

II-046 – DEGRADAÇÃO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO – UM ESTUDO EXPERIMENTAL

Anderson Ruan Gomes de Almeida

Engenheiro Civil pela UFC, *Campus* Cariri. Mestrando em Saneamento Ambiental no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pós-DEHA/UFC.

Osmar Luiz Moreira P. Fonseca de Menezes

Engenheiro Civil pela UFC, *Campus* Cariri. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE, área de Tecnologia Ambiental.

Andre Luis Calado Araujo

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Pesquisador na área de Engenharia Sanitária e Ambiental. Professor do IFERN e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, UFRN.

Raimundo Oliveira de Souza

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Professor Titular na UFC e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pós-DEHA/UFC.

Fernando José Araújo da Silva⁽¹⁾

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Professor Adjunto na UFC e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pós-DEHA/UFC.

Endereço⁽¹⁾: Bloco 713, 1º andar, *Campus* do PICI, Centro de Tecnologia. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, CE. Brasil. CEP 60451-970. Fone: (85) 33669624. E-mail: fjas@cariri.ufc.br

RESUMO

No ensaio de DBO o coeficiente desoxigenação (K_D) depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras para atividade microbiana. O presente estudo tratou da biodegradabilidade de efluente de lagoa de estabilização. O interesse considerou o fato de que a remoção de sólidos suspensos totais em lagoas não é elevada e estes são representados essencialmente por biomassa de algas. Estes organismos são produtores primários e possuem constituição diferente da matéria orgânica residual presente em efluentes de outros tipos de tecnologias de tratamento. O estudo foi conduzido com amostras de um sistema de lagoas de estabilização localizado em Fortaleza, Nordeste do Brasil. As amostras em apreço eram originárias de uma lagoa facultativa primária (L_{FP}) e de duas lagoas de maturação (primária – L_{MP} e secundária – L_{MS}). Para avaliação do conteúdo orgânico e cinética de degradação aeróbia foram consideradas amostras não filtradas e filtradas. A investigação mostrou que a biomassa algal representa cerca de 21 a 47 μg de clorofila *a*/mg DBO particulada (5 dias, 20° C). Com temperatura de 27,5° C esta razão representou cerca de 17 e 23 μg de clorofila *a*/mg DBO particulada. No caso da DQO, a razão média foi de 5,7 μg de clorofila *a*/mg DQO particulada. Temperaturas mais elevadas parecem minimizar a variabilidade da biodegradação dos efluentes. Correlações entre as concentrações DBO não filtrada e filtrada são úteis no dimensionamento de sistemas de lagoas, sendo recomendada aqui a seguinte equação: $\text{DBO}_F = 0,539 \cdot \text{DBO} + 0,287$ ($r = 0,927$, para $\alpha = 0,05$).

PALAVRAS-CHAVE: Conteúdo de matéria orgânica, Biodegradabilidade, Coeficiente de desoxigenação, Correlação entre amostras filtradas e não filtradas.

INTRODUÇÃO

O conteúdo orgânico da água, de caráter natural ou antrópico, diz respeito a uma mistura heterogênea. Em espectro geral a matéria orgânica (MO) pode ser particulada ou dissolvida, biodegradável, lentamente ou mesmo não-biodegradável. No caso de águas residuárias, o parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são usualmente empregados para expressar o conteúdo orgânico. A DBO é relativa à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos, enquanto a DQO representa tanto a fração biodegradável, quanto a não-biodegradável. Cabe destacar que estes parâmetros são referentes ao complexo de constituintes e agregados da matéria orgânica presentes na água (SAWYER *et al.*, 2002).

O principal efeito da matéria orgânica em corpos aquáticos é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido (OD), causado pela respiração de microrganismos heterótrofos e quimioautótrofos, aeróbios e facultativos (VON SPERLING, 2005). Avaliações confiáveis de valores de DBO são importantes para estudos de autodepuração em corpos aquáticos e projeto de estações de tratamento de esgotos, a fim de prever o impacto de lançamento de efluentes.

No ensaio de DBO a estabilização da matéria orgânica é realizada por via aeróbia, com decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido ao longo do tempo. Além de estimar o montante de OD consumido para degradação da matéria orgânica em cinco dias, a 20° C (procedimento padrão - $DBO_{5,20^{\circ}C}$), importa conhecer a demanda total de OD para a amostra, determinando a $DBO_{\text{ÚLTIMA}} (L_O)$, bem como a velocidade com que esse mecanismo se processa, através do coeficiente de desoxigenação (K_D).

Em visão sintética a degradação da matéria orgânica pode ser entendida com uma reação homogênea, que obedece à cinética de primeira ordem (Equação 1). Esta é, portanto, uma premissa do ensaio de DBO. No ensaio, ao longo do tempo a quantidade de matéria orgânica a ser degradada diminui, e a parcela que sobra é dita remanescente (DBO_R). Com o passar do tempo esta fração de matéria orgânica remanescente torna-se de difícil degradação, atingindo um ponto de “equilíbrio”. A partir deste ponto o $DBO_{\text{ÚLTIMA}} (L_O)$ foi alcançada a fração remanescente - por ser recalcitrante ou muito lentamente biodegradável - é considerada nula.

$$L = L_O \cdot e^{-K_D t} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que: L_O é concentração inicial do poluente (M/L^3) e L a concentração final após certo tempo (t). A variável K_D é a constante de decaimento ($1/T$), igual a K_D , no caso da DBO.

A determinação de K_D é obtida através de procedimentos experimentais, com determinação de uma série de valores de DBO exercida (L_T) em dias consecutivos. Este processo é mais usual com duração de 7 dias. Porém, estudos com duração 5 dias ou de até 20 dias podem ser considerados. Para a estimativa de K_D a análise matemática dos resultados tem como abordagens frequentes os métodos de Thomas, dos Mínimos Quadrados e de Fujimoto, como destacado por Ramalho (1983).

O valor de K_D depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Assim, cada água tem em relação à origem e característica um K_D próprio, de maneira que é relevante que se conheça este parâmetro. No âmbito do presente estudo a motivação reside no efeito potencial de efluentes de lagoas de estabilização em corpos receptores.

Mara (2004) observa que comparada a outras técnicas de tratamento de esgotos, as lagoas de estabilização promovem remoção apenas razoável (entre 50 e 80%) de sólidos em suspensão. Este material é composto principalmente de biomassa algal. Segundo o autor, a natureza destes sólidos difere daqueles presentes em efluentes de outras tecnologias de tratamento. As algas são produtores primários, compensam parte da demanda de oxigênio exercida no corpo hídrico através da atividade fotossintética e possuem constituição diferente da matéria orgânica residual presente em efluentes de outros tipos de estações de tratamentos.

Investigações sobre a biodegradabilidade de efluentes de lagoas de estabilização não são usuais. Assim, o presente estudo tem como objetivo avaliar a biodegradabilidade de efluentes de lagoas de estabilização (em escala real) que contém biomassa algal.

METODOLOGIA

Selecionou-se uma série de lagoas de estabilização constituída de uma lagoa facultativa primária (L_{FP}), seguida de três lagoas de maturação (primária - L_{MP} , secundária - L_{MS} e terciária L_{MT}). O sistema era localizado no município de Fortaleza (3°43' S; 38°32' O), Bairro Dias Macedo, Ceará, Nordeste do Brasil.

Para efetivação do estudo foram coletadas seis amostras pontuais do esgoto bruto afluente (EB) e de efluentes das lagoas facultativa primária (L_{FP}), maturação primária (L_{MP}) e maturação secundária (L_{MS}), no horário da manhã (às 9:00hs). O sistema de tratamento e as lagoas consideradas no estudo estão na Figura 1.



Figura 1: Vista superior do sistema de tratamento, da comunidade atendida e das lagoas consideradas no estudo sobre biodegradabilidade de efluentes.

No esgoto bruto foram determinados os parâmetros: temperatura, pH, DBO (com incubação de 5 dias a 20°C e 27,5°C, não filtrada e filtrada) e DQO (não filtrada e filtrada). Além destes parâmetros, nas amostras das lagoas foram determinados também OD e clorofila *a*. Para determinação de DBO e DQO nas amostras filtradas foram utilizados filtros tipo AP-20, com poro de 0,7 µm e 47 mm de diâmetro.

Em paralelo, três amostras (filtradas e não filtradas) de efluentes de cada lagoa foram encubadas em ambiente escuro sob temperaturas de 20 e 27,5° C, com leituras consecutivas em intervalos de 24hs, ao longo de 7 dias, a fim de se estimar valores da DBO_{ÚLTIMA} (L_O) e K_D . Estes parâmetros foram estimados a partir dos métodos de Thomas, dos Mínimos Quadrados e de Fujimoto (RAMALHO, 1983). Todos os procedimentos analíticos seguiram as recomendações contidas em APHA (1992), exceto a clorofila *a*, com extração por metanol a 90%, conforme Jones (1979).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura média dos efluentes das lagoas foi uniforme, em torno de 28,5°C (±1,3°C). No esgoto bruto o valor médio da temperatura foi de 32,1°C (±1,4° C). Estes valores refletem o caráter climático da região em que está localizado o sistema de lagoas. A Tabela 1 mostra os resultados de caracterização dos efluentes brutos e tratados no sistema de lagoas do estudo.

Com base em amostras não filtradas de esgoto bruto as remoções totais de DBO não filtrada e filtrada (DBO_F) foram de 81,3 e 90,8%, com ensaio padrão (5 dias a 20° C). Para temperatura de 27,5°C as remoções foram de 85,1 e 93,4%, respectivamente. Já as remoções de DQO não filtrada e filtrada (DQO_F) foram de 69,3 e 83,7%, respectivamente.

A razão DBO_{5,20° C}/DQO no EB foi de 0,37, sendo reduzido à média de 0,22 nos efluentes das lagoas. Nas amostras filtradas (DBO_F/DQO_F) as razões foram de 0,58 no EB, 0,28 na L_{FP} e cerca de 0,20 nas amostras das lagoas de maturação. Para o ensaio à temperatura de 27,5°C a razão DBO_{5, 27,5° C} /DQO foi de 0,53 no EB e de 0,30; 0,22 e 0,26 nas amostras das lagoas L_{FP}, L_{MP} e L_{MS}, respectivamente. Para amostras filtradas as mesmas razões foram 0,89; 0,29; 0,20 e 0,21, respectivamente.

Tabela 1: Valor médio e desvio padrão dos parâmetros analisados (n=6).

Parâmetro	Tipo de efluente			
	EB	L _{FP}	L _{MP}	L _{MS}
pH	6,94 (±0,28)	7,60 (±0,38)	7,61 (±0,40)	8,27 (±0,48)
OD (mg/L)	-	2,6 (±0,8)	2,6 (±1,0)	3,9 (±0,9)
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	-	1118 (±286)	904 (±236)	570 (±179)
DBO ₅ , 20°C (mg/L)	283 (±92)	83 (±19)	76 (±20)	53 (±10)
DBO _F 5, 20°C (mg/L)	125 (±57)	59 (±16)	37 (±9)	26 (±7)
DBO ₅ , 27,5°C (mg/L)	410 (±156)	117 (±22)	79 (±17)	61 (±13)
DBO _F 5, 27,5°C (mg/L)	195 (±80)	62 (±19)	39 (±11)	27 (±9)
DQO (mg/L)	773 (±219)	387 (±87)	352 (±74)	237 (±39)
DQO _F (mg/L)	220 (±62)	213 (±84)	191 (±49)	126 (±34)

No ensaio padrão – 5 dias a 20° C - a razão percentual DBO_F/DBO foi de 44,2 % no EB, passando a 71,1; 48,7 e 49,1% nas lagoas L_{FP}, L_{MP} e L_{MS}, respectivamente. Para o ensaio a 27,5° C estas razões foram de 47,6% no EB e de 53,0; 49,4 e 53,2% nos efluentes das respectivas lagoas. As razões entre as medidas de clorofila *a* e a DBO particulada (*i.e.* DBO_P = DBO – DBO_F) apresentaram médias de 47, 23 e 21 µg de clorofila *a*/mg DBO_P nas lagoas L_{FP}, L_{MP} e L_{MS}, respectivamente, no ensaio a 20° C. Estes valores são inferiores ao que relata Mara (2004), que seria em torno de 100 µg de clorofila *a*/mg DBO_P. Já à temperatura de 27,5° C, as razões foram, respectivamente, de 20, 23 e 17 µg de clorofila *a*/mg DBO_P. No caso da DQO, a razão média, em todas as lagoas, foi de aproximadamente 5,7 µg de clorofila *a*/mg DQO particulada.

Os coeficientes de desoxigenação (K_D) dos efluentes das lagoas são mostrados na Tabela 2. Os resultados sugerem que os dados obtidos com o método de Fujimoto apresentaram, em relação aos valores medidos, correlação superior ($r = 0,954$, para $\alpha = 0,05$) às verificadas com os métodos dos Mínimos Quadrados ($r = 0,952$) e de Thomas ($r = 0,913$). A despeito disto, e concernente à temperatura, ocorreram discrepâncias em relação às amostras não filtradas das lagoas L_{FP} e L_{MS}, com o emprego do método de Thomas. Neste caso o valor de K_D a 20° C foi superior ao verificado nas amostras a 27,5° C. Fato semelhante ocorreu com o método de Fujimoto, porém, somente para as amostras da L_{FP}. Quanto ao método dos Mínimos Quadrados, os valores de K_D a 20 e 27,5° C foram praticamente o mesmo nas amostras da L_{MP}. Isto pode estar relacionado às características específicas das amostras coletadas, incluindo dominância de gêneros de algas. Entretanto, há que se considerar que o ensaio de DBO *per se* tende a apresentar elevado grau de variação (até 14%), se comparado a outros procedimentos analíticos de determinação de conteúdo de carbono (APHA, 1992).

Tabela 2: Valor médio de K_D nos efluentes das lagoas de estabilização do estudo (n=3).

Efluente/Lagoa	Thomas		Mínimos Quadrados		Fujimoto	
	20° C	27,5° C	20° C	27,5° C	20° C	27,5° C
L _{FP}	0,304	0,135	0,182	0,319	0,296	0,265
L _{FPF}	0,039	0,143	0,194	0,378	0,296	0,470
L _{MP}	0,115	0,224	0,399	0,395	0,385	0,410
L _{MPF}	0,024	0,249	0,207	0,419	0,302	0,384
L _{MS}	0,403	0,205	0,057	0,215	0,117	0,165
L _{MSF}	0,138	0,147	0,061	0,355	0,172	0,404

A natureza distinta das taxas de biodegradabilidade das amostras apresentou relação conversiva com as estimativas de DBO_{ÚLTIMA} (L_O). A Tabela 3 contém os valores de L_O, cujo comportamento é semelhante ao dos dados mostrados na Tabela 2. Isto pôde ser evidenciado pela correlação negativa entre K_D e L_O. O coeficiente de correlação (r , com $\alpha = 0,05$) entre estes parâmetros estimados nas amostras não filtradas foi de -0,642 e de -0,611 nas amostras filtradas. Estes valores de r são para os resultados agrupados com os diferentes métodos. Destaca-se, ainda, que em princípio uma discussão mais aprofundada do ponto de vista estatístico exigiria um conjunto amostral maior.

Tabela 3: Valor médio da DBO_{ÚLTIMA} (Lo) nos efluentes das lagoas de estabilização (n=3).

Efluente/Lagoa	Thomas		Mínimos Quadrados		Fujimoto	
	20° C	27,5° C	20° C	27,5° C	20° C	27,5° C
L _{FP}	103	238	130	151	104	158
L _{FPF}	302	124	90	81	75	76
L _{MP}	173	126	91	104	89	101
L _{MPF}	297	55	55	48	47	47
L _{MS}	59	101	180	99	113	114
L _{MSF}	48	54	84	37	44	35

A comparação entre os resultados das medições e os obtidos com simulação, através das estimativas da DBO_{ÚLTIMA} e K_D, mostraram que os erros médios foram maiores nos dois primeiros dias, e em relação à temperatura do ensaio padrão (Figura 2). Portanto, temperaturas mais elevadas tendem à minimização da variabilidade do fenômeno de biodegradação dos efluentes de lagoas, atuando como parâmetro catalisador. Isto é particularmente favorável em localidades com clima quente.

As análises de erros permitem cotejar concepções teóricas em relação às mensurações reais. Neste sentido, a degradação da MO que ocorre nos primeiros dias apresenta peso maior sobre o processo como um todo, influenciando de maneira significativa os cálculos de L_O e K_D, independente do método empregado.

As Figuras 3 e 4 mostram as correlações entre as concentrações de DBO não filtradas e filtradas, para as temperaturas consideradas no estudo. Agrupando-se todos os resultados é possível estimar a concentração na amostra filtrada, conforme: $DBO_F = 0,539.DBO + 0,287$ ($r = 0,927$, para $\alpha = 0,05$). A estimativa da DBO_F é útil como modelo empírico a ser empregado no dimensionamento de sistemas de lagoas. Entretanto, cabe ressaltar a influência da temperatura, uma vez que este parâmetro impõe maior dinâmica e maior cinética à ciclagem do carbono.

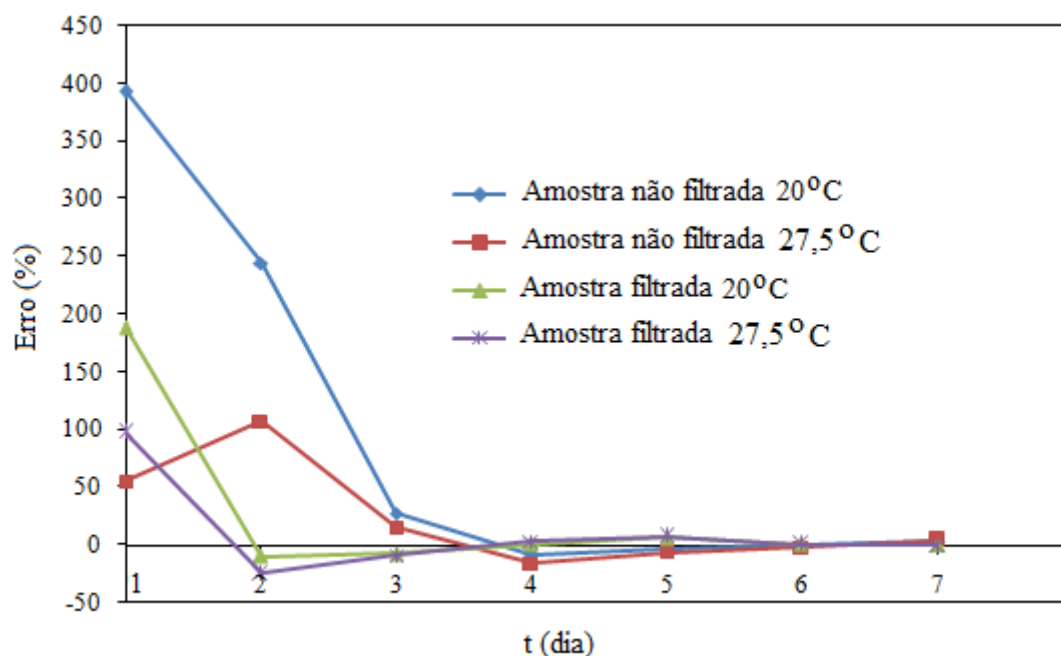


Figura 2: Erro médio dos valores estimados em relação aos valores medidos.

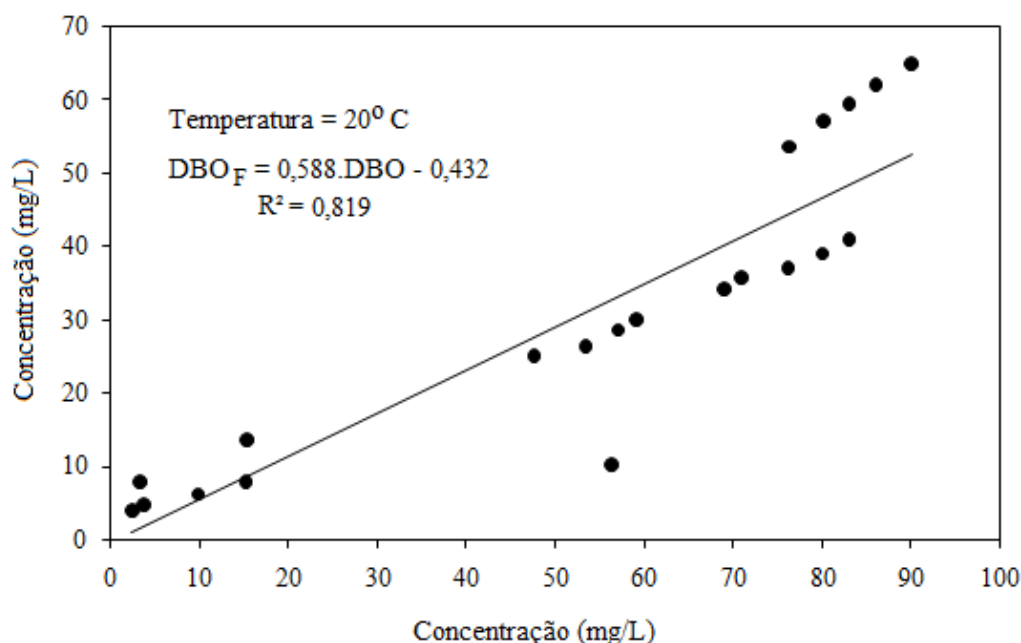


Figura 2: Correlação entre DBO não filtrada e filtrada nas amostras de efluentes de lagoas de estabilização (T = 20° C).

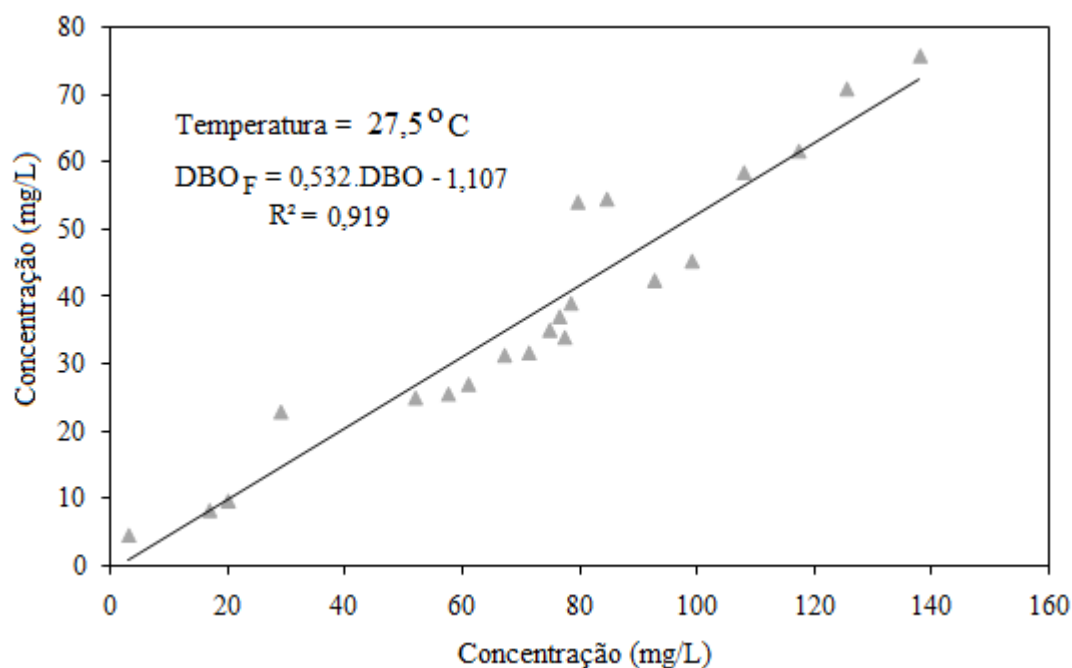


Figura 3: Correlação entre DBO não filtrada e filtrada nas amostras de efluentes de lagoas de estabilização (T = 27,5° C).

CONCLUSÃO

A investigação sobre a biodegradabilidade de efluentes de lagoas de estabilização mostrou que a biomassa algal representa cerca de 21 a 47 µg de clorofila *a*/mg DBO particulada (em ensaio padrão) presente nos efluentes. Com temperatura de 27,5° C esta razão representou cerca de 17 e 23 µg de clorofila *a*/mg DBO particulada. No caso da DQO, a razão média foi de 5,7 µg de clorofila *a*/mg DQO particulada.

Foram empregados três métodos de determinação do coeficiente de degradação (K_D), sendo o de Fujimoto mais representativo. Verificou-se correlação negativa entre as estimativas de K_D e L_0 . Os erros médios de estimativa da DBO ao longo do tempo (L_T) foram maiores nos dois primeiros dias, e à temperatura de ensaio padrão de DBO. Temperaturas mais elevadas parecem minimizar a variabilidade da biodegradação dos efluentes.

Correlações entre as concentrações DBO não filtrada e filtrada são úteis no dimensionamento de sistemas de lagoas, sendo recomendada aqui a seguinte equação: $DBO_F = 0,539.DBO + 0,287$ ($r = 0,927$, para $\alpha = 0,05$).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. Washington, D.C.: APHA – American Public Health Association, 1992.
2. JONES, J.G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No 39. Ambleside, England. 1979. 112 p.
3. MARA, D.D. Domestic wastewater treatment in developing countries. London: Earthscan, 2004. 293 p.
4. RAMALHO, R.S. Introduction to wastewater treatment process. 2nd edition. Academic Press. New York. 1983. 409 p.
5. SAWYER, C.N.; McCARTY, P.; PARKIN, G. Chemistry for environmental engineering. 4th edition. New York: McGraw-Hill. 2002. 768 p.