

LAGOAS DE POLIMENTO PARA O PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO DIGERIDO - PARTE 2: REMOÇÃO DE PATÓGENOS

Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti, Maria das Graças Ribeiro Mayer, Eudes Alves Moreira e Adrianus Van Haandel⁽¹⁾

⁽¹⁾ DEC CCT UFPb Rua Aprígio Veloso, 882 - Bodocongó – Campina Grande, Pb - CEP: 58.109-970 Tel: (83) 331-4809 - e-mail: prosab@cnet.com.br

RESUMO

A qualidade de efluentes de reatores anaeróbios de alta taxa, tratando esgoto doméstico, pode ser melhorada após o tratamento em lagoas de polimento. Diferentemente de lagoas de estabilização, cujo principal objetivo é a estabilização da matéria orgânica, o de lagoas de polimento é a remoção de organismos patogênicos. MARAIS (1974) descreveu o decaimento de coliformes fecais (CF) como um processo de 1ª. ordem e, como tal, a eficiência máxima de remoção de CF é obtida quando o fluxo nos reatores é tubular (LEVENSPIEL, 1979). Desta forma, para maximizar a taxa de decaimento de bactérias, as lagoas de polimento devem ser projetadas para não apresentarem mistura.

A partir de uma investigação experimental em escala piloto, no presente trabalho, mostra-se que lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico, quando projetadas para operarem com escoamento tubular, podem produzir um efluente final cuja qualidade higiênica é compatível com a recomendada WHO (OMS) (1998) para irrigação irrestrita, ou seja, <1 ovo de helminto/100 mL e $\leq 10^3$ CF/100 mL. No entanto, ficou estabelecido experimentalmente que o escoamento não era tubular, havendo mistura parcial do conteúdo da lagoa (número de dispersão em torno de 0,15) devido a imperfeições no regime de escoamento, além do que, foi detectado um volume morto de 15% do volume total. Estes dois fatores combinados causaram um aumento significativo do tempo de permanência, t_p , necessário para uma remoção eficiente de CF. Ficou constatado que, na lagoa, a remoção de ovos de helmintos após 3 dias de t_p era total e para se ter um efluente com $\leq 10^3$ CF/100 mL, ou seja, uma eficiência de 99,99 %, eram necessários 10 dias de t_p , ou seja, aproximadamente o dobro do valor teórico em uma lagoa de escoamento tubular perfeito.

PALAVRAS CHAVE

Esgoto Doméstico, Pré Tratamento Anaeróbio, Lagoas de Polimento, Remoção de Patógenos , Critérios de Projeto.

INTRODUÇÃO

Os efluentes domésticos constituem uma das principais preocupações no setor de saneamento básico. O lançamento de esgotos sem tratamento em corpos aquáticos causa sérios problemas à qualidade de vida e coloca em risco o abastecimento de água da população.

A necessidade de se preservar os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados no ambiente pela sua

descarga “in natura”. Dentre os métodos existentes para o tratamento de esgoto, as lagoas de estabilização, por sua simplicidade e estabilidade operacional, têm alcançado ampla aceitação em diversas partes do mundo, particularmente em regiões de clima tropical, em função de seu baixo custo, simplicidade, estabilidade operacional e elevada eficiência (MARA & PEARSON, 1987).

No Brasil, as condições meteorológicas e climáticas são extremamente favoráveis ao emprego de lagoas de estabilização, contribuindo também, para isto, a disponibilidade de grandes extensões de áreas na maioria das cidades (VON SPERLING, 1996). Nos sistemas convencionais de lagoas de estabilização a água residuária a ser tratada passa por uma série de lagoas, tendo-se uma lagoa anaeróbia seguida por uma lagoa facultativa e uma ou mais lagoas de maturação. Esta configuração é aplicada para otimizar a remoção (estabilização) de material orgânico. Todavia, mesmo em regiões de clima favorável, o tempo de permanência necessário é longo, 20 a 30 dias (MARA, 1976; YANEZ, 1993), o que implica em uma área considerável.

Em lagoas de estabilização em série, o emprego de unidades anaeróbias pode reduzir em até 40-50 % o tempo de detenção hidráulica, implicando assim em redução da área total da planta de tratamento. Também, as lagoas anaeróbias atuam como unidades de equalização, podendo operar com tempos de detenção hidráulica de 1 a 7 dias (SILVA *et al*, 1996). Todavia, o fluxo no interior das lagoas anaeróbias é predominantemente horizontal o que, embora possa favorecer a retenção dos sólidos sedimentados, dificulta o acesso à matéria orgânica solúvel e particulada do lodo ativo depositado no fundo da lagoa. Portanto, por se limitar a biomassa ativa ao fundo da lagoa a eficiência da lagoa fica limitada à remoção da DBO particulada total, daí a necessidade de tratamento complementar para a fração finamente dividida e solúvel (PROSAB, 1999). Outro problema relacionado à lagoa anaeróbia é o desprendimento de odores desagradáveis, pois, como em geral estas lagoas são abertas, os gases produzidos são liberados para a atmosfera. Uma maneira de reduzir substancialmente o tempo de permanência e minimizar os problemas observados em lagoas anaeróbias é substituir a lagoa por um reator anaeróbio de fluxo ascendente do tipo UASB (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Na década de 70 Lettinga e seus colaboradores desenvolveram na Holanda um reator anaeróbio denominado como “Upflow Anaerobic Sludge Blanket”-(UASB), que apresenta algumas características importantes, destacando-se: a distribuição do afluente em vários pontos no fundo do reator, onde se encontra a massa de lodo ativo, promovendo uma mistura mais uniforme e o separador das fases sólida (lodo) – líquida – gasosa (decantador e câmara de gases) na parte superior. O interesse pelo UASB vem crescendo ao longo dos anos devido às vantagens por ele proporcionadas: ocupam pequenas áreas, produzem pouco lodo, não consomem energia e não necessitam de equipamentos mecânicos. A eficiência do reator UASB no tratamento anaeróbio de esgoto ficou demonstrada em dezenas de sistemas em escala real em quase todos os estados brasileiros (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; PROSAB, 1999).

Embora o digestor anaeróbio de fluxo ascendente seja uma unidade eficiente na remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, a qualidade da águas residuária digerida pode não ser compatível com os padrões legais ou a qualidade desejada para o efluente final. Neste caso, pode-se utilizar lagoas para polimento final de efluentes de reatores UASB. Neste tratamento complementar os aspectos mais importantes são a qualidade higiênica do efluente final (refletida pelo número de coliformes fecais e ovos de helmintos), a remoção dos resíduos de material orgânico e sólidos em suspensão e eventualmente, a remoção de nutrientes (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Uma lagoa alimentada com efluente digerido no reator UASB receberá uma carga orgânica baixa, tendo, portanto, uma demanda de oxigênio reduzida. Um fator adicional importante é que o reator UASB remove grande parte dos material coloidal do esgoto, produzindo esgoto digerido

com baixa turbidez. Consequentemente, na lagoa posterior – a lagoa de polimento - a penetração da luz solar será profunda, acelerando a fotossíntese e a produção de oxigênio para oxidação do material orgânico. Considerando que a entrada de material orgânico será menor e, por consequência, a demanda de oxigênio também e, por outro lado, considerando que haverá um aumento da produção, por fotossíntese, de oxigênio dissolvido, na lagoa de polimento se estabelecerá um ambiente aeróbio semelhante àquele em lagoas de maturação em sistemas convencionais (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). De fato, a carga orgânica superficial aplicada em lagoas de polimento que recebem efluente de reatores UASB é normalmente inferior à carga típica de uma lagoa de maturação ($150 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$), mesmo quando o tempo de detenção na lagoa é curto. Na lagoa de polimento a baixa taxa de oxidação (estabilização da matéria orgânica) associada a alta taxa de produção fotossintética de oxigênio leva à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação bacteriana, pois as taxas relativas aos dois processos são determinadas principalmente pelas condições de transparência, irradiação solar, temperatura, profundidade da lagoa, para a fotossíntese e de temperatura e concentração do material orgânico biodegradável, para oxidação bacteriana.

Neste trabalho são apresentados a descrição de um sistema experimental, formado de um reator UASB seguido de uma lagoa de polimento em escala piloto e da metodologia de operação deste sistema bem como, são apresentados e discutidos os principais resultados obtidos, relacionados com o desempenho da lagoa de polimento na remoção da matéria orgânica em termos de DQO, DBO_5 e sólidos em suspensão, para diferentes tempos de permanência ou detenção hidráulica.

METODOLOGIA

Durante 16 meses foi realizada uma investigação, em escala de demonstração, para verificar a viabilidade de se usar uma única lagoa de polimento de fluxo contínuo para o pós tratamento do efluente de um reator UASB que tratava esgoto municipal. O objetivo principal era determinar o tempo de permanência necessário para a remoção de CF e produzir um efluente que pudesse ser usado na irrigação irrestrita. A lagoa de polimento foi operada com tempos de permanência de 5, 7,5 e 15 dias, caracterizando três fases no experimento.

Descrição do Sistema Experimental

O sistema era formado de um reator UASB, com $1,5 \text{ m}^3$ de capacidade, seguido por uma lagoa de polimento, com volume útil de $32,5 \text{ m}^3$. Como a remoção de CF era o objetivo principal da lagoa de polimento, procurou-se minimizar a mistura na lagoa, dividindo-a em cinco compartimentos ou raia, tendo cada uma: comprimento de 10 m, largura de 1 m e profundidade útil de 0,65 m (ver Figura 2). Nesta mesma figura está apresentado um detalhe da passagem do líquido de uma raia para outra, que era feita no sentido topo - fundo, sendo a conexão em tubo de PVC de 20 mm de diâmetro. No topo da tubulação de conexão foi colocado um cap de 100 mm de diâmetro com o objetivo de evitar a passagem, em excesso, de algas de uma raia para outra.

Operação do Sistema

Foi definido um tempo de permanência na lagoa de $t_p = 5$ dias, a partir das seguintes considerações: população de CF no efluente do reator UASB na ordem $10^7 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$; eficiência mínima de remoção de CF na lagoa de 99,99%; número de dispersão $D = 0,02$ (calculado com auxílio da Equação (7)) e valor adotado para a constante de decaimento de $k_b = 2,0 \text{ dia}^{-1}$. A profundidade pequena de 0,65 m foi escolhida para avaliar a possibilidade de ocorrência de remoção de nutrientes a partir de um aumento do valor do pH, que só é possível em lagoas rasas. A Tabela 1 mostra os valores médios de alguns dos parâmetros analisados na

lagoa operada com um tempo de permanência de 5 dias. Os dados mostram claramente que a concentração de CF no efluente era alta demais para irrigação sem restrições. Por esta razão foi aumentado o tempo de permanência para 7,5 dias (2ª. Fase) e, quando isto ainda se mostrou insuficiente para produzir a qualidade higiênica desejada, foi adotado um tempo de permanência de 15 dias.

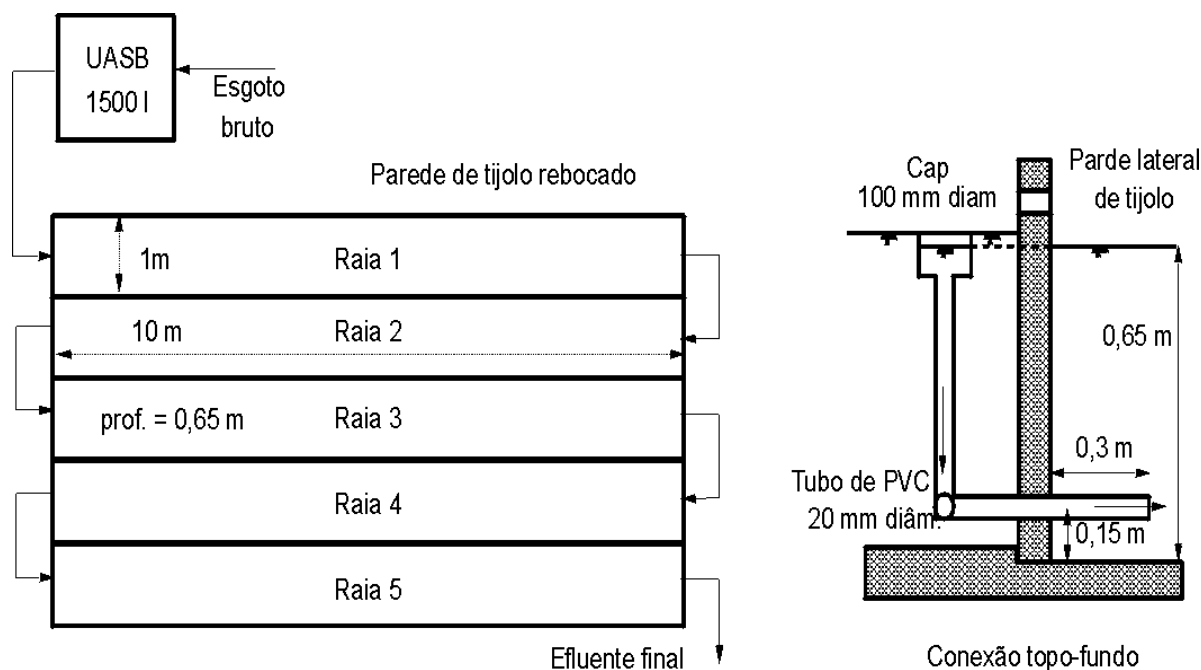


Figura 2 - Esquema do sistema formado por um reator UASB, tratando esgoto bruto, seguido de uma lagoa de polimento compartimentada e detalhe do dispositivo de conexão entre duas raia

O reator UASB, já com oito meses de operação, era alimentado com esgoto bruto da cidade de Campina Grande – PB e operou com um $t_p = 3$ horas, durante as fases 1 e 2, e com $t_p = 6$ horas, durante a fase 3. Durante todo o experimento não foram feitas descargas intencionais de lodo de excesso do reator, sendo toda a produção de lodo descarregada diretamente na lagoa.

Para cada tempo de permanência na lagoa foi mantida constante a vazão afluyente com auxílio de uma bomba dosadora. A Tabela 1 mostra os valores dos parâmetros que foram analisados no esgoto bruto e no esgoto digerido, bem como nas diferentes raia e no efluente final. A concentração de oxigênio dissolvido, OD, (mínima e máxima) foi determinada a meia profundidade. Os valores de SST, DBO, DQO, pH, alcalinidade e a qualidade higiênica em termos de CF e ovos de helmintos foram obtidos da análise de amostras dos efluentes das raia. Para determinar a concentração de algas (como Clorofila *a*) em cada raia foram tomadas amostras em coluna líquida e em três pontos distintos, as quais depois eram misturadas. Para estimar o efeito de algas sobre a qualidade do efluente foram realizados, também, testes da DBO e DQO em amostras filtradas.

As amostras do afluyente e efluente do UASB e do efluente de cada raia da lagoa de polimento eram coletadas, por volta das 8 horas, para serem analisadas segundo procedimentos padronizados: Standard Methods APHA (1997), para todas as análises exceto Clorofila *a* (método descrito por JONES, 1979) e ovos de helmintos (método de BAILINGER, modificado por AYRES & MARA, 1996). Devido às variações quantitativas e qualitativas do esgoto afluyente, foram feitas correções dos valores pontuais dos parâmetros relativos à DBO, DQO e aos sólidos suspensos, de forma que estes representassem o valor médio diário.

Em cada uma das três fases foi determinado o número de dispersão em cada raia da lagoa de polimento mediante a distribuição do tempo de permanência, usando-se cloreto de potássio como traçador, obtendo-se depois o valor médio de D na lagoa, conforme apresentado na Tabela 5. O mesmo experimento foi também usado para determinar o tempo real de permanência do líquido ($t_{p,real}$) na lagoa de polimento e, portanto, a fração de volume morto.

Determinação da constante de decaimento, k_b .

Para determinar os valores da constante de decaimento de CF, em cada fase do experimento, foram retiradas amostras de iguais volumes de cada raia. As amostras eram misturadas sendo, então, adicionados 10 % de esgoto digerido para aumentar a concentração de CF. De cada batelada assim obtida amostras eram retiradas 4 vezes por dia, durante um período de 5 dias, para determinar a variação do número de CF na batelada. Os valores de k_b correspondentes as três fases estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 1 - valores experimentais de k_b em função da profundidade, H

H (m)	k_b (dia ⁻¹)	$k_b \cdot H$
0,40	4,0	1,60
0,65	2,3	1,50
0,80	2,0	1,60
1,5	0,7	1,05
2,0	0,6	1,20
3,0	0,5	1,50

A Tabela 1 contém os valores de k_b , determinados durante a 1^a. Fase e da forma acima descrita, em lagoas de polimento pouco e muito profundas (recipientes com alturas variando de 0,40 a 3,0 m). Desta investigação ficou estabelecido que, em lagoas de bateladas, o decaimento da população de CF ocorre, como previsto, de forma exponencial. Neste experimento ficou também determinado o valor da constante $k_b = 2,3 \text{ dia}^{-1}$ para a profundidade de 0,65 m.

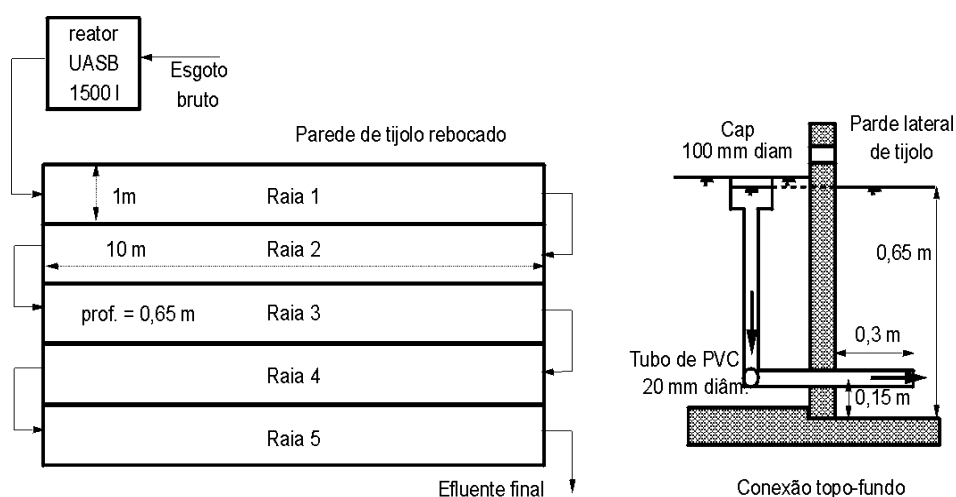


Figura 2 - Esquema do sistema formado por um reator UASB, tratando esgoto bruto, seguido de uma lagoa de polimento compartimentada e detalhe do dispositivo de conexão entre duas raias

Em cada uma das três fases foi determinado o número de dispersão em cada raia da lagoa de polimento mediante a distribuição do tempo de permanência, usando-se cloreto de potássio como traçador, obtendo-se depois o valor médio de D na lagoa, conforme apresentado na Tabela 5. O mesmo experimento foi também usado para determinar o tempo real de permanência do líquido ($t_{p,real}$) na lagoa de polimento e, portanto, a fração de volume morto.

APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Nas Tabelas 1, 2 e 3 observa-se os resultados experimentais obtidos nas três fases (tempos de permanência de 5; 7,5 e 15 d), mantendo-se sempre uma profundidade de 0,65 m nas lagoas. Pode-se verificar que após um tempo de permanência de aproximadamente 3 a 5 dias na lagoa de polimento, estabeleceram-se valores quase constantes de DBO₅, DQO e STS embora relativamente altos (faixas de 40 a 60, 75 a 125 e 40 a 60 respectivamente). É interessante notar na Tabela 1 que uma população pequena mais estável (concentração de Clorofila *a* de 123 µg/L) se estabeleceu na primeira raia da lagoa de polimento, embora o tempo de permanência nesta fosse de somente 1 dia, mostrando que os processos de fotossíntese já se desenvolvia nesta raia.

Tabela 1 - Valores médios de parâmetros analisados na lagoa de polimento para uma vazão constante de 270 L/h (TDH = 5 dias), tratando esgoto digerido num reator UASB operado com TDH de 3 h. Período: fevereiro a junho de 1999. Temperatura da lagoa: 26 ± 1 °C

Parâmetros	Unidade	Esgoto bruto	Esgoto digerido	Raias da lagoa				
				1	2	3	4	5
OD mín	mg/L	-		<1	<1	<1	<1	<1
OD máx	mg/L	-		1,5	2,5	>20	>20	>20
STS	mg/L	422	190	120	102	68	52	68
DBO	mg/L	396	169	87	71	55	54	59
DBO _f	mg/L	-	105	64	36	40	32	35
DQO	mg/L	712	254	187	223	256	212	188
DQO _f	mg/L	-	145	112	87	78	88	102
pH	-	7,4	6,9	7,1	7,3	7,7	8,1	8,3
Clorofila <i>a</i>	µg/L	-	-	123	464	916	1466	1702
Alcalinidade	mg/L	384	432	436	413	397	391	379

Tabela 2 - Valores médios de parâmetros analisados na lagoa de polimento para uma vazão constante de 180 L/h (TDH = 7,5 dias), tratando esgoto digerido num reator UASB, operado com TDH de 3 h. Período: julho a dezembro de 1999. Temperatura da lagoa: 25 ± 1 °C

Parâmetros	Unidade	Esgoto bruto	Esgoto digerido	Raias da lagoa				
				1	2	3	4	5
OD mín	mg/L	-	-	<1	<1	<1	<1	<1
OD máx	mg/L	-	-	<1	2,8	6,8	>20	>20
STS	mg/L	536	177	101	93	68	57	48
DBO	mg/L	408	142	73	57	66	62	44
DBO _f	mg/L	-	-	58	36	47	34	32
DQO	mg/L	683	57	306	346	285	287	221
DQO _f	mg/L	-	-	124	156	177	142	93
pH	-	7,2	6,7	7,0	7,4	7,7	7,9	8,0
Clorofila <i>a</i>	µg/L	-	-	1149	2157	2154	2680	1282
Alcalinidade	mg/L	285	310	353	348	346	341	333

Tabela 3 - Valores médios de parâmetros analisados na lagoa de polimento para uma vazão constante de 90 L/h (TDH = 15 dias), tratando esgoto digerido num reator UASB operado com TDH de 6 h. Período: janeiro à maio de 2000. Temperatura da lagoa: 25 ± 1 °C

Parâmetros	Unidade	Esgoto bruto	Esgoto digerido	Raias da lagoa				
				1	2	3	4	5
OD mín	mg/L	-	-	2,6	3,1	1,6	1,5	1,4
OD máx	mg/L	-	-	8,1	9,5	3,4	4,1	4,6
STS	mg/L	438	99	78	75	44	28	18
DBO	mg/L	312	150	70	64	27	32	24
DBO _f	mg/L	177	63	48	36	15	22	18
DQO	mg/L	522	192	227	187	127	137	108
DQO _f	mg/L	194	144	155	119	69	66	53
pH	-	7,4	6,9	8,1	8,6	8,3	8,3	8,5
Clorofila <i>a</i>	µg/L	-	-	984	939	291	238	249
Alcalinidade	mg/L	371	395	357	327	319	294	304

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, conclui-se que:

1. ponto mais importante que ficou evidenciado pela investigação experimental e os dados apresentados nas Tabelas 1, 2 e 3 é que é perfeitamente viável operar uma única lagoa de polimento, como opção de pós tratamento de esgoto tratado em um digestor anaeróbio eficiente como é o reator UASB.
2. reator UASB, embora operando com tempo de permanência hidráulica de apenas 3 horas, foi bastante eficiente na remoção de matéria orgânica, produzindo um efluente com aproximadamente 1/3 da DQO do esgoto bruto.
3. tempo de permanência numa lagoa recebendo efluente de um UASB é bem menor que aquele de uma lagoa tratando esgoto bruto e a remoção do material orgânico não é mais o critério principal de projeto dessa lagoa, que, por esta razão, pode ser denominada de lagoa de polimento em vez de lagoa de estabilização.
4. Em lagoas de polimento tratando efluente de reatores UASB, a concentração de material orgânico do esgoto digerido é baixa e as lagoas terão características típicas de lagoas de maturação ($< 150 \text{ kgDBO}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Tratando-se de lagoas pouco profundas (como foi o caso estudado) o que corresponderia a uma maior área e, portanto, mais fotossíntese, pode ser observada uma concentração elevada de oxigênio dissolvido, podendo haver inclusive desprendimento de oxigênio da fase líquida para a atmosfera. Não havendo, portanto, problemas de maus odores, decorrente de condições anaeróbias.
5. Em uma lagoa de polimento com uma profundidade de 0,65 m, operando com o tempo de permanência de 5 dias obteve-se um efluente com qualidade equivalente a um sistema convencional de lagoas de estabilização, operando com um tempo de permanência de 20 a 30 dias. O tempo de detenção no reator UASB era de 3 horas, de modo que o esgoto digerido tinha ainda uma DQO muito alta.
6. Em uma lagoa rasa (0,65 m) após um tempo de aproximadamente 3 a 5 dias, foram estabelecidos valores quase constantes de DBO₅, DQO e STS embora ainda relativamente altos com faixas de 40 a 60 mg/L, 75 a 125 mg/L e 40 a 60 mg/L, respectivamente, devido à presença de algas. Amostras

filtradas têm valores muito mais baixos: 20 a 40 mg/L, e 50 a 100 mg/L para DBO e DQO, respectivamente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio financeiro recebido da FINEP, CNPq e CEF, através do Programa de Saneamento Básico – PROSAB e PRONEX e a Cia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA por dispor à UFPb a área onde se realizou o experimento..

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th edition. American Public Health Association Inc. New York, 1992.
- BARTONE, C.R. (1986), *Waste stabilization ponds and reuse of effluents* – Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización, CEPIS, Lima - Peru.
- JONES, J.G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. Ambleside: *Freshwater Biological Association – Scientific publication*. (39), 1979.
- MARA, D.D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. *Brazilian stabilization pond research suggest low-cost urban application*. World Water 6, 20-24, 1983.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. *Waste Stabilization Pond – Design Manual for Mediterranean Europe*. World Health Organization, Copenhagen, 1987.
- PROSAB (1999). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e por Disposição Controlada no Solo*. ABES, Rio de Janeiro, 464p.
- SILVA, S. A., SILVA, F.J.A. *Desempenho do Sistema de Lagoas de Estabilização de Maracanaú*. 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro/RJ, 1999.
- VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos - Um manual para regiões de clima quente*. Epigraf, Campina Grande/PB, 1994.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de Estabilização*. DESA-UFGM, Belo Horizonte/MG, 1996.
- WHO. *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. World Health Organization Technical Report Series, No 778. World Health Organization, Geneva, 1989.