

II-457 – DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS PARA MODELAGEM DE ETES COMPOSTAS POR UASB + LODO ATIVADO APLICADAS EM REGIÕES DE CLIMA QUENTE

Jéssica Ysabelly Torres Alves⁽¹⁾

Engenheira Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Mestranda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Carolina Tavares Paula⁽²⁾

Engenheira Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Doutoranda em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

Hélio Rodrigues dos Santos⁽³⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Mestre e Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Professor Adjunto da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Silvânia Lucas dos Santos⁽⁴⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande. Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba. Professora Adjunta da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Endereço⁽¹⁾: Rua Mykonos, 46 – Rosa dos Ventos - Parnamirim - RN - CEP: 59141-330 - Brasil - Tel: +55 (84) 99478-9252 - e-mail: jessica_ysabelly@hotmail.com

RESUMO

Uma das tecnologias mais difundidas para o tratamento biológico de efluentes domésticos e industriais é o processo de lodo ativado (LA), devido, principalmente, à elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área. Dentre as configurações existentes, o sistema de lodo ativado empregado no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (UASB+LA) tem sido largamente utilizado em regiões de clima quente, uma vez que permite economia na aeração, menor produção de lodo e obtenção de lodo excedente já estabilizado, conduzindo a economia no seu tratamento. No entanto, esta configuração altera a composição do substrato afluente o que promove mudanças na cinética de degradação, em relação aos sistemas de LA clássicos, uma vez que a matéria orgânica disponível no efluente do reator anaeróbico é geralmente menos assimilável pelas bactérias heterotróficas que a do esgoto bruto. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo determinar os parâmetros (coeficientes estequiométricos e frações da DQO) para a modelagem de ETES com a configuração UASB + lodo ativado em regiões de clima quente, com vista à aplicação na fase de projeto e/ou no controle de sistemas de lodo ativado precedido de reator UASB. Para tal, foram realizados testes respirométricos, técnica baseada na medição do consumo de oxigênio por parte dos microrganismos, induzido pela adição de substrato. Os resultados mostraram que o reator UASB promoveu a redução da parcela facilmente assimilável e o aumento da parcela solúvel inerte da DQO total, o que refletiu em menores taxas de remoção desse substrato. Além disso, espera-se que o estabelecimento bem-sucedido dos coeficientes estequiométricos e das frações de DQO forneça uma referência útil para simulações matemáticas para estações com proposta de tratamento similares.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo Ativado, Reator UASB, Respirometria, Fracionamento da DQO, Constantes Cinéticas.

INTRODUÇÃO

A otimização de sistemas de lodo ativado (OSLA) exige o ajuste de uma série de parâmetros operacionais que, devido à complexidade dos fenômenos bioquímicos que ocorrem de forma simultânea e interdependente nesses sistemas, apresentam grande dificuldade para serem controlados, tornando a definição de estratégias operacionais em sistemas de lodo ativado (SLA) difícil e laboriosa, mesmo para especialistas (HREIZ; LATIFI; ROCHE, 2015). Dentre os parâmetros operacionais mais importantes para os SLA, destacam-se: relação alimento/microrganismo (A/M), idade do lodo (θ_c), concentração de sólidos em suspensão voláteis no tanque

de aeração (X_v), a vazão de lodo excedente (Q_{ex}) e as razões de recirculação, tanto do lodo como de nitrato (em sistemas com remoção biológica de nitrogênio por pré-desnitrificação).

Na prática, o principal interesse da OSLA é poder prever os valores das concentrações presentes no efluente final, tanto da matéria orgânica, como do material nitrogenado, bem como a produção de lodo a ser removido, em função das condições operacionais do sistema (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Essas condições operacionais são rigorosamente influenciadas por parâmetros estequiométricos da biomassa, os quais caracterizam a produção de lodo no sistema, e que, por sua vez, sofrem interferência de como a DQO afluente é fracionada. Tais frações se apresentam em forma de substrato biodegradável, dividido em rapidamente e lentamente biodegradável (S_s e X_s , respectivamente); e a parcela inerte solúvel (S_I) e inerte particulada (X_I).

Neste sentido, sendo a composição do substrato um fator importante na OSLA, uma vez que a parcela biodegradável é a que efetivamente participa das reações bioquímicas, determinadas configurações que alteram as características da água residuária podem trazer mudanças nos aspectos cinéticos de remoção do substrato orgânico, bem como na produção de sólidos. Uma dessas configurações consiste na utilização de reator UASB (*Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*) a montante do sistema de lodo ativado, sistema atualmente muito empregado, principalmente em regiões de clima quente (CAO; ANG, 2009; MOHARRAM; ABDELHALIM; ROZAIK, 2017; SOUSA; FORESTI, 1996). A aplicação de tais sistemas gera uma economia considerável para a aeração do SLA, com consequente diminuição na produção de lodo. Além de promover a estabilização do lodo, o reator UASB não exige equipamentos sofisticados para sua operação, sendo, portanto, de fácil operação e manutenção.

Alguns estudos já estabelecem valores para alguns coeficientes estequiométricos em SLA precedidos de reatores anaeróbios (BRITO, 2006; COLETTI; DANIEL; POVINELLI, 1997; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), como o coeficiente de respiração endógena (b_H) e o coeficiente de produção celular (Y). No entanto, a experiência de otimizar esses sistemas ainda é limitada em estações em escala real instaladas em regiões de clima tropical e com esgoto proveniente de tratamento anaeróbio, uma vez que tais parâmetros são dependentes tanto do esgoto afluente, como da temperatura (ELAWWAD; ZAGHLOUL; ABDEL-HALIM, 2016; KAPPELER; GUJER, 1992). Em razão disso, a influência da temperatura torna-se ainda mais significativa no nordeste brasileiro, onde a temperatura do esgoto tipicamente permanece em torno de 30 °C, mesmo nos meses mais frios. Por este motivo, os critérios operacionais adotados em sistemas UASB seguido de lodos ativados nessas regiões frequentemente são inadequados, gerando efluentes com qualidade prejudicada, tanto na remoção de matéria orgânica quanto de nitrogênio, além de condições operacionais instáveis nas ETEs.

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo determinar os parâmetros (coeficientes estequiométricos e frações da DQO) para a modelagem de ETEs com a configuração UASB + lodo ativado em regiões de clima quente, com vista à aplicação na fase de projeto e/ou no controle de sistemas de lodo ativado precedido de reator UASB.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a determinação dos parâmetros (coeficientes estequiométricos e frações da DQO) de sistema UASB seguido de sistema híbrido de lodo ativado em plena escala, foram realizados ensaios respirométricos em laboratório com o lodo biológico do reator aerado, bem como análises físico-químicas.

Para tal, as amostras de licor misto foram submetidas a ciclos de aeração e não aeração com adições de substrato (amostras compostas por alíquotas da água residuária afluente ao SLA). Com o consumo de oxigênio dissolvido pelas bactérias heterotróficas, induzido pela adição do substrato, foi medida a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) a cada término do período de não aeração. Para cada adição efetuada, foi obtido um gráfico com uma série de valores de TCO (perfil respirométrico). Os testes foram realizados com a utilização de respirômetro, equipamento capaz de automatizar todas as etapas do ensaio.

Com os dados de TCO e análises de DQO e sólidos suspensos voláteis (SSV), foram, então, determinados os coeficientes de produção celular do lodo (Y_{STO} e Y_{OBS}) e o fracionamento da DQO afluente por equações de balanço de massa.

DESCRIÇÃO DA PLANTA DE TRATAMENTO

A pesquisa foi desenvolvida na ETE Dom Nivaldo Monte (mais conhecida localmente como ETE do Baldo). A ETE é composta por reatores UASB seguidos de sistema de lodo ativado convencional com pré-desnitrificação e biodiscos rotativos nos reatores aerados (Figura 1). O afluente é exclusivamente de origem doméstica, com vazão média de 30.000 m³/d, atendendo 250 mil habitantes do município de Natal.

O sistema é composto por duas linhas de tratamento que funcionam em paralelo, com tratamento preliminar único. Cada linha opera com 4 reatores UASB, uma câmara anóxica para pré-desnitrificação, seguida de unidade de aeração com 16 biodiscos rotativos, compostos por eletrodutos corrugados como material suporte, apresentando uma área superficial de 10.400m²/biodisco, para formação do biofilme; decantador secundário e desinfecção por ultravioleta.

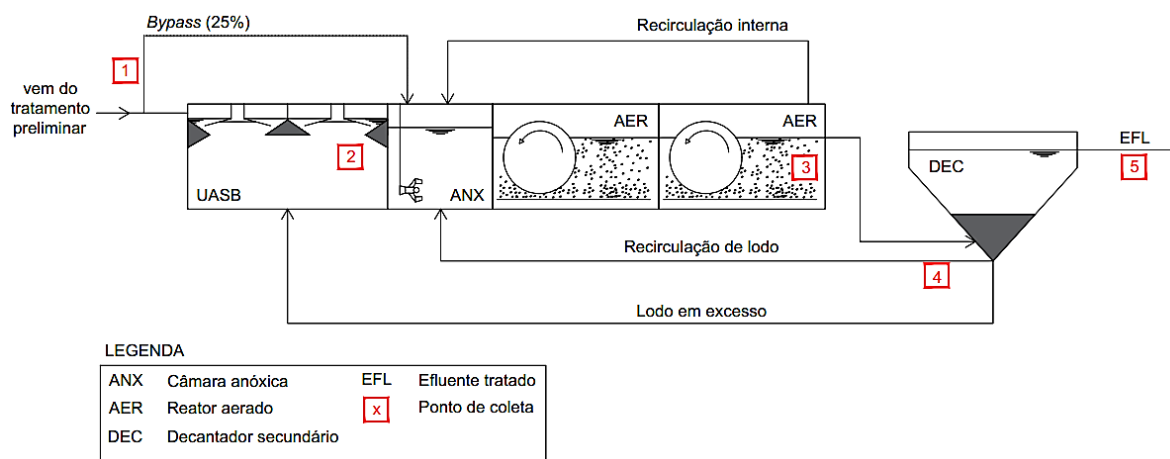


Figura 1: Configuração do sistema de tratamento secundário da ETE Dom Nivaldo Monte

Na Tabela 1 encontram-se resumidas as condições médias de operação mantidas durante o período de monitoramento.

Tabela 1: Resumo das condições de operação mantidas durante o período de monitoramento.

Vazão afluente total média (m ³ /d)	32.669
Vazão afluente média por linha (m ³ /d)	16.335
Vazão afluente média dos reatores UASB (75%) (m ³ /d)	12.251
Vazão média do by-pass (25%) (m ³ /d)	4.084
Razão de recirculação interna (r)	1,5
Razão de recirculação de lodo (R)	1,5
Descarte de lodo de excesso (m ³ /d)	144
θ _c total médio (dias)	7,1
A/M média (gDQOs/gSSV.d)	0,38
Concentração média de OD no TA (mg/L)	2,0 (1,0 – 3,5)

Observação: valores de vazões e volumes dos reatores foram disponibilizados pela administração local.

ROTINA DOS TESTES RESPIROMÉTRICOS E DAS ANÁLISES LABORATORIAIS

A campanha de amostragem compreende duas categorias de coletas: uma para bateladas de testes com respirometria e outra para realização das análises físico-químicas (Tabela 2).

Tabela 2: Esquematização das amostras coletadas, pontos escolhidos, análises físico-químicas realizadas e os parâmetros calculados com todos os dados brutos.

	Amostras/Ponto	Dados brutos	Parâmetros calculados
Respirometria	Licor misto (Reator aerado)	TCO	Y_{STO} , Y_{OBS} , b_H , θ_c , S_s , S_i , X_s , X_i .
	Substrato* (Bypass e Efluente UASB)		
Análises físico-químicas	Bypass	DQOs, DQO	
	Efluente UASB	DQOs, DQO	
	Efluente tratado	DQOs, SSV	
	Reator aerado	SSV, Temperatura	
	Linha de descarte do lodo	SSV	

Legenda: (*) as amostras compostas por 25% do efluente do tratamento preliminar e 75% do tratamento dos reatores UASB; b_H = constante de decaimento de lodo ativo $[0,24.1,04^{(T-20)}]$; θ_c = Idade do lodo (dias); Y_{STO} = rendimento para o consumo da matéria biodegradável solúvel (gDQO X_{STO} /gDQO S_s oxidado); Y_{OBS} = coeficiente de rendimento observado (gDQO X_H /gDQO S_s oxidado); fS_i = fração não biodegradável e dissolvida (mg/L); fX_i = fração da DQO afluente não biodegradável e particulada; fS_s = fração biodegradável e dissolvida (mg/L); fX_s = fração da DQO afluente biodegradável e particulada.

As análises físico-químicas seguiram o protocolo do *Standard Methods* (APHA *et al.*, 2012). Já para a determinação dos parâmetros de crescimento do lodo e o fracionamento da matéria orgânica afluente ao sistema de lodo ativado, aplicou-se o método respirométrico, descrito por van Haandel e Marais (1999), considerando, entretanto, algumas modificações, sugeridas por Silva Filho (2014), conforme a metodologia apresentada na Tabela 3.

O material utilizado para execução dos testes respirométricos foi composto por: respirômetro Beluga para o controle da aeração e leitura dos dados de oxigênio dissolvido, temperatura e Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO); nebulizador (aerador); eletrodo de oxigênio; recipiente de acrílico (reator); agitador de paletas com motor elétrico para manter o lodo em suspensão; e computador, contendo o software S4.3c.

Tabela 3: Procedimento experimental para determinação dos parâmetros estequiométricos e frações de matéria orgânica em águas residuárias.

1	Liga-se o respirômetro e deixa-o em repouso por um período de 10 minutos com o eletrodo imerso em recipiente com ar saturado, a fim de se obter a calibração do equipamento com o valor da concentração de saturação do oxigênio.
2	Uma alíquota de licor misto (1L) é então submetida à agitação constante, suficiente apenas para manter a amostra em suspensão.
3	Com o eletrodo e os difusores de ar imersos no reator contendo o licor misto, inicia-se os ciclos de aeração e não aeração controlados pelo respirômetro, para que todo o material extracelular seja utilizado, e assim, determinar a TCO mínima, ou seja, a TCO endógena. Nesta fase, os critérios de parada/início da aeração foram: o intervalo de OD (1,0 a 3,0mg/L), o desvio-padrão da TCO com valores pré-estabelecidos de 0,10 e o tempo máximo de 5 minutos de aeração.
4	Adiciona-se uma dose de alitiourea ($C_4H_8N_2S$) suficiente para obter concentração de 10mg/L no reator, para inibir a ação das bactérias nitrificantes (oxidam amônia a nitrito), com um intervalo de 5 a 10 minutos para ocorrer uma mistura completa da substância com o licor misto.
5	Logo em seguida, adiciona-se uma amostra de 2L de água residuária.
6	O teste é finalizado após o reestabelecimento da TCO endógena.
7	Com os valores arquivados de TCO, calcula-se os parâmetros estequiométricos (ver Equações 1 e 2) e as frações da matéria orgânica (ver Equações 3, 4 e 5), de acordo com o perfil respirométrico obtido.
8	Paralelo ao teste respirométrico, realiza-se as análises físico-químicas de acordo com <i>Standard Methods</i> (APHA <i>et al.</i> , 2012). Tais dados são necessários para a utilização das equações presentes na Tabela 4.

ESTIMATIVA DOS COEFICIENTES DE RENDIMENTO (Y_{STO} E Y_{OBS})

O coeficiente de rendimento para o consumo da matéria biodegradável solúvel, Y_{STO} , pode ser determinado por meio da Equação 1, com a utilização do método proposto por Karahan-gül et al. (2002). O termo $\int TCO_{STO}.dt$ se refere ao oxigênio consumido durante o processo de geração de polímeros de armazenamento (X_{STO}) por meio do consumo da matéria orgânica rapidamente biodegradável (S_s) e pode ser determinado graficamente como mostrado na Figura 2. A DQO consumida é calculada como a diferença entre a DQO solúvel da amostra adicionada e a DQO solúvel do efluente do sistema. O coeficiente de rendimento observado, Y_{OBS} , é determinado de forma similar ao Y_{STO} (Equação 2). O termo $\int TCO_{OBS}.dt$ é dado como a área total abaixo da curva (armazenamento + crescimento) da Figura 2.

$$Y_{STO} = (1 - \int TCO_{STO}.dt) / DQO \text{ solúvel} \quad \text{Equação (1)}$$

$$Y_{OBS} = (1 - \int TCO_{OBS}.dt) / DQO \text{ solúvel} \quad \text{Equação (2)}$$

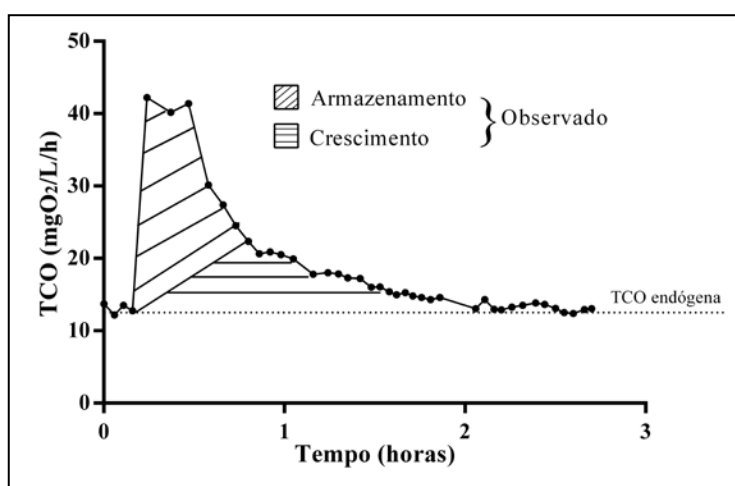


Figura 2: Respirograma resultante do Teste 2, após adição do efluente primário. Perfil utilizado para determinação do Y_{STO} e Y_{OBS} .

CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE: FRACIONAMENTO DA DQO

SUBSTRATO ORGÂNICO RAPIDAMENTE BIODEGRADÁVEL (S_s)

A determinação desta fração foi realizada por meio da respirometria (BARANAO; HALL, 2004; GUJER et al., 1999; WU et al., 2016), utilizando a Equação 3.

$$S_s = \int TCO_{STO} / (1 - Y_{STO}) \quad \text{Equação (3)}$$

MATERIAL ORGÂNICO INERTE SOLÚVEL E PARTICULADO (S_i E X_i)

Já para a determinação das frações orgânicas fS_i e fX_i , seguiu-se o procedimento especificado por van Haandel e Marais (1999). Primeiramente, foram determinados valores experimentais das frações da DQO afluente (a) descarregada com o lodo de excesso (mS_{XV}); (b) oxidada (mS_o); (c) não biodegradável e dissolvida (mS_{te}) que sai no efluente tratado, filtrada em membrana com porosidade de 0,45 μ m, considerada igual à DQO solúvel afluente que se encontra na fase líquida.

Em seguida, foi verificado o balanço de massa, por meio da comparação da soma das três frações citadas (Bo) e a unidade ($|Bo - 1| < 0,1$). Com os valores experimentais de mS_{te} , adotou-se a média como valor único de fS_i . Por fim, de posse do valor de fS_i , foi realizado o melhor ajuste entre os valores experimentais e teóricos de mS_{XV} e mS_o , alterando os valores de fX_i (equações presentes na Tabela 4).

Tabela 4: Equações de balanço de massa do material orgânico para determinação das frações da DQO total afluente ao sistema de lodo ativado.

Frações	Valores Experimentais	Valores Teóricos
$mS_{te} = f_{SI}$	S_I/S_{ta}	S_I/S_{ta}
mS_{xv}	$(Q_{ex}/Q_a) f_{cv} X_v/S_{ta}$	$[f_{cv} Y (1 - f_{SI} - f_{XI})(1 + f b_H \theta_c)/(1 + b_H \theta_c)] + f_{XI}$
mS_o	$(V/Q_a) TCO_c/S_{ta}$	$(1 - f_{SI} - f_{XI})[(1 - f_{cv} Y) + f_{cv}(1 - f) b_H Y \theta_c/(1 + b_H \theta_c)]$

Legenda: mS_{te} = fração não biodegradável e dissolvida; S_I = DQO não biodegradável e dissolvida (mg/L); S_{ta} = DQO total afluente (mg/L); mS_{xv} = fração da DQO afluente descarregada no lodo de excesso; Q_{ex} = vazão do lodo de excesso (m³/d); Q_a = vazão afluente (m³/d); f_{cv} = fração de DQO no lodo orgânico (1,50 mgDQO/mgSSV); X_v = concentração de lodo orgânico no reator (mgSSV/L); Y = rendimento ou síntese celular das bactérias heterotróficas; f_{XI} = fração da DQO afluente não biodegradável e particulada; f = fração de lodo ativo decaído que se torna resíduo endógeno (0,2); b_H = constante de decaimento de lodo ativo [0,24.1,04^(T-20)]; θ_c = Idade do lodo (dias); mS_o = fração da DQO afluente que é oxidada; V = volume do reator (m³); TCO_c = taxa de consumo de oxigênio total (mgO/L/d).

SUBSTRATO ORGÂNICO LENTAMENTE BIODEGRADÁVEL (X_S)

Com a determinação das concentrações S_s , S_I e X_I , é possível encontrar o substrato orgânico lentamente biodegradável, X_S , através da Equação 4, proveniente do balanço de massa da DQO.

$$X_S = \text{DQO total} - S_S - S_I - X_I \quad \text{Equação (4)}$$

$$fX_S = X_S / S_{ta} \quad \text{Equação (5)}$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes respirométricos foram realizados com o efluente bruto (Tabela 5) e com o esgoto composto pelas alíquotas do by-pass (25%) e efluente do UASB (75%) (Tabela 6), a fim de se obter dados de produção celular e fração do substrato orgânico rapidamente biodegradável. Teste semelhante foi aplicado para o efluente proveniente do UASB, porém devido à menor concentração de substrato rapidamente biodegradável, não foi possível obter respirogramas com dados de TCO suficientes para a estimativa correta dos coeficientes estequiométricos.

Na Tabela 7 é apresentado um resumo do comportamento das frações em diferentes águas residuárias: efluente do UASB, esgoto decantado e esgoto bruto doméstico.

Tabela 5: Fracionamento da DQO do Efluente Primário proveniente do by-pass de esgoto bruto.

Teste	F/M	DQO _T ⁽¹⁾	DQO _S ⁽²⁾	$mS_{te} = S_I$	S_S ⁽³⁾	Y_{STO} ⁽⁴⁾	Y_{OBS} ⁽⁴⁾	S_S ⁽⁵⁾	f_{SI}	f_{SS}
1	0,08	481	184	71	113	0,61	0,56	152	0,15	0,32
2	0,09	568	182	32	150	0,63	0,58	140	0,06	0,25
3	0,13	510	154	48	105	0,63	0,57	93	0,10	0,18
Média						0,62	0,57		0,10	0,25

Legenda: ⁽¹⁾ DQO total bruta (mg/L); ⁽²⁾ DQO filtrada bruta (mg/L); ⁽³⁾ Primeira estimativa por análise físico-química; ⁽⁴⁾ valor em SSV/ DQOs consumida (considerar a conversão por $f_{cv} = 1,50$ mgDQO/mgSSV); ⁽⁵⁾ Recalculado por respirometria com Y_{OBS} médio.

Tabela 6: Fracionamento da DQO afluente ao lodo ativado (bypass + UASB).

Teste	F/M	DQO _T ⁽²⁾	DQO _S ⁽³⁾	$mS_{te} = S_I$	S_S ⁽⁴⁾	Y_{STO}	Y_{OBS}	S_S ⁽⁵⁾	f_{SI}	f_{SS}	f_{XI}	f_{XS}
1	0,12	268	95	50	45	0,57	0,54	54	0,19	0,20	0,09	0,54
2	0,11	261	95	33	62	0,58	0,53	71	0,13	0,27	0,10	0,45
3	0,12	285	121	58	62	0,63	0,62	29	0,20	0,10	0,03	0,69
4	0,14	293	110	52	58	0,57	0,52	70	0,18	0,24	0,21	0,38
Média						0,59	0,55		0,17	0,20	0,11	0,52

Legenda: ⁽¹⁾ DQO total bruta (mg/L); ⁽²⁾ DQO filtrada bruta (mg/L); ⁽³⁾ Primeira estimativa por análise físico-química; ⁽⁴⁾ valor em SSV/ DQOs consumida (considerar a conversão por $f_{cv} = 1,50$ mgDQO/mgSSV); ⁽⁵⁾ Recalculado por respirometria com Y_{OBS} médio.

Tabela 7: Resumo das frações da DQO em diferentes águas residuárias.

Frações da DQO	Nesse estudo		Efluente UASB	Esgoto decantado		Esgoto bruto doméstico	
	<i>Bypass</i>	<i>Bypass+UASB</i>	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
S_I	0,10	0,17	0,20	0,12	0,12	0,07	0,13
S_S	0,25	0,20	0	0,24	0,37	0,25	0,26
X_I	-	0,11	0,15	0,19	0,02	0,05	0,11
X_S	-	0,52	0,65	0,45	0,49	0,63	0,50

Legenda: (1) Brito (2006); (2) Silva Filho (2014); (3) Marais e Ekama (1976); (4) Coura Dias, Catunda e van Haandel (1983); (5) Henze *et al.* (2000) – ASM3.

Com base nos dados experimentais dos coeficientes de produção celular observado, obtiveram-se valores médios de 0,57 e 0,55 (gSSV/gDQOSs consumida), para o efluente primário (*bypass*) e para o efluente composto pelo *bypass*+UASB, respectivamente. Tais valores encontram-se maiores que o valor usual para efluentes com ambas características (esgoto decantado e esgoto digerido), entre 0,20 e 0,45 (HENZE *et al.*, 2000; VON SPERLING, 2012; VAN HAANDEL; MARAIS 1999). Isto significa que para uma mesma quantidade de DQO solúvel biodegradável consumida, há uma maior produção de biomassa heterotrófica. Possivelmente, isto deve-se a uma menor fração de material facilmente assimilável, o que contribui para uma menor área no respirograma, refletindo em maiores valores de Y_{OBS} (Equação 2). Dessa forma, sugere-se que maior parcela do substrato biodegradável ($S_S + X_S$) foi metabolizada para o crescimento de nova biomassa (anabolismo), em vez de produção de energia (catabolismo).

Em relação aos valores de Y_{STO} , encontrou-se valores próximos ao sugerido no modelo proposto por Gujer *et al.* (1999) de 0,57, estando também próximos aos valores com afluentes com composição diferente, entre 0,60 e 0,61 (WU *et al.*, 2016; BARANAO; HALL, 2004), o que corrobora a afirmação de Kappeler e Gujer (1992) de que os rendimentos de biomassa aeróbia em diferentes sistemas de lodo ativado são próximos.

Na Tabela 7, observa-se que a fração solúvel representa 37% da DQO total e que, dessa parcela, 46% está na forma inerte, a qual corresponde à fração da DQO solúvel que permanece na fase líquida sem ser removida. Isso significa que, mesmo com 25% de desvio, uma considerável parte do material orgânico na forma disponível para metabolismo (solúvel) não é biodegradável. Logo, além de diminuir a carga de material orgânico afluente, o reator UASB promove a redução da parcela facilmente assimilável e o aumento da fração solúvel inerte, refletindo em velocidades reduzidas de remoção desse substrato.

Então, sistemas com valores equivalentes de desvio do esgoto bruto (*bypass*) podem apresentar diferentes respostas na remoção do material orgânico, a depender da variação dessas frações. Dessa forma, em projetos de novas plantas e na operação de estações existentes é relevante a avaliação tanto da redução da DQO afluente ao lodo ativado, prática já realizada, como também da alteração da distribuição das frações no esgoto digerido.

CONCLUSÕES

A presença do reator UASB reduz a parcela biodegradável da DQO afluente, o que contribui para que o sistema de lodo ativado realize a degradação do substrato a uma taxa mais lenta, em relação aos sistemas que recebem água residuária bruta ou primária.

A presença do reator UASB também proporciona valores maiores de rendimento do lodo (Y_{OBS}) em relação às águas residuárias sem o pré-tratamento anaeróbio o que, por consequência, pode acarretar maior produção de sólidos no sistema e influenciar a gestão da linha de tratamento do lodo nas estações com essa configuração.

Em projetos de novas plantas e na operação de estações existentes, principalmente em plantas com lodo ativado como pós-tratamento de reatores anaeróbios, é relevante a avaliação tanto da redução da DQO afluente ao lodo ativado, prática já realizada, como também da alteração da distribuição das frações do material orgânico afluente, uma vez que a variação dessas frações influencia na eficiência de remoção desse substrato.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), por ter viabilizado as visitas à estação objeto desta pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA – American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.
2. BARANAO, P. A. Modelling carbon oxidation in pulp mill activated sludge systems: calibration of ASM3. [s.l.] Universidad Catolica de Chile, 2003.
3. BARANAO, P. A.; HALL, E. R. Modelling carbon oxidation in pulp mill activated sludge systems: calibration of activated sludge model no 3. Water Science and Technology, v. 50, n. 3, p. 1–10, 2004.
4. BRITO, M. F. DE. Determinação de frações orgânicas de efluentes de reatores UASB. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2006.
5. CAO, Y. S.; ANG, C. M. Coupled UASB-activated sludge process for COD and nitrogen removals in municipal sewage treatment in warm climate. Water Science & Technology, v. 60, n. 11, p. 2829–2840, 2009.
6. COLETTI, F. J.; DANIEL, L. A.; POVINELLI, J. Pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário: determinação de constantes cinéticas. 19o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...Foz do Iguaçu: 1997
7. COURA DIAS, M., CATUNDA, P. F. C., VAN HAANDEL, A. C. O sistema de lodo ativado. Parte I: O estado estacionário. Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Camburiu, 1983.
8. ELAWWAD, A.; ZAGHLOUL, M.; ABDEL-HALIM, H. Simulation of municipal-industrial full scale WWTP in an arid climate by application of ASM3. Journal of Water Reuse and Desalination, v. 7, n. 1, p. 1–8, 2016.
9. GUJER, W. et al. Activated sludge model no 3. Water Science and Technology, v. 39, n. 1, p. 183–193, 1999.
10. HENZE, M. et al. Activated sludge models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. London: IWA Publishing, 2000.
11. HREIZ, R.; LATIFI, M. A.; ROCHE, N. Optimal design and operation of activated sludge processes: state-of-the-art. Chemical Engineering, v. 281, p. 900–920, 2015.
12. KAPPELER, J.; GUJER, W. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. Water Science and Technology, v. 25, n. 6, p. 125–139, 1992.
13. KARAHAN-GÜL, Ö. et al. Respirometric assessment of storage yield for different substrates. Water Science and Technology, v. 46, n. 1–2, p. 345–352, 2002.
14. MARAIS, G. R., EKAMA, G. A. The activated sludge process part I - steady state behaviour. Water SA, v. 2, n. 4, p. 164–200, 1976.
15. MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S.; ROZAIK, E. H. Performance appraisal of the A2/O process in domestic wastewater treatment replacing the anaerobic unit with UASB. HBRC Journal, v. 13, n. 1, p. 98–105, 2017.
16. SILVA FILHO, H. A. Determinação de propriedades bioquímicas e mecânicas de biomassas de sistemas de lodo ativado para concepção de projetos otimizados. p. 332, 2014.
17. SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Domestic sewage treatment in an upflow anaerobic sludge blanket - sequencing batch reactor system. Water Science and Technology, v. 33, n. 3, p. 73–84, 1996.
18. VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações. Campina Grande: Epgraf, 1999.
19. VON SPERLING, M. Lodos ativados. 4. ed. Belo Horizonte: [s.n.].
20. WU, X. et al. Simulation and optimization of a coking wastewater biological treatment process by activated sludge models (ASM). Journal of Environmental Management, v. 165, p. 235–242, 2016.