suspensos Totais, pH e Coliformes totais foram realizadas análises apenas do efluente, dos demais parâmetros foram quantificadas concentrações de afluente e efluente.

DBO

A Figura 3.1 apresenta as concentrações de DBO durante o período monitorado.

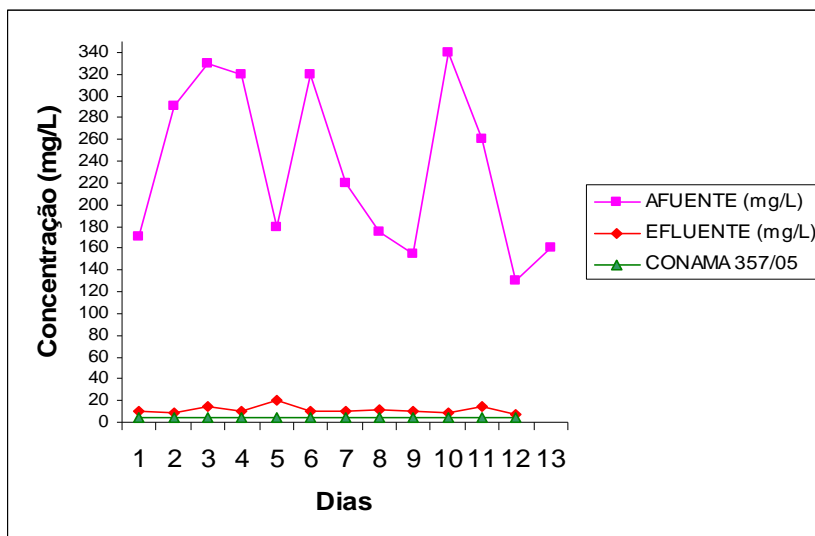


Figura 3.1: Concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio

Analizando a Figura 3.1 pode-se observar que os valores médios encontrados de DBO foram de 234,6 mg/L ($\pm 77,6$) e 10,92 mg/L ($\pm 3,59$), para afluente e efluente respectivamente. Os valores médios encontrados na ETE Melchior foram 221,9 mg/L para afluente e 26,5 mg/L para efluente. Comparando estes valores com os dados obtidos, verificou-se que houve maior remoção no sistema proposto. Segundo Rybicki (1997) uma dada planta cujo sistema utilizado é *Phoredox* apresentou DBO afluente e efluente de 220 mg/L e 8 mg/L. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05, o padrão de lançamento para o corpo d'água classe 2 é de 5 mg/L.

DQO

A Figura 3.2 as concentrações de DQO durante o período monitorado.

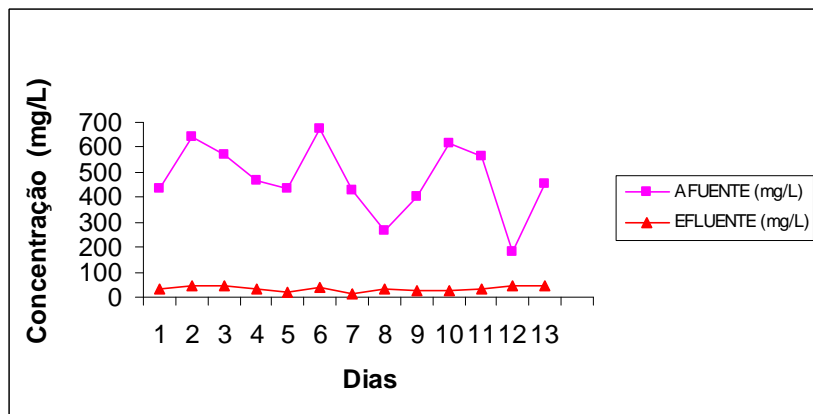


Figura 3.2: Concentração de Demanda Química de Oxigênio

Analizando a Figura 3.2 pode-se observar que os valores médios encontrados de DQO foram de 472,2 mg/L ($\pm 142,9$) e 33,9 mg/L ($\pm 9,3$) para afluente e efluente respectivamente. Os valores médios encontrados na ETE Melchior foram de 261,73 mg/L para afluente e 47,27 mg/L para efluente. Segundo Metcalf e Eddy (2003), a relação DQO/P de valores efluente para sistemas tipo *Phoredox* deve estar na faixa de 26 a 34. O valor de DQO/P encontrado para o presente trabalho foi de 6,8; menor que o mínimo estabelecido. A concentração de fósforo pode ser o motivo do valor desta relação ter sido baixa. Diante dos resultados obtidos, a eficiência de remoção de DQO do sistema proposto foi melhor que a apresentada pela ETE.



NITROGÊNIO AMONIAL

A Figura 3.3 apresenta as concentrações de Nitrogênio Amoniacal durante o período monitorado.

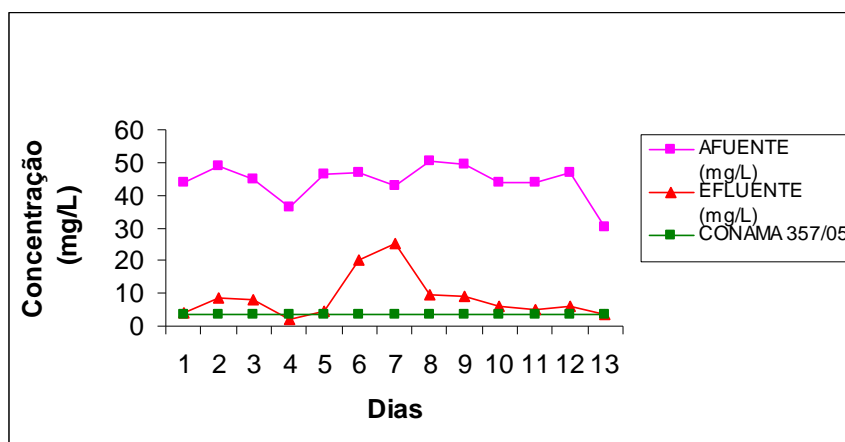


Figura 3.3: Concentração de Nitrogênio Amoniacal

Os valores médios encontrados de Nitrogênio Amoniacal foram de 44,24 mg/L ($\pm 5,53$) e 8,65 mg/L ($\pm 6,72$), para afluente e efluente respectivamente. Os valores médios encontrados na ETE Melchior foram 36,9 mg/L para afluente e 16,45 mg/L para efluente. Comparando estes valores com os dados obtidos, pode-se concluir que houve maior remoção no sistema proposto. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05, o padrão de lançamento para o corpo d'água classe 2 é de 3,7 mg/L N para $\text{pH} \leq 7,5$.

NITROGÊNIO TOTAL DE KJELDAHL (TKN)

A Figura 3.4 apresenta as concentrações de TKN durante o período monitorado.

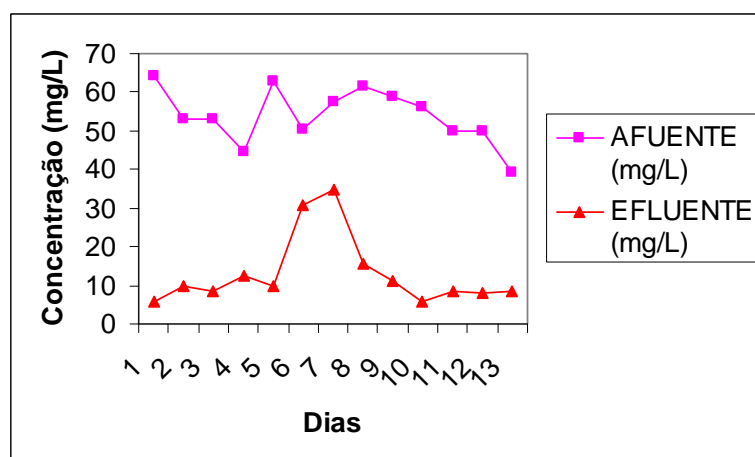


Figura 3.4: Concentração de Nitrogênio Total de Kjeldahl (TKN)

Os valores médios encontrados de TKN foram de 53,99 ($\pm 7,29$) mg/L e 13,03 mg/L ($\pm 9,23$), para afluente e efluente respectivamente. Os valores médios encontrados na ETE Melchior foram 59,59 mg/L para afluente e 24,83 mg/L para efluente. Comparando estes valores com os dados obtidos, pode-se concluir que houve maior remoção no sistema proposto.

NITRITO

A Figura 3.5 apresenta as concentrações de Nitrito durante o período monitorado.

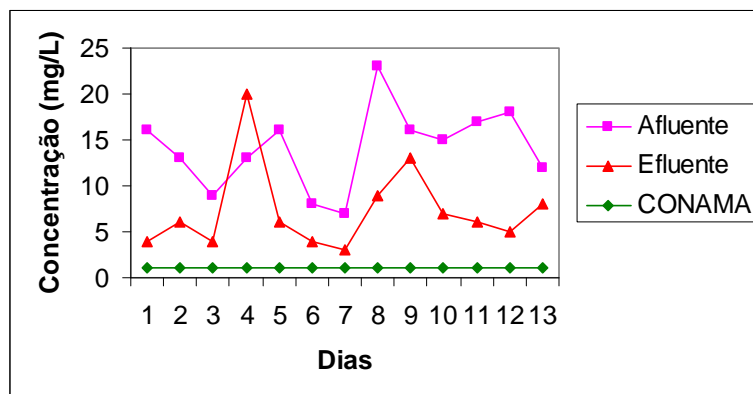


Figura 3.5: Concentração de Nitrito

Os valores médios encontrados de Nitrito foram de 14,08 mg/L ($\pm 4,42$) e 7,31mg/L ($\pm 4,64$), para afluente e efluente respectivamente. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05, o padrão de lançamento para corpos d'água classe 2 é de 1mg/L.

NITRATO

A Figura 3.6 apresenta as concentrações de Nitrato durante o período de operação do sistema.

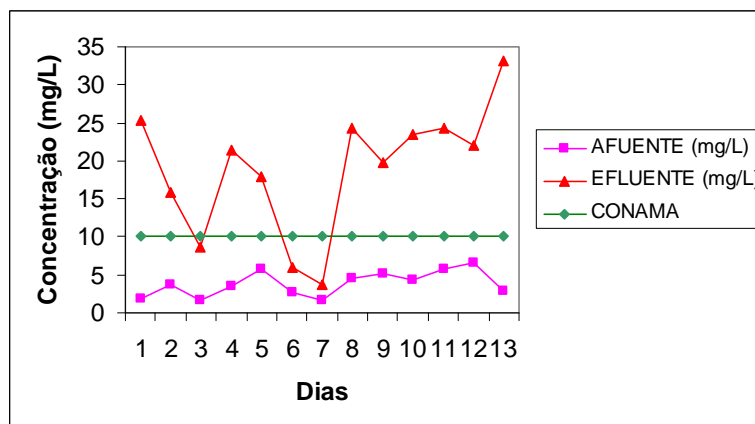


Figura 3.6: Concentração de Nitrato

Os valores médios encontrados foram de 3,8 mg/l ($\pm 1,7$) para afluente e 18,9 mg/L ($\pm 8,4$) para efluente, mostrando significativo aumento da concentração deste parâmetro. De acordo com VON SPERLING, 1997, para relação das concentrações afluentes de DQO/TKN > 13 o processo Phoredox é indicado, havendo assim, remoção de nitrato por completo. Com os resultados obtidos no presente trabalho, DQO/TKN foi de 8,75, o que comprova o aumento da concentração efluente de nitrato, ou seja, a desnitrificação não foi promovida no sistema. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05, o padrão de lançamento para o corpo d'água classe 2 é de 10mg/L.

FÓSFORO TOTAL

A Figura 3.7 apresenta as concentrações de Fósforo Total durante o período de operação do sistema.

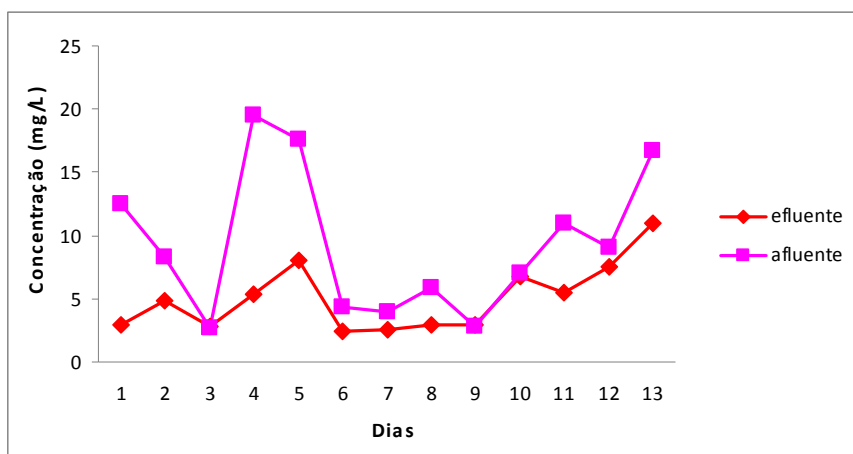


Figura 3.7: Concentração de Fósforo Total

Os valores médios do afluente e efluente foram de 9,34 mg/l ($\pm 5,76$) e 5,04 mg/l ($\pm 2,66$). Houve uma redução entre as concentrações inicial e final maior se comparado ao fósforo filtrado total, parâmetro que mede o fósforo dissolvido, solubilizado. Os valores médios apresentados pela ETE são de 5,6 mg/l para efluente e 7,4 mg/l afluente. A relação DBO/Pt de valores afluente deve ser de no mínimo 20:1 (Ribick, 1997). A relação DBO/Pt encontrada para os valores apresentados foi igual a 25. A Resolução CONAMA 357/05 admite valores máximos de 0,05 mg/l.

FÓSFORO FILTRADO

A Figura 3.8 mostra as concentrações afluente e efluente de Fósforo Total Filtrado.

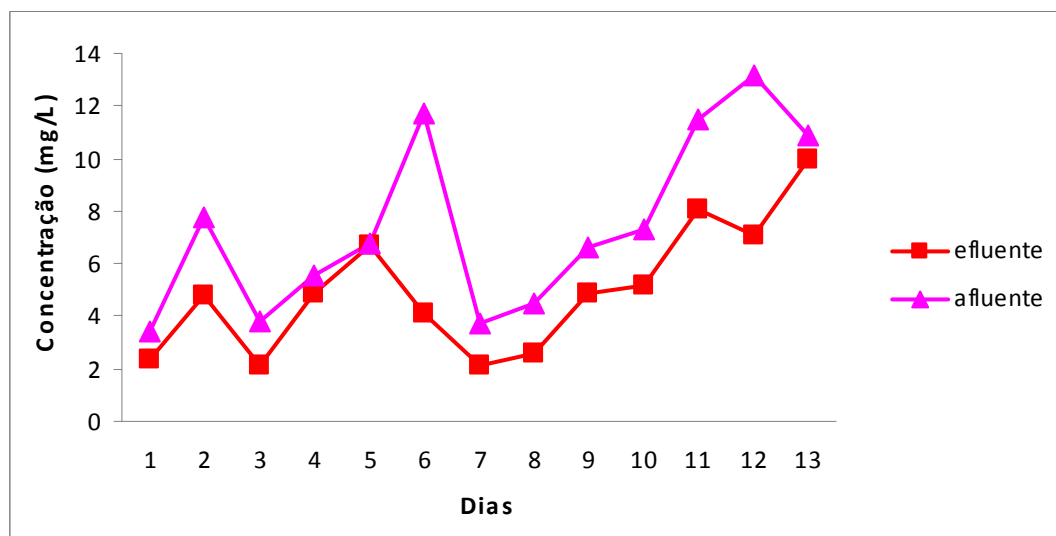


Figura 3.8: Concentração de Fósforo Filtrado

Os valores médios afluente e efluente foram de 7,2 mg/L ($\pm 3,33$) e 5,1 mg/L ($\pm 2,38$), respectivamente. Estes valores demonstram uma eficiência abaixo da esperada e uma variação de concentrações afluente e efluente baixa. A concentração média efluente da ETE é de 6,4 mg/L.

ORTOFOSFATOS

A Figura 3.9 apresenta as concentrações de Ortofosfatos do afluente e efluente.

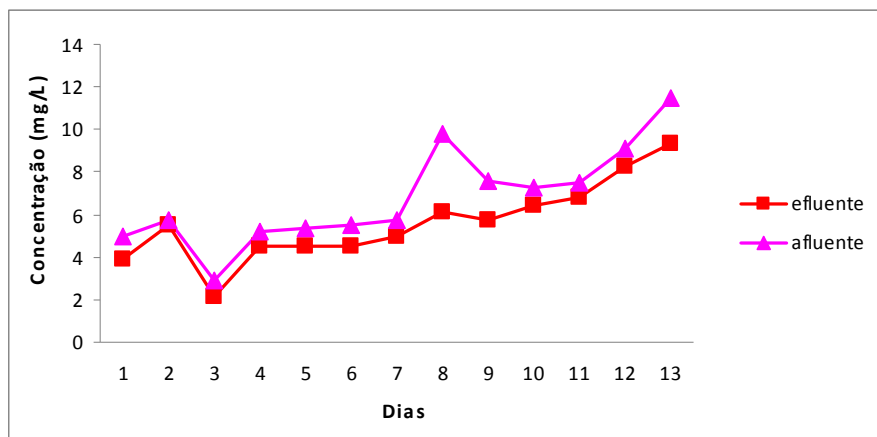


Figura 3.9: Concentração de Ortofosfatos

Os valores médios de ortofosfatos no afluente foram de 6,8 mg/L ($\pm 2,3$) e no efluente, 5,6 mg/L ($\pm 1,9$). A concentração média efluente da ETE é de 4,7 mg/L. Uma dada planta que utiliza o sistema *Phoredox* apresenta valor afluente de 9,5 g/m³ e efluente 2,4 g/m³.

pH

As leituras de pH apresentaram valores médios de 6,99 e 6,09 para afluente e efluente, respectivamente. O valor máximo deste parâmetro no efluente foi de 7,08 e mínimo de 5,01. Para o afluente, o máximo valor foi de 7,18 e mínimo de 6,59. Segundo Downing (1978), *apud* VON SPERLING, 1997, a nitrificação é otimizada com pH na faixa de 7,2 a 8,0. Vale salientar que a nitrificação causa redução do pH. A Resolução CONAMA n° 357/05 estabelece faixa de valores de pH entre 6 e 9. Portanto, os valores de pH do efluente médios encontrados estão de acordo com o estabelecido.

TURBIDEZ

A Figura 3.11 os valores de Turbidez durante o período monitorado.

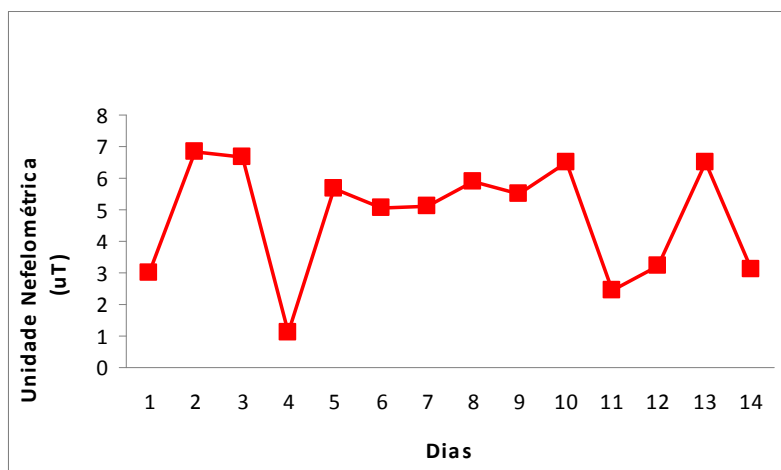


Figura 3.11: Turbidez (uT)

Os valores médios encontrados para turbidez foram de 8,24 ($\pm 9,98$). A Resolução CONAMA n° 357/05 estabelece 100 UNT como valor máximo de lançamento.



COLIFORME TOTAL

A Figura 3. 12 apresentam os valores de Coliformes Totais durante o período monitorado.

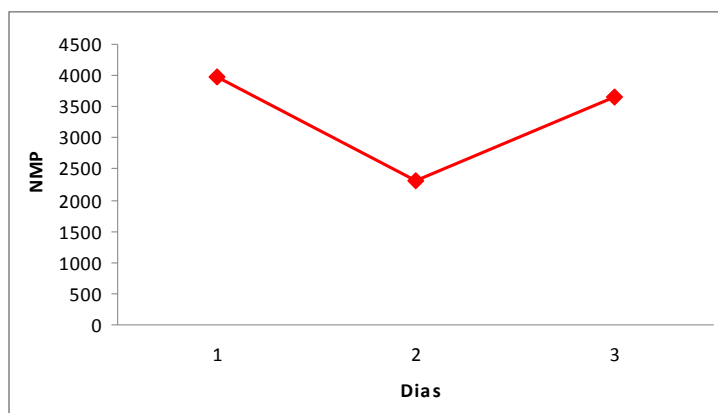


Figura 3.12: Coliforme Total

O valor médio encontrado foi de 3.310 NMP. A Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece que o máximo permissível no efluente é de 1.000 coliformes por 100 ml em 80% das amostras analisadas. De acordo com Von Sperling (1997), os processos desenvolvidos em sistemas de lodos ativados quanto à remoção de coliformes, a eficiência é baixa e não atende aos requisitos de qualidade de lançamento nos corpos receptores em decorrência de os tempos de detenção das unidades em tais sistemas serem reduzidos.

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

A Figura 3.13 apresenta as concentrações de Sólidos Suspensos Totais durante o período monitorado.

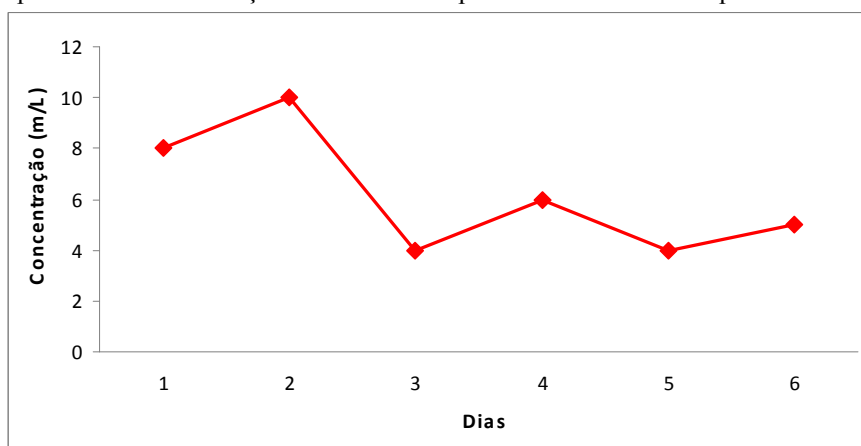


Figura 3.13: Concentração de Sólidos Suspensos Totais

O valor médio encontrado para sólidos suspensos totais foi de 6,16 mg/L ($\pm 2,19$). Em uma planta que aplica a ordem de fluxo anaeróbia, anóxica e aeróbia os valores médios de concentração de sólidos suspensos totais é de 10 mg/L

CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Durante o monitoramento do tratamento desenvolvido pelo reator houve formação de lodo filamentoso no decantador secundário, fenômeno conhecido por *bulking*. Isto pode ocorrer em função da formação de gases na parte inferior da câmara, que é inclinada, favorecendo acúmulo de lodo, e, conseqüentemente, de gases, como metano. O lodo decantado pode vir à superfície com o desprendimento destes gases. Outros fatores que



se relacionam à flotação do lodo são o desenvolvimento de organismos filamentosos, que não favorecem a decantação, bem como pela presença de substâncias tóxicas ao tratamento.

Diante dos resultados obtidos pode-se concluir que o houve remoção satisfatória de matéria orgânica, porém, fazem-se necessárias análises mais aprofundadas no que tange à remoção de fósforo e à desnitrificação, visto que a remoção de nitrogênio não ocorreu.

O aumento de nitratos no meio pode ser explicado por vários fatores intervenientes na desnitrificação, como pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas no afluente.

A remoção de fósforo alcançada não apresentou a eficiência esperada para um sistema de remoção de nitrogênio e fósforo. Uma das explicações pode se basear na entrada de nitrato na zona anaeróbia, prejudicando a capacidade de remoção de fosfatos do sistema.

Recomendamos que o trabalho proposto seja reformulado de maneira a simular o sistema *Phoredox* de acordo com a configuração de suas fases, ou seja, submeter um afluente ao tratamento com as fases anaeróbia, anóxica e aeróbia, respectivamente; pois sob esta configuração, o reator anaeróbio recebe o lodo de retorno e permite que, quando a remoção do nitrato não for completa, ocorra redução do material orgânico rapidamente biodegradável, e conseqüentemente, diminuição da concentração de fósforo passível de remoção.

As desvantagens do sistema *Phoredox* é que a recirculação de nitrato pode não funcionar, a desnitrificação, conseqüentemente, pode ser incompleta e há tendência de formação de lodo filamentoso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRASIL. Resolução CONAMA nº. 357 de 17 de março de 2005, Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
2. CAESB – Companhia de Saneamento do Distrito Federal. **Ficha Técnica da ETE Melcior**.2005
3. CHERNICHARO, Carlos augusto de lemos, *et al.* **Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001,544p.
4. IMHOFF, Karl; IMHOFF, Klaus R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: E. Blücher, 2000. 301 p.
5. JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda.**Tratamento de esgotos domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental – ABES, 1995.683p.
6. METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: Treatment and reuse**. 4th ed., Boston: McGraw-Hill, New York, USA, 2003. 1819p.
7. PAULINO, Pedro Ivo Garcia. **Estudo da tratabilidade de águas residuárias domésticas por meio do processo de lodos ativados**. Brasília.2007. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília,2007.
8. QASIM, Syed R., **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**. Florida: CRC Press, 1999. 1107 p.
9. RANDALL, Clifford W., BARNARD, James L., STENSEL, David H. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal**. Pensilvânia: Technomic Publishing Company. 1992. 420 p.
10. RYBICKI, Stanislaw. **Phosphorus Removal From Wastewater: a literature review**. Estocolmo: Vetenskap Och Konst, 1997.106 p.
11. SOARES, Sérgio Rodrigues Ayrimoraes; MACHADO, Adalete Figueiredo Machado; OLIVEIRA, Dennys Rodrigues Oliveira; BERNARDES, Ricardo Silveira. **Perfil respirométrico de reator biológico em sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa-PB.
12. TELLES, Dirceu; COSTA, Regina Helenna Pacca Guimarães. **Reuso de água: conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Blücher, 2007. 255p.
13. VAN HAANDEL, Adrianus; MARAIS, Gerrit. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e Operações**. Campina Grande, 1999. 488p.
14. VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 415 p.
15. _____. (1997). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 4. Lodos Ativados. 406 p