

## VERIFICAÇÃO DE ALGUNS MODELOS EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS

### RESUMO

*Foram estudadas sete lagoas facultativas primárias, sobre a remoção de matéria orgânica e coliformes totais. A remoção média de DBO e DQO foi de 79 e 69%, respectivamente. Todas as lagoas apresentaram efluente com concentrações altas de SS (em torno de 100 mg/L). O decaimento de CT foi da ordem de 2 log's em todas as unidades. As lagoas investigadas comportam novas ligações de esgotos (cerca de 25%).*

**Fernando José Araújo da Silva**

---

*Professor Assistente da Universidade de Fortaleza - UNIFOR.*

**Lúcia de Fátima Pereira Araújo**

---

*Engenheira Química, Técnica de Controle da Poluição Ambiental da Superintendência Estadual do Meio Ambiente - SEMACE.*

**Virgílio César Aires de Freitas**

---

*Professor Assistente da Universidade de Fortaleza - UNIFOR.*

### ABSTRACT

*Seven full-scale primary facultative ponds were investigated. Average BOD and COD removal was 79 and 69%, respectively. Concentration of suspended solids in the effluents was about 100 mg/L. Total coliform removal was around 2 log's in all systems. The treatment plants are capable of receiving higher flow rates (about 25%).*

### INTRODUÇÃO

Existem 17 (dezessete) estações de tratamento de esgotos (ETE's) do tipo lagoas de estabilização em Fortaleza (3°43' Sul; 38°32' Oeste). Metade dos sistemas de lagoas é composta por unidades facultativas primárias, sem pós-tratamento, sendo operadas e mantidas pela companhia de água e esgoto local.

As estações estão localizadas nas áreas mais afastadas do centro da cidade, em conjuntos habitacionais que não

pertencem às bacias de esgotamento sanitário atendidas pelo sistema de disposição oceânica, através de emissário submarino. Em geral, apesar do bom funcionamento destas unidades, pouco se sabe sobre o real estado de operação das mesmas. É necessária uma avaliação apropriada dos resultados de monitorização em relação às equações normalmente empregadas nos projetos.

## 1. OBJETIVOS

Verificar o desempenho de lagoas facultativas primárias em operação em Fortaleza, considerando os critérios de projeto normalmente empregados. Comparar e interrelacionar elementos operacionais de maneira a fornecer melhores subsídios para o projeto deste tipo de lagoa na região.

## 2. REMOÇÃO DE DBO EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS

Lagoas facultativas primárias constituem unidades mais simples para o tratamento de esgotos. No entanto, atualmente, o projeto de lagoas facultativas primárias está sendo preterido por lagoas em série, que apresentam maior eficiência (Mara et al., 1992). Mesmo assim, este tipo de reator, assim como sua configuração empregada, tem sido objeto de vários estudos (Silva, 1982; Middlebrooks, 1987; Ellis e Rodrigues, 1995),

Vários modelos foram desenvolvidos para o projeto de lagoas facultativas. Os métodos mais difundidos para remoção de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) são baseados na cinética de remoção de primeira ordem em reator de mistura completa ou com fluxo não disperso (fluxo em pistom), e na carga orgânica superficial aplicada à lagoa.

O emprego da equação de cinética de remoção de primeira ordem, que ocorre na maioria dos fenômenos bioquímicos ambientais,

foi proposta por Marais e Shaw em 1961 (in Preul e Wagner, 1987). Para reatores com mistura completa e fluxo em pistom seguem respectivamente:

$$L_e = L_i / (1 + kt) \quad (\text{Eq. 1})$$

$$L_e = L_i e^{-kt} \quad (\text{Eq. 2})$$

O coeficiente de remoção  $k$  varia com a temperatura da água. A correção de  $k$  é feita através de equações tipo Arrhenius (Mara, 1976; Preul e Wagner, 1987):

$$k = 0,3 (1,05)^{T_a - 20} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$k = 1,2 (1,085)^{T_a - 35} \quad (\text{Eq. 4})$$

O dimensionamento com base na carga orgânica superficial aplicada ( $\lambda_s$ ) considera elementos operacionais para os quais a lagoa apresenta eficiência ideal sob determinadas condições de temperatura. Nas equações, o valor máximo de  $\lambda_s$  que pode ser aplicado, considera um fator de segurança, de maneira que o reator não sofra colapso e se torne anaeróbio quando este receber sobrecargas (Ellis e Rodrigues, 1995). A temperatura é o principal fator ambiental, de maneira que, regiões com diferentes características climáticas apresentam uma equação própria mais representativa, como a proposta por Arceivala na Índia. Por isto, as tentativas de desenvolvimento de um modelo global têm falhado. As equações desenvolvidas foram baseadas na carga orgânica superficial aplicada às lagoas, em diversos trabalhos experimentais.

Carga orgânica a ser aplicada	Número da equação	Referência
$\lambda_s = 375 - 6,25 Lat$	5	Arceivala (1963)
$\lambda_s = 40,4 (1,099)^T$	6	McGarry e Pescod (1970)
$\lambda_s = 20T - 120$	7	Mara (1976)
$\lambda_s = 20T - 60$	8	Arthur (1983)
$\lambda_s = 357,4 (1,085)^{(T-20)}$	9	Bartone (1985)
$\lambda_s = 50(1,072)^T$	10	WHO (1987)
$\lambda_s = 350(1,107 - 0,002T)^{(T-25)}$	11	Mara et al. (1992)
$\lambda_s = 20T - 90$	12	Marks (1993)

**Quadro 1** - Equações para cálculo de  $\lambda_s$  admissíveis em projeto de lagoas facultativas primárias.

Outras expressões igualmente simples foram desenvolvidas, para expressar a taxa de remoção superficial de DBO ( $\lambda_r$ ) em função de  $\lambda_s$ .

Taxa de remoção superficial	Número da equação	Referência
$\lambda r = 0,725\lambda s + 10,75$	13	Mcgarry e Pescod (1970)
$\lambda r = 0,79 \lambda s + 2$	14	Mara et al. (1979)
$\lambda r = 0,75 \lambda s$	15	Silva (1982)
$\lambda r = 0,61 \lambda s + 13$	16	Bradley (1983)

**Quadro 2** - Taxa de remoção de matéria orgânica (como DBO) em função de  $\lambda s$ .

### 3. REMOÇÃO DE COLIFORMES

A remoção de bactérias em lagoas de estabilização segue a cinética de remoção de primeira ordem em um reator de mistura completa, conforme modelo proposto por Marais (1974). O modelo de Marais é, em geral, aplicado à remoção de coliformes fecais, sendo representado pela Equação 17.

$$N_e = N_i / (1 + k_b \cdot t) \quad (\text{Eq. 17})$$

O valor de  $k_b$  aumenta cerca de 19 % para cada °C acrescido na temperatura da água (Mara et al., 1992). A correção de  $k_b$  é similar ao que se verifica nas Equações 3 e 4, sendo a correção dada pelas Equações 18 e 19 (Marais, 1974; Mills et al., 1992):

$$k_b = 2,6 (1,19)^{T_a - 20} \quad (\text{Eq. 18})$$

$$k_b = 0,712 (1,166)^{T_a - 20} \quad (\text{Eq. 19})$$

Para corrigir  $k_b$ , Mayo (1989) sugere ainda, um modelo que leva em conta a profundidade da lagoa e a radiação solar existente na região:

$$k_b = 0,108 + (5,79 \times 10^{-4}) (S_o/D) \quad (\text{Eq. 20})$$

### 4. METODOLOGIA

Foram estudadas sete lagoas, localizadas em diferentes áreas da cidade e denominadas de acordo com o nome do conjunto habitacional que atendiam.

A maior parte das lagoas foi monitorada durante 24 meses (outubro/1996 a outubro/1998), sendo que para as mais antigas foram considerados resultados anteriores a outubro de

1996. As análises foram feitas no laboratório central de análise de água da Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE. A coleta das amostras de esgoto bruto e efluentes das lagoas foi mensal, às 9:30 da manhã.

As amostras foram analisadas de acordo com APHA (1992). Os parâmetros investigados foram: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO de 5 dias, a 20° C), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SS) e coliformes totais (CT). Os coliformes totais foram empregados como indicador microbiológico por limitações operacionais do laboratório. No entanto, este parâmetro já foi empregado na avaliação de estações de tratamento de esgotos (Bitton, 1994). A temperatura das amostras foi determinada ocasionalmente, uma vez que o clima da região é bastante homogêneo, com temperatura média do ar de 26,5 °C (Brandão, 1995).

### 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características físicas e operacionais (tempo de detenção hidráulica - TDH e cargas orgânicas superficiais aplicadas), de acordo com o estudo em apreço, são apresentadas na Tabela 1. Excetuando-se as lagoas do Planalto Caucaia e do Lagamar, todas as outras apresentaram tempo de detenção hidráulica muito além dos preconizados nos respectivos projetos. Mesmo assim, o maior valor de  $\lambda s$ , verificado na LG, foi menor que o máximo admissível encontrado na mais conservadora das equações de projeto (cerca de 316 kg DBO/ha.d). Os resultados indicaram uma contribuição média de volume de esgoto menor que 150 litros *caput* dia.

Lagoa	Área (ha)	Profundidade (m)	TDH (dias)	$\lambda_s$ (kg DBO/ha.d)	$\lambda_{s_{DQO}}$ (kg DQO/ha.d)
Nova Métrópole (NM)	8,42	2,0	86,6	90	155
Planalto Caucaia (PC)	1,99	1,6	21,2	139	316
Lagamar (LG)	3,00	1,7	21,3	245	486
São Francisco (SF)	1,45	2,0	44,9	140	264
Esperança (CE)	5,38	1,7	68,7	105	211
João Paulo II (JP)	1,30	1,7	44,8	115	221
Jereissati III (JIII)	1,62	1,6	77,0	71	161

**Tabela 1** - Características físicas e operacionais das lagoas investigadas.

As características do esgoto bruto afluente às estações estão contidas na Tabela 2. O conteúdo orgânico (DBO, DQO e SS) foi próximo dos valores típicos relatados por Mara (1976) e Metcalf & Eddy (1991). As concentrações de CT foram em torno de 8 - 9 log's/100 mL. Como esperado, o pH foi em torno do neutro, sendo favorável ao tratamento biológico.

Os resultados das vazões medidas

sugeriram uma contribuição *per capita* de esgoto de cerca de 100 litros/habitante.dia. O sistema JIII apresentou uma contribuição média bem menor, em torno de 51 litros/habitante.dia. Portanto, é possível se considerar vazões menores, quando da elaboração de projetos de ETE's na região. Por outro lado, pode-se dizer que quase todas as estações comportam maiores contribuições, através de novas ligações à rede coletora.

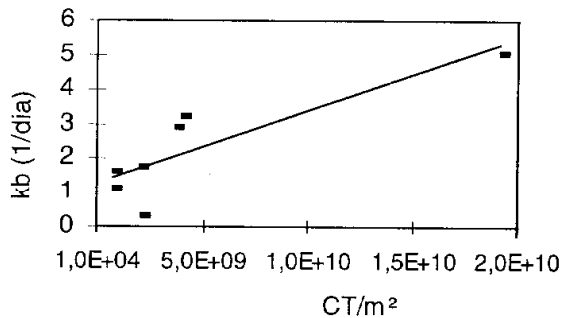
Lagoa	pH (unid.)	CT (NMP/100 mL)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	Vazão (m³/dia)
NM	7,09	8,9x10 <sup>8</sup>	389	673	306	1944
PC	7,61	1,8x10 <sup>8</sup>	321	729	291	864
LG	7,12	2,4x10 <sup>9</sup>	307	608	406	2398
SF	6,97	8,9x10 <sup>8</sup>	314	592	273	648
CE	7,05	2,4x10 <sup>8</sup>	362	724	323	1566
JP	7,18	9,6x10 <sup>8</sup>	301	581	249	495
JIII	6,91	9,6x10 <sup>8</sup>	341	777	356	336

**Tabela 2** - Características do esgoto bruto durante a monitoração.

A remoção de coliformes totais foi de aproximadamente 2 log's em todos os reatores. Os valores de  $k_p$  foram maiores nas lagoas com menor TDH, sendo mais elevado no sistema do Lagamar (5,08 d<sup>-1</sup>). Não foi verificada correlação que validasse o modelo de cinética de remoção de primeira ordem conforme o modelo de Marais (1974). O melhor resultado alcançado apresentou um coeficiente de correlação inferior

a 0,70. A tentativa de correlacionar a carga superficial de CT e os valores de  $k_p$  observados no estudo também levaram a resultados inconsistentes (Figura 1). No entanto, pode-se creditar a este fato a utilização de coliformes totais como parâmetro de monitorização. Os coliformes totais incluem grupos fecais e não fecais, sendo que este último pode ser encontrado normalmente em solo não poluído.

Isto faz com que a determinação presuntiva de contaminação fecal não seja confiável e assim resulte numa eficiência menor que a real na remoção de organismos patogênicos. Provavelmente, este não foi o indicador mais adequado para a monitorização das ETE's. Além disso, Reasoner (1988) e Kooij e Hijnen (1988) relataram o desenvolvimento de *Klebsiella*, bactéria não fecal, em águas não poluídas, o que fortalece esta afirmação.



$$k_b = 2E-10 CT + 1,333 \quad (\text{Eq. 21})$$

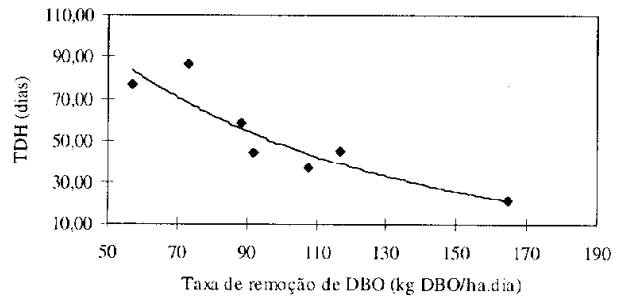
$$r^2 = 0,7232$$

**Figura 1** - Determinação de  $k_b$  em função da carga superficial de CT aplicada às lagoas.

Os resultados de  $k_b$  estiveram mais próximos do valor corrigido pela equação de Mills et al. (1992), sendo maiores que os calculados pela Equação 20 (para  $S_o = 0,23413 \text{ cal./cm}^2.\text{dia}$ ) e menores que o resultante da Equação 18. A temperatura média utilizada para o cálculo foi de  $28,5 \text{ }^\circ\text{C}$ , resultante de medições feitas em campo.

A remoção de matéria orgânica foi maior na ETE do Conjunto São Francisco (SF) e menor na do Lagamar (LG). Em geral, a remoção de DBO e DQO em todas as lagoas estudadas foi em torno de 79 e 69%, respectivamente. Os coeficientes de remoção de DBO, calculados pelos modelos racionais (Equações 1 e 2), foram baixos, e bem menores (pelo menos 10 vezes) que os corrigidos pelas equações tipo Arrhenius (3 e 4). A lagoa LG apresentou resultados mais elevados de  $k$  (em torno de  $0,04 \text{ d}^{-1}$ ), sendo estes menores nas lagoas NM e JIII (em torno de  $0,02 \text{ d}^{-1}$ ). Estas últimas, foram as que apresentaram menor  $\lambda_s$ . As Figuras 2 e 3 sugerem uma correlação razoável entre o parâmetro

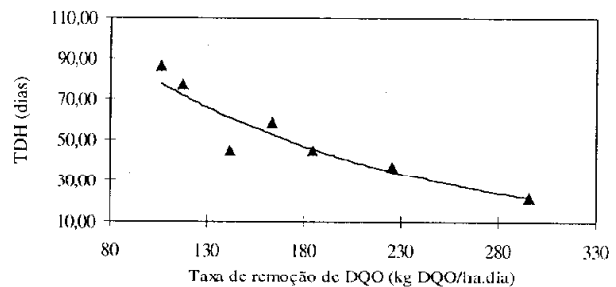
operacional mais significativo (TDH) e a taxa de remoção de matéria orgânica.



$$TDH = 174,11e^{-0,01287r} \quad (\text{Eq. 22})$$

$$r^2 = 0,8882$$

**Figura 2** - Relação entre taxa de remoção de DBO e TDH nas lagoas investigadas.



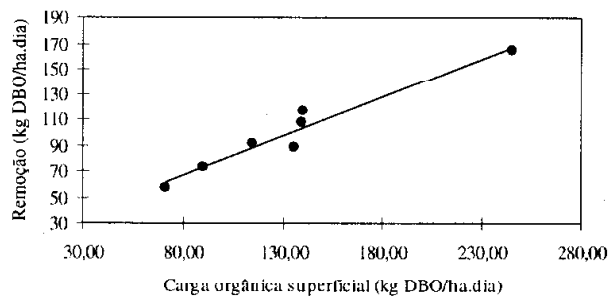
$$TDH = 160,01e^{-0,00687r/DQO} \quad (\text{Eq. 23})$$

$$r^2 = 0,9050$$

**Figura 3** - Relação entre taxa de remoção de DQO e TDH nas lagoas investigadas.

A diminuição do TDH decorreu da aplicação de maiores  $\lambda_s$ , com conseqüente crescimento das taxas de remoção de matéria orgânica. No entanto, deve-se observar o limite para que as lagoas não se tornem sobrecarregadas, promovendo baixa eficiência e mal cheiro (Mara et al., 1992).

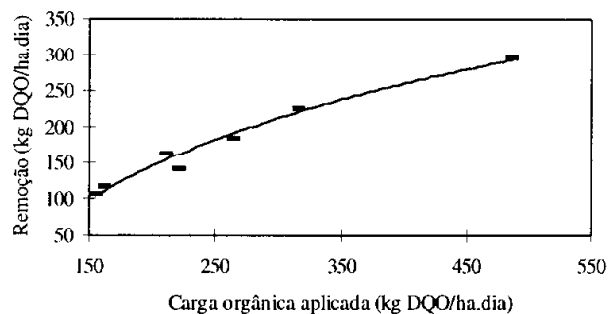
A relação entre as taxas de remoção de matéria orgânica e aquelas aplicadas aos reatores estiveram de acordo com o relatado na literatura. Os coeficientes de correlação foram melhores para DQO, em razão deste procedimento analítico ser mais acurado que o de DBO.



$$\lambda r = 0,606\lambda s + 18,93 \text{ (Eq. 24)}$$

$$r^2 = 0,9468$$

**Figura 4** - Taxa de remoção de DBO em função da carga orgânica superficial aplicada.



$$\lambda r_{DQO} = 164,86 \text{ Ln} (\lambda s_{DQO}) - 727,88 \text{ (Eq. 25)}$$

$$r^2 = 0,9760$$

**Figura 5** - Taxa de remoção de DQO em função da carga orgânica superficial aplicada.

O conteúdo dos efluentes das lagoas estudadas está contido na Tabela 3. A remoção de SS foi apenas razoável (em torno de 70%), sendo creditado à presença marcante da biomassa de algas normalmente presentes em efluentes de lagoas facultativas (Mara et al., 1992).

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As lagoas estudadas apresentaram eficiência satisfatória na remoção de matéria orgânica. Os resultados foram próximos em todas as unidades, sendo porém, mais elevados na LG. Esta lagoa está sendo operada há mais de 10 anos, necessitando remoção de parte da camada de lodo. As cargas orgânicas aplicadas às lagoas foram baixas, sugerindo a possibilidade de novas ligações para se alcançar cargas mais altas, mas com eficiências semelhantes. Considerando uma carga orgânica superficial de até 316 kg DBO/ha.d (WHO, 1987), todas as lagoas comportam um acréscimo pelo menos de 25% no número de ligações domiciliares, sem prejuízos na qualidade do efluente.

A diminuição no número de coliformes totais não obedeceu à cinética de remoção de primeira ordem e todas as lagoas apresentaram valores altos em seus efluentes ( $10^6 - 10^7$  células/100 mL). Os coeficientes de remoção de coliformes ( $k$ ) foram baixos e não apresentaram boa relação com o tempo de detenção hidráulica. O emprego de coliformes totais não foi o parâmetro adequado para que fosse feita a avaliação das lagoas, na remoção de patogênicos. Por isso, é provável que a remoção de organismos indicadores adequado (coliformes fecais) tenha sido um pouco maior.

## NOMENCLATURA

$\lambda r$  = taxa de remoção superficial de matéria orgânica (kg DBO/hectare. dia);

Lagoa	pH (unid.)	CT (NMP/100 mL)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)
NM	7,74	$3,3 \times 10^7$	72	215	87
PC	7,71	$4,3 \times 10^6$	73	208	124
LG	7,84	$2,2 \times 10^7$	101	238	108
SF	7,76	$6,1 \times 10^6$	52	178	102
CE	8,10	$2,5 \times 10^6$	58	162	130
JP	7,55	$7,3 \times 10^6$	60	208	148
JIII	7,81	$7,1 \times 10^6$	67	211	149

**Tabela 3** - Características dos efluentes das lagoas investigadas

$\lambda_s$  = carga orgânica superficial aplicada à lagoa (kg DBO/hectare. dia);  
 $\lambda_{r_{DQO}}$  = taxa de remoção superficial de matéria orgânica (kg DQO/hectare. dia);  
 $\lambda_{s_{DQO}}$  = carga orgânica superficial aplicada à lagoa (kg DQO/hectare. dia);  
D = profundidade da lagoa (m);  
k = constante de degradação de 1ª ordem para a remoção de DBO ( $\text{dia}^{-1}$ );  
 $k_b$  = constante de remoção de 1ª ordem para bactérias do grupo coliforme ( $\text{dia}^{-1}$ );  
Lat = latitude;  
 $L_e, L_i$  = DBO efluente e afluente, respectivamente (mg/L);  
 $N_e, N_i$  = coliformes totais/fecais no efluente e afluente, respectivamente (células/100 mL);  
 $S_o$  = radiação solar (calorias/cm<sup>2</sup>.dia);  
T,  $T_a$  = temperatura média do ar e da água, respectivamente (°C);  
t = tempo de detenção hidráulica (V/Q) (dias);

## AGRADECIMENTO

Os autores agradecem à Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE e também às seguintes instituições colaboradoras do trabalho: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, Universidade de Fortaleza - UNIFOR e Superintendência Estadual do Meio Ambiente - SEMACE.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18 ed. American Public Health Association. Washington, DC.
- ARCEIVALA, S. J. (1963) Rational design of stabilization ponds. In: *Proceedings of a Symposium on Waste Treatment by Oxidation Ponds*. Nagpur, pp 1-15.
- ARTHUR, J. P. (1983) *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical paper No 7. The World Bank: Washington DC
- BARTONE, C. R. (1985) Re-use of wastewater at the San Juan de Miraflores stabilisation ponds: public health, environmental, and socioeconomic implications. *PAHO Bulletin*, 19 (2), pp. 147-164.
- BITTON, G. (1994) *Wastewater Microbiology*. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- BRADLEY, R. M. (1983) BOD removal efficiencies in two stabilisation lagoons in series in Malasya. *Water Pollution Control*, pp. 114-122.
- BRANDÃO, L. (1995) Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza. In: *Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza - Projeto SINFOR*. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM. Fortaleza.
- ELLIS, K. V. and RODRIGUES, P. C. C. (1995) Multiple regression design equations for stabilization ponds. *Water Research*, 29 (11), pp. 2509-2519.
- KOOIJ, D. and HIJNEN, W. A. M. (1988) Multiplication of a *Klebsiella pneumoniae* strain in water at low concentration substrates. *Water Science and Technology*, 20 (11/12), pp. 117-123.
- MARA, D. D. (1976) *Sewage Treatment in Hot Climates*. John Wiley & Sons. Chichester.
- MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W. and MILLS, S. W. (1992) *Waste stabilisation ponds - a design manual for eastern Africa*, Overseas Development Administration - ODA, Lagoon Technology International, Leeds.
- MARA, D. D.; SILVA, S. A. and CEBALLOS, B. S. O. (1979) Design verification for tropical oxidation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, A.S.C.E.* 105 (EE1), pp. 151-155.
- MARAI, G. v R. (1974) Faecal bacteria kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, A.S.C.E.*, 100 (EE1), pp. 119-139.
- MAYO, A. W. (1989) Effect of pond depth on bacterial mortality rate. *Journal of the Environmental Engineering Division, A.S.C.E.*, 115, pp. 964-977.
- McGARRY, M. G. and PESCOD, M. B. (1970) Stabilisation ponds design criteria for tropical

- Asia. In: *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Symposium on Waste Treatment Lagoons*. Kansas City, pp 114-131.
- METCALF & EDDY (1991) *Wastewater Engineering - treatment, disposal and reuse*. Third edition. McGraw Hill Inc. New York.
- MIDDLEBROOKS, E. J. (1987) Design equations for BOD removal in facultative ponds. *Water Science and Technology*, 19 (12), pp. 187-193.
- MILLS, S. W.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. and THITAI, W. N. (1992) Efficiency of faecal bacterial removal in waste stabilization ponds in Kenya. *Water Science and Technology*, 26 (7/8), pp. 1739-1748.
- PREUL, H. C. and WAGNER, R. A. (1987) Waste stabilisation pond prediction model. *Water Science and Technology*, 19 (12), pp 205-211.
- REASONER, D. J. (1988) Drinking water microbiology research in the United States: an overview of the past decade. *Water Science and Technology*, 20 (11/12), pp. 101-107.
- SILVA, S. A. (1982) *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in the northeast Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Dundee, UK.
- WHO (1987) *Waste stabilisation ponds - design manual for mediterranean Europe* (by Mara, D. D. and Pearson, H. W.). World Health Organisation, Regional Office for Europe. Copenhagen.