



## II-221 – USO DA RESPIROMETRIA PARA AVALIAÇÃO DO MECANISMO DE REMOÇÃO DE FÓSFORO EM REATORES DE BATELADAS SEQUENCIAIS

**Érica Oliveira da Nóbrega**<sup>(1)</sup>

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Campina Grande. Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Eudes Alves Moreira**<sup>(1)</sup>

Químico Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Elizandra Fabrícia Raposo**<sup>(1)</sup>

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Paula Frassinetti F. Cavalcanti**<sup>(1)</sup>

Professora da Universidade Federal de Campina Grande.

**Adrianus C. van Haandel**<sup>(1)</sup>

Professor da Universidade Federal de Campina Grande.

**Endereço**<sup>(1)</sup>: Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongó - Campina Grande - Paraíba - CEP: 58109-970 - Brasil - Tel: (83) 3331-4809 - e-mail: prosab@uol.com.br

### RESUMO

Sistemas de lodos ativados se distinguem de outros sistemas de tratamento por oferecerem a possibilidade de se remover os nutrientes nitrogênio e fósforo das águas residuárias e a custo relativamente baixo. Para que se possam projetar sistemas de lodo ativado para remoção de nutrientes, é necessário conhecer a cinética das populações que se desenvolve em tais sistemas. Com o objetivo de avaliar os aspectos cinéticos envolvidos no mecanismo de remoção biológica de fósforo, foram utilizados lodos gerados em dois reatores em batelada sequenciais (RBS). Os aspectos observados foram a liberação de fósforo e o simultâneo seqüestro do material orgânico (acetato) em ambiente anaeróbio e a utilização do material sequestrado em ambiente aeróbio. As principais ferramentas de avaliação desses processos e também do desempenho dos sistemas operados foram testes respirométricos somados a análises laboratoriais. Os resultados mostraram que durante a fase anaeróbia e na presença de uma fonte externa de material orgânico como acetato, a liberação de fósforo e o seqüestro do material orgânico acontecem desde que os organismos acumuladores de fosfatos estejam presentes. A respirometria mostrou-se uma ferramenta fundamental para avaliação do metabolismo em ambiente aeróbio subsequente do material seqüestrado pelas bactérias acumuladoras de fosfato. A idade de lodo e a composição da água residuárias, foram parâmetros decisivos nos processos de remoção biológica de fósforo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Sistema de lodo ativado, Remoção biológica de fósforo e Respirometria.

### INTRODUÇÃO

Os sistemas RBS têm sido amplamente estudados, entre os processos de tratamento biológico para remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). É possível obter nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo em um único reator quando é usado um sistema RBS (AKIN & UGURLU, 2004). A remoção biológica de fósforo se dá devido à presença de algumas bactérias heterotróficas que possuem a capacidade de estocar fósforo em suas células em quantidades superiores às suas necessidades metabólicas. Essas bactérias são denominadas de organismos acumuladores de fosfato (OAF) ou organismo poli-p. Para a remoção biológica de fósforo é necessário expor os organismos poli-p a períodos alternados anaeróbio/aeróbio e na presença de substrato facilmente degradável, como ácidos graxos voláteis. Em ambiente anaeróbio os organismos liberam o fósforo armazenado nas suas células, adquirindo assim energia para absorção do material orgânico (acetato) como PHB (Polihidróxibutirato). A liberação causa aumento da concentração de fósforo na fase líquida. Na etapa seguinte, em ambiente aeróbio ou mesmo anóxico, as bactérias poli-p oxidam o substrato armazenado para obtenção de carbono e energia. Parte da energia é utilizada para recuperação dos polifosfatos perdidos no reator anaeróbio e parte para o crescimento desses microorganismos (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; JEON & PARK, 2001 e AKIN & UGURLU, 2004).

Segundo VAN HAANDEL & MARAIS (1999), o mecanismo de remoção de fósforo só veio a ser esclarecido satisfatoriamente com os trabalhos de Wentzel *et al.* (1990). Apesar da remoção de fósforo por meio biológico ser considerada ambientalmente e economicamente o melhor processo de remoção de fósforo de águas residuárias, a falta de entendimento dos mecanismos envolvidos tem limitado sua aplicação. (JEON *et al.* (2001)).

Vários organismos têm se mostrado capazes de armazenar grandes quantidades de fósforo em suas células, sendo as primeiras espécies identificadas as *Acinetobacter*. BARNARD (2006) informa que através do tratamento biológico é possível obter baixa concentração de fósforo entre 0,1 a 0,15 mg/L e que a concentração de AGV (ácidos graxos voláteis) é a chave para assegurar os baixos níveis de fósforo no efluente (< 0,1 mg/L).

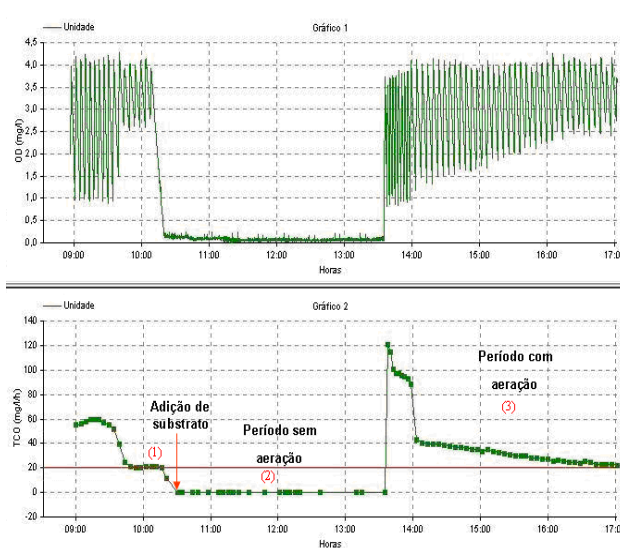
Segundo HOFFMANN *et al.* (2004) a eficiência de remoção de fósforo depende da disponibilidade de substrato biodegradável e da quantidade de fósforo já armazenado pelo lodo. Em ensaios em bateladas com lodos de um RBS para verificação da capacidade de biodesfosfatação, ou seja, a capacidade de assimilação de fósforo em excesso pelo lodo, o processo ocorreu de forma significativa quando o reator recebeu concentrações elevadas de material orgânico e nos períodos em que a nitrificação não se desenvolveu de forma eficiente, favorecendo assim a desnitrificação e a biodesfosfatação. No estabelecimento da nitrificação, verificaram que o lodo perdeu sua capacidade de armazenar e liberar fosfato. AKIN e UGURLU (2004) também observaram que a disponibilidade de acetato promoveu desnitrificação e liberação de fósforo durante período anaeróbio.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Para avaliar a cinética dos processos de remoção biológica de fósforo foram realizados testes respirométricos com lodo gerado em dois reatores de bateladas sequenciais RSB1 e RSB2. O reator RBS1 tinha a ele acoplado um reator anóxico/anaeróbio (ver Figura 1). Ambos os reatores RBS foram alimentados com esgoto bruto da cidade de Campina Grande – Pb e trabalhavam com idade de lodo de 15 dias e tempo de detenção hidráulico de 0,35 dia para o RBS1 com vazão diária de 94 L/dia e de 0,32 dia para o RBS2 com vazão diária 99 L/dia.



**Figura 1** – RBS1 (à esquerda) e RBS2 (à direita).



**Figura 2** – Exemplo do respirograma obtido durante um teste respirométrico

Para realização dos testes respirométricos foi utilizado o respirômetro Beluga, cujo software controlava a aeração do lodo, registrava os valores de oxigênio e temperatura e calculava a taxa de consumo de oxigênio (TCO) através de regressão linear, sendo esta taxa expressa como:

$$TCO = (dOD/dt) = (OD_{max} - OD_{min})/\Delta t \quad (1)$$



Onde:  $TCO$  é a taxa de consumo de oxigênio ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ );  $OD_{\text{max}}$  é a concentração de oxigênio dissolvido máxima e  $OD_{\text{min}}$  é mínima (previamente estabelecidas) e,  $\Delta t$  é o tempo decorrido entre o registro da concentração máxima e mínima de  $OD$ . Descrevem-se, a seguir, o procedimento dos testes.

- Amostras de 1 litro do lodo do RBS1 e RBS2 eram tomadas e submetidas à agitação e à aeração controladas pelo respirômetro, para que todo material biodegradável fosse utilizado, estabelecendo-se então uma  $TCO$  mínima correspondente a respiração endógena ( $TCO_{\text{end}}$ );
- depois, a aeração era cessada e o lodo somente agitado, caracterizando o início da fase anóxica e/ou anaeróbia;
- em seguida, adicionava-se 240mg  $DQO/L$  como acetato de sódio e, a partir daí, amostras eram coletadas, em intervalos de tempos pré-determinados e centrifugadas, para análise de  $DQO$ , ortofosfato e nitrato. Se houvesse a presença de nitrato, o acetato em excesso seria suficiente para a desnitrificação garantindo, assim, substrato para o ambiente anaeróbio subsequente;
- por fim, ligava-se a aeração e novamente eram coletadas amostras até que se estabelecesse  $TCO_{\text{end}}$ , aproximadamente igual a do início do teste.

A Figura 2 exibe a tela do respirômetro onde se vê na janela superior a curva da concentração de  $OD$  e na inferior a da  $TCO$  calculada ao longo do teste. No respirograma (curva da  $TCO$ ) pode-se observar: (1) o período com aeração e sem adição do substrato que se estende até se estabelecer a  $TCO_{\text{end}}$  ( $= 20 \text{ mgOD}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ); (2) o período sem aeração mas com adição do substrato, onde ocorre a liberação de fósforo e (3) o período com aeração e captação de fósforo, onde a  $TCO$  máxima ( $TCO_{\text{max}}$ ) registrada foi de  $120 \text{ mgOD}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ .

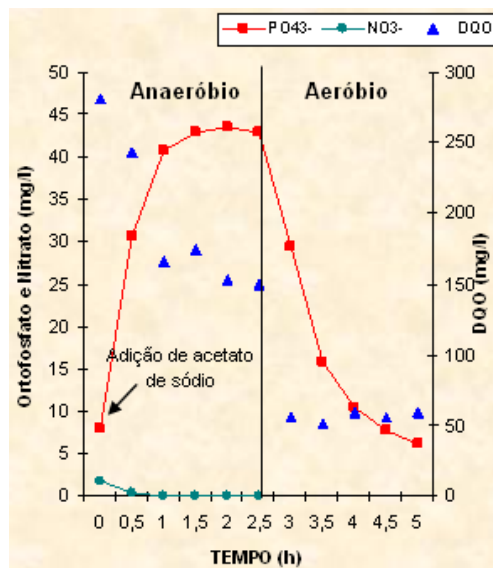
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 pode-se observar os dados de desempenho (valores médios) dos dois reatores bem como da concentração de lodo e de sua composição em termos de lodo volátil, fração de fósforo e nitrogênio. Embora a fração de fósforo no lodo (razão  $P/X_v$  de 5,5% RBS1 e 4,1% RBS2) fosse maior do que o incorporado normalmente pelos microorganismos nos sistemas convencionais de lodo ativado ( $\approx 2,5\%$ ), esta não chegou próximo da fração esperada, aproximadamente, 7 a 10 % (METCALF e EDDY, 2003, Wentzel 1990). Isso pode ser explicado pela composição atípica de esgoto em Campina Grande: concentração de acetato é menor que 40 mg  $DQO/L$  e concentração de material biodegradável e solúvel de somente 6% da  $DQO$  total (a fração de matéria orgânica biodegradável e solúvel e em esgoto normalmente é em torno de 25 %, (Van HAANDEL e MARAIS 1999). Como esse material é o substrato das *Acinetobacter*, a concentração de organismos acumuladores de fósforo nos reatores, portanto, era baixa. Por essa razão, a fração volátil foi menor do que seu valor usualmente encontrado em lodo ativado (ver Tabela 1).

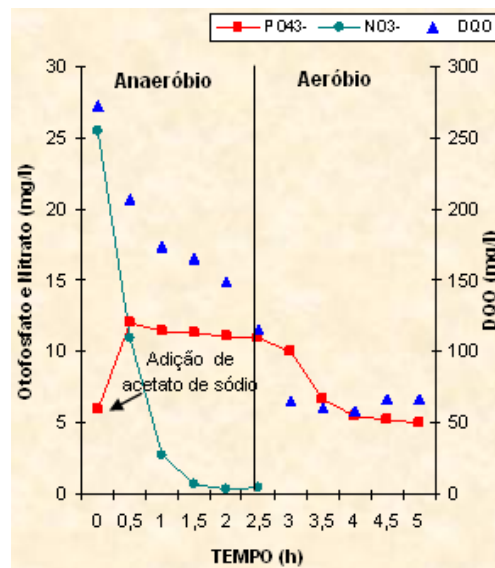
As características do afluente levaram a outro problema operacional grande. A idade de lodo para se obter uma remoção eficiente de nitrogênio (pré-requisito para a remoção de P) era de 15 dias, sendo este valor muito alto para uma eficiente remoção de fósforo (VAN HAANDEL e MARAIS 1999). Dessa forma, observou-se que, embora o comportamento dos sistemas de tratamento fosse compatível com os modelos I e II da IWA, a remoção de fósforo era baixa, com eficiência baixa e somente marginalmente acima da remoção de sistemas convencionais de lodo ativado. No caso de Campina Grande, embora a temperatura ( $24^\circ\text{C}$ ) e a proporção  $P/DQO$  ( $0,016 \text{ mgP/mgDQO}$ ) sejam favoráveis, a remoção biológica de fósforo não foi eficiente, com eficiência média de remoção de fósforo total de 62 % para RBS 1 e 37 % para RBS 2. ALEM SOBRINHO e SAMÚDIO (2000) aplicando idades de lodo reais de 6,2 a 6,6 dias em RBS, encontraram eficiências de remoção de fósforo de 70%, com concentrações médias de fósforo solúvel no efluente de 0,14 mg/L.

As Figuras 3 e 4 exibem os resultados de um teste realizado com lodo do RBS1 e RBS2. Esses resultados se referem às variações das concentrações de fosfato, nitrato e  $DQO$  durante o tempo de duração das etapas anaeróbia e aeróbia. Na Figura 3, observa-se que o lodo do RBS1 possuía capacidade de biodesfosfatação, tendo ocorrido liberação de fósforo e seqüestro de material orgânico na etapa anaeróbia. O fósforo liberado era em torno de 31 mg/L durante as primeiras horas da fase anaeróbia, sendo que 52 % da  $DQO$  adicionada era sequestrada nesta fase. Verifica-se também que a  $DQO$  adicionada foi suficiente para permitir a desnitrificação e liberação de fósforo simultaneamente, já que permanece uma  $DQO$  residual durante a fase aeróbia. Segundo METCALF & EDDY (2003) é possível obter concentração de ortofosfato na zona anaeróbia, acima de 40 mg/L contra 5 a 8 mg/L do afluente, indicando assim a presença de OAF, desde que os

sistemas sejam expostos a condições ideais: exposição a período alternados anaeróbio/aeróbio e presença de material degradável na zona anaeróbia suficiente para realização do processo.



**Figura 3-** Variações nas concentrações de fosfato, DQO e nitrato ao longo de 5 horas de duração do teste como lodo do RBS1.



**Figura 4-** Variações nas concentrações de fosfato, DQO e nitrato ao longo de 5 horas de duração do teste como lodo do RBS2.

**Tabela 1** – Desempenho dos RBS1 e RBS2 quanto à remoção de *DQO*, formas de nitrogênio e fósforo, sólidos totais e voláteis e valores do *pH*, alcalinidade total, concentração de lodo nos reatores e suas frações volátil, bem como frações de fósforo e nitrogênio no lodo volátil (todos valores médios).

PARÂMETRO	Afluente	RBS1		RBS2	
		Efluente	Licor Misto	Efluente	Licor Misto
<i>DQO<sub>i</sub></i> (mg/L)	364	74,3	-	64	-
<i>NTK</i> (mg/L)	45	5,20	237	2	249
<i>NH<sub>3</sub></i> (mg/L)	34	3,14	-	1,4	-
<i>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></i> (mg/L)	-	9,0	-	3,7	-
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i> (mg/L)	-	1,8	-	19,5	-
<i>P-total</i> (mg/L)	5,7	2,66	174	3,9	146
<i>P-solúvel</i> (mg/L)	4,5	1,84	-	2,8	-
<i>pH</i> (-)	7,4	7,7	7,5	7,8	7,5
<i>ST</i> (mg/L)	1,6	1	5400	1,1	6000
<i>STV</i> (mg/L)	0,22	0,14	3170	0,17	3600
<i>Alc.Total</i> (ppmCaCO <sub>3</sub> )	479	309	-	232	-
<i>AGV</i> (ppmHAc)	67	20	-	11	-
Concentração de lodo	-		5430		6120
Fração volátil	-		0,70		0,66
Fração de fósforo ( <i>P/X<sub>v</sub></i> )	-		0,055		0,041
Fração de nitrogênio ( <i>N/X<sub>v</sub></i> )	-		0,074		0,071





**Tabela 2** - Resultados de liberação e absorção de acetato em batelada nos lodos RBS1 e RBS2 em ambiente anaeróbio.

SISTEMAS	Tempo <sub>máx, lib</sub> (hora)	P <sub>máx, lib</sub> (mgP/L)	Acetato absorvido (mgDQO/L)	mgP <sub>lib</sub> /mgDQO <sub>seq</sub>
RBS1	1,5	31	125	0,25
RBS2	1,0	6,05	67	0,09

Na Tabela 2 observa-se a liberação de fósforo e a absorção da DQO no período anaeróbio, bem como o tempo para a liberação máxima e a relação  $P_{\text{liberado}}/DQO_{\text{sequestrada}}$ . Pode-se observar que o sistema RBS2 demonstrou pouca atividade na zona anaeróbia, uma indicação da presença de poucos OAF. Isso é condizente com o fato que havia pouca remoção de nitrato no sistema RBS2. ALÉM SOBRINHO e SAMÚDIO (2000), também observaram que a presença de nitrato afetava negativamente a remoção de fósforo.

Como se pode ver na Figura 4 houve remoção de quase 26 mg/L de N na fase não aerada do teste com lodo de RBS2. Mesmo descontando a DQO desnitrificada, a absorção de acetato (67 mg/L) é relativamente ineficiente na liberação de fosfato (somente 0,09 mgP/mgDQO). Segundo WENTZEL *et al* (1990) a liberação de fósforo em ambiente anaeróbio é 0,5 mgP/mgDQO de acetato. Portanto, a liberação observada para o RBS1(descartando o resultado de RBS2) de 0,25 mgP/mgDQO é pouco mais que metade do valor esperado. Pelo fato que na maioria dos casos a concentração de fosfato atingiu o máximo, conclui-se que a liberação do fosfato não podia passar deste ponto e que o polifosfato “armazenado” era bem menor que no caso de Wentzel. Outros autores indicam que de fato encontraram valores muito abaixo do valor relatado por WENTZEL (VAN HAANDEL & VAN DER LUBBE, 2007, METCALF & EDDY, 2003).

Observando-se o respirograma da Figura 5, vê-se que a TCO é alta no início da reaeração (mais que 100 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) e depois cai rapidamente para um valor muito mais baixo. A partir da queda brusca da TCO, pode-se observar que a TCO diminui de forma lenta e gradual para o valor da respiração endógena (20 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>). A alta TCO inicial se justifica pelo fato que a quantidade de DQO solúvel adicionado era mais que suficiente para o processo de liberação de fósforo, o que resultava num DQO remanescente depois do período aeróbio. Inclusive se vê nas Figuras 3 e 4 que havia uma saturação no sentido que a concentração de P liberada atingiu um máximo sem que todo a DQO tivesse sido removida da fase líquida. Portanto, a TCO alta no início da reaeração se devia presumivelmente a metabolismo de acetato que não pôde ser absorvido no período anaeróbio. Por outro lado a TCO acima do nível endógeno após a remoção de acetato se explica pela utilização do acetato absorvido e armazenado como PHB (poli-hidroxi-butirato).

A quantidade de DQO sequestrado não somente pode ser calculada a partir da diminuição de DQO solúvel no ambiente anaeróbio, mas também pela observação do respirograma. Isto pode ser exemplificado analisando-se a Figura 3 que esta associada ao respirograma da Figura 5. Pode-se observar na Figura 3 que a DQO solúvel diminuiu de 275 para 150 mg/L na fase anaeróbia, o que representa um armazenamento de 125 mg/L. A parte não armazenada era em torno de 150 mg/L, mas desta concentração uma parte de 50 mg/L não era biodegradável e permanecia em solução até o fim do teste quando a TCO já tinha retornado ao patamar da respiração endógena (vide Figura 3). Portanto, a DQO biodegradável mas não sequestrada era em torno de 100 mg/L. Por outro lado, pode-se calcular a área (A2) acima da respiração endógena na Figura 5. A integração da área A2 dá um valor de 38 mg/L para a parte de respiração exógena lenta (o “rabo” do respirograma) e de 32 mg/L para a área A1, correspondendo a TCO exógena de alta taxa e curta duração, associada ao excesso de acetato que não foi seqüestrado. Portanto, o consumo total de oxigênio para metabolizar a DQO sequestrada e a DQO não sequestrada foi de 38+32 = 70 mg/L. Sabe-se que no caso das bactérias não poli-p mais ou menos 1/3 da DQO metabolizada é oxidado enquanto 2/3 são anabolizados. Assim, calcula-se que a DQO não sequestrada foi de 3\*32 = 96 mg/L, praticamente idêntica ao valor que se determinou a partir de testes diretos da DQO na Figura 3. Aceitando que para as bactérias acumuladores de fosfato também vale a proporção de 1/3 oxidado e 2/3 anabolizados, a DQO sequestrada pode ser estimada em 3\*38 = 114 mgDQO/L. Esse valor está bem perto do valor obtido de 125 pela diferença da DQO solúvel no início do (125 mg/L) ambiente anaeróbio e a dosagem de acetato (240 mg/L) (Figura 3).

Pelo respirograma da Figura 5, nota-se que a TCO depois da utilização do excesso de acetato (não armazenado) permanece, por um período, praticamente constante em 40 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Isso significa que a taxa de utilização do material armazenado inicialmente é praticamente constante com valor de 40 – 20 = 20 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, ou seja, o material sequestrado era utilizado a uma taxa máxima de 20\*3 = 60 mg.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Admitindo-se que o processo seja descrito com a cinética de Monod vem:

$$dS_{seq}/dt = K_{mseq} S_{seq} / (S_{seq} + K_{ssseq}) X_{ap}$$

onde:

$dS_{seq}/dt$  é a concentração da DQO sequestrada;

$K_{ssseq}$  é a constante de meia saturação de Monod para o material sequestrado;

$K_{mseq}$  é a constante de utilização da DQO sequestrada;

$S_{seq}$  é a DQO sequestrada;

$X_{ap}$  é a concentração de bactérias acumuladoras de fósforo.

No início tem-se que  $S_{seq} \gg K_{ssseq}$  (a taxa é constante) e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = K_{mseq} X_{ap}$$

e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3 * TCO_{ex,p,max}$$

Onde:

$$TCO_{ex,p,max} = TCO \text{ máxima atribuível à utilização da DQO sequestrada pelas poli-P} \\ = 40 - 20 = 20 \text{ mg.L}^{-1}.h^{-1} = 480 \text{ mg.L}^{-1}.d^{-1}.$$

Portanto:

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3 * 480 = 1440 \text{ mgDQO.mgXa}^{-1}.d^{-1}.$$

e

$$X_{ap} = YR_s / (1 + b_p R_s) S_{seq} / R_h$$

Onde:

$$Y = 0,45 \text{ mgSVS/mgDQO}$$

$$R_s = 15 \text{ d (nos reatores RBS)}$$

$$b_p = 0,04 \text{ d}^{-1}$$

$$R_h = 0,33 \text{ d (nos RBS)}$$

$$S_{seq} = 0,06 * 0,8 * 364 \text{ mg/L (80 \% da DQO eram biodegradáveis dos quais 6 \% solúveis)}$$

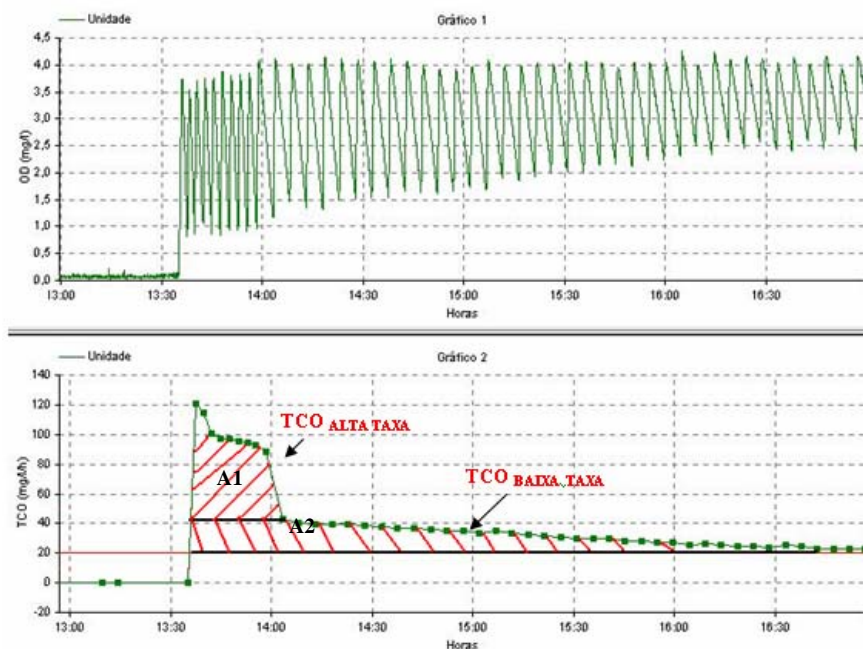


Figura 5 – Respirograma obtido durante a fase aeróbia



Nestas condições se calcula:

$$X_{ap} = 223 \text{ mg/L}$$

e

$$K_{mseq} = 1440/223 = 6,4 \text{ mgS.mgX}_{ap}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}.$$

O valor da constante de utilização é alto. Comparativamente se calcula para a taxa de utilização de acetato pelas bactérias normais heterotróficas tem uma constante de somente  $3,2 \text{ mgS.mgX}_{ap}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , o que é um fator 2 vezes menor. Conclui-se que a taxa de utilização do material armazenado pelas bactérias acumuladoras de fósforo é muito elevada. Ainda assim, em sistemas de tratamento sem uma zona anaeróbia com acetato a remoção biológica em excesso de fósforo não é factível, porque as bactérias acumuladoras de fósforo não podem se desenvolver. Quando o material biodegradável e solúvel entra no sistema de tratamento em ambiente anóxico ou aeróbio, as bactérias heterotróficas normais, que são muito mais numerosas utilizam o material antes que as bactérias acumuladoras de fósforo possam seqüestrá-lo.

## CONCLUSÕES

Foi possível observar a presença das bactérias acumuladoras de fósforo e avaliar seu mecanismo de remoção via respirometria, porém, devido ao déficit de alguns pré-requisitos, a estabilização dessa comunidade nos sistemas não foi completa, o que justifica a baixa remoção de fósforo em ambos os sistemas.

De acordo com os testes cinéticos, verificou-se que é possível ocorrer liberação de P e desnitrificação simultaneamente na zona anaeróbia, se houver a presença das bactérias poli-p e de material solúvel suficiente para suprir os dois processos.

A respirometria foi uma ferramenta fundamental para avaliação do metabolismo em ambiente aeróbio do material seqüestrado pelos OAF.

A composição da água residuária é decisiva quanto à questão se a remoção biológica de fósforo é tecnicamente viável.

Os testes mostraram que a presença de nitrato no lodo e de material orgânico durante o período aeróbio afetava o mecanismo de remoção de fósforo.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradece ao PROSAB – Programa de Saneamento Básico e ao CNPQ – Conselho Nacional de Pesquisa e desenvolvimento pela concessão de bolsa de estudo dada ao primeiro autor.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALÉM SOBRINHO, P. & SAMUDIO, E. M. M. *Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operando em bateladas*. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre, ABES, 2000.
2. AKIN, B. S. and UGURLU, A. *The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor*. Bioresource Technol. 94, 1–7, 2004.
3. BARNARD, J. L. *Biological nutrient removal: where we have been, where we are going?* Water Environment Foundation'79 th Annual Technical and Educacional Conference, Dsllas, TX, October 21-25, 2006.
4. HOFFMANN H.; WEITZ J.; COSTA T. B.; WOLFF D. B.; PLATZER, C. e COSTA, R. H. R. *Biodesfosfatação no Tratamento de esgoto doméstico, uma contribuição para a proteção de recursos hídricos*. In: XV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA. Curitiba, COBEQ, 2004.
5. JEON, C. O., LEE, D. S., PARK, J. M. *Enhanced biological phosphorus removal in an anaerobic-aerobic sequencing batch reactor: characteristics of carbon metabolism*. Water Environment Research, Volume 73, Nº 3: 295-300, 2001.



6. METCALF & EDDY. *Engineering treatment disposal and reuse*. 4<sup>a</sup> ed., McGraw-Hill, New York, USA, 1334 p., 2003.
7. VAN HAANDEL A.C. E MARAIS, G. *O Comportamento do sistema de Lodo Ativado*. Epgraf. Campina Grande, 1999.
8. VAN HAANDEL, A. C. & VAN DER LUBBE, J. *Handbook Biological Waste Water Treatment*. Quist Publishing – Leidschendam - The Netherlands, 570 pages, 2007.