

EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA SOBRE A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS EM ESCALA REAL

Fernando J. A. da Silva
fjas@unifor.br

Resumo

Foram estudadas 9 lagoas facultativas primárias em escala real. Foi observado que maiores TDHs não resultaram em melhor qualidade do efluente tratado. As cargas hidráulicas e orgânicas foram menores que as previstas. As contribuições *per capita* hidráulica e orgânica foram baixas, resultando em capacidade ociosa. As remoções médias de DBO, DQO e sólidos suspensos foram de 79, 70 e 52%, respectivamente. As constantes de remoção para regimes hidráulicos de mistura completa e de fluxo em pistão convergiram com elevação do TDH. A determinação de *k* para fluxo em pistão mostrou-se mais adequada. Foram desenvolvidas alternativas para o dimensionamento de lagoas facultativas primárias empregando abordagem híbrida (modelos analítico e empírico).

Palavras-chave: lagoas facultativas primárias, tempo de detenção hidráulica, remoção de matéria orgânica, modelos de dimensionamento.

Abstract

Nine primary facultative ponds were investigated. Findings showed that higher HRTs didn't result in better effluent quality. Hydraulic and organic loads were smaller than those foreseen in the designs. Hydraulic and organic *per capita* contributors were low, resulting in idle capacity. Mean BOD, COD and solids suspended removal were 79, 70 and 52%, respectively. Removal constants for hydraulic regimes of complete mixing and plug-flow converged with increase of HRT. Computation *k* constant in plug-flow was shown more appropriate. Alternative design pathways were developed for primary facultative ponds by using hybrid approach (analytic and empiric models).

Keywords: primary facultative ponds, hydraulic retention time, organic matter removal, design models.

1 Introdução

Lagoas de estabilização são uma das tecnologias mais simples de tratamento de esgotos. Destaque maior é dado para as lagoas facultativas que são, indiscutivelmente, o tipo mais utilizado, individualmente ou em séries. (YÁNEZ, 1993; ELLIS e RODRIGUES, 1995).

Os modelos analíticos que tentam explicar a remoção de matéria orgânica em lagoas facultativas são baseados em cinética de primeira ordem. Em geral, admitem-se condições ideais no fluxo hidráulico, com reator de mistura completa (Eq. 1) ou com fluxo em pistão (Eq. 2).

$$L_e = L_i / (1 + k \cdot TDH) \quad (1)$$

$$L_e = L_i \cdot e^{-k \cdot TDH} \quad (2)$$

Onde:

L_c = DBO do efluente tratado;

L_i = DBO do afluente;

k = constante de remoção de DBO baseada em cinética de 1ª ordem (dia^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (dias).

O valor de k depende da temperatura e é corrigido pelo modelo de Arrhenius:

$$k_{(T^{\circ}C)} = k_{(20^{\circ}C)} \cdot (\theta)^{(T_i - 20)} \quad (3)$$

O valor de k corrigido para uma temperatura qualquer da massa líquida da lagoa é referido a partir do coeficiente (θ) obtido para uma temperatura padrão. O valor varia entre 1,036 e 1,072 (THIRUMURTHI, 1974; MARA e PEARSON, 1986) para T igual a 20° C, alcançando até 1,085 para 35° C (PREUL e WAGNER, 1987). Os valores de $k_{(20^{\circ}C)}$ variam entre 0,22 e 0,54/dia (ELLIS e RODRIGUES, 1993).

A simples correção de k e posterior substituição nos modelos representados pelas equações acima, resulta numa DBO efluente cada vez menor com o incremento de TDH. Segundo SILVA, DE OLIVEIRA e MARA (1996), esta circunstância não é verdadeira, pois maiores tempos de detenção hidráulica resultam numa queda no valor de k . Desta forma, o valor de k corrigido não reflete a realidade pretendida pelo modelo.

Assim, o tempo de detenção hidráulica da lagoa, e por conseqüência, a carga orgânica aplicada superficial (L_s) à lagoa (expressa como Kg DBO/ha.dia), constituem variáveis passíveis de uso para correção da taxa de remoção de matéria orgânica. Considerando o valor do TDH, SILVA, DE OLIVEIRA e MARA (1996) recomendam a correção de k através da seguinte equação:

$$k = 0,527 / [1 + (0,052 \cdot \text{TDH})] \quad (4)$$

Considerando a carga orgânica aplicada à lagoa, ELLIS e RODRIGUES (1993) sugerem:

$$k = 2,622 \times 10^{-3} \cdot L_s - 0,194 \quad (5)$$

O estudo de SILVA, DE OLIVEIRA e MARA (1996) foi realizado em lagoas em escala piloto e com vazão de alimentação constante. Já ELLIS e RODRIGUES (1993) estudaram unidades em escala real durante 22 meses. Entretanto, estes últimos autores conduziram o estudo em apenas duas lagoas.

A dificuldade em estabelecer critérios seguros na aplicação de recursos analíticos leva à busca de alternativas mais simples no dimensionamento de lagoas. Modelos empíricos baseados na temperatura média do ar, no período mais frio do local em que a lagoa será implantada definem a carga máxima de DBO aplicável à lagoa. A equação mais empregada neste tipo de abordagem é (ELLIS e RODRIGUES, 1995):

$$L_s = 350 \cdot (1,107 - 0,002 \cdot T)^{T - 25} \quad (6)$$

Também, pode-se estimar a taxa de remoção de matéria orgânica L_r (em kg DBO/ha.dia) a partir da carga aplicada. Os modelos são igualmente simples e obtidos a partir de estudos de correlação. Para o Nordeste brasileiro, MARA, SILVA e CEBALLOS (1979), SILVA (1982) e mais recentemente DA SILVA, ARAÚJO e FREITAS (1998) sugerem taxas de remoção entre 75 e 80% da carga aplicada. Estes últimos autores recomendaram também estimar a taxa de remoção de DQO a partir da carga aplicada.

$$L_{r_{DQO}} = 165 \cdot \ln(L_{s_{DQO}}) - 728 \quad (7)$$

Independente do uso de modelos analíticos ou empíricos, muitas vezes os projetistas dimensionam lagoas com TDH mais elevado na expectativa de elevação da performance. Entretanto, isto é um equívoco, pois apenas o custo de execução da lagoa é incrementado, sem melhoria efetiva na qualidade do efluente tratado. Há, em geral, dificuldade em se compreender a interdependência entre parâmetros empíricos e elementos analíticos. É necessário aprofundar a discussão sobre o assunto.

2 Materiais e Métodos

Nove lagoas facultativas primárias foram estudadas. Estas eram localizadas em Fortaleza (38° 32' O; 3° 43' S, e 15,5 m acima do nível do mar.), Nordeste brasileiro. Realizaram-se análises de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), sólidos suspensos totais, pH, temperatura e oxigênio dissolvido. Durante treze semanas, foram analisadas amostras do esgoto bruto e tratado de cada sistema de lagoas. Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1992). Foram realizadas também medições da vazão afluente a cada sistema de lagoas.

As amostras foram coletadas no período da manhã em torno das 9:00 horas. Também foram medidas as vazões médias afluentes a cada sistema de lagoas. As estações de tratamento de esgotos atendiam a uma população total de cerca de 149.000 habitantes.

Os sistemas de lagoas estudados pertencem à concessionária de serviços de água e esgotos do Ceará. A concessionária forneceu informações relativas aos projetos originais. As características geométricas e a população servida são mostradas na Tab. 1. Na Tabela 2 são mostradas as condições operacionais (TDH, carga orgânica superficial e volumétrica) e admitidas na concepção dos projetos. A concentração média da DBO afluente às lagoas nos projetos foi de 362 mg/L, variando entre 282 e 419 mg/L. A vazão de contribuição *per capita* foi admitida como 150 litros/hab.dia.

Tabela 1. Características físicas e população servida pelas lagoas estudadas.

Lagoa	População servida (habitantes)	Area (m ²)	Volume (m ³)
LFP1	51.700	94.500	189.000
LFP2	5.500	13.055	22.194
LFP3	25.500	50.320	100.640
LFP4	17.980	84.200	168.400
LFP5	6.670	16.069	25.710,4
LFP6	13.600	30.000	51.000
LFP7	14.500	26.904	45.736,8
LFP8	7.600	9.950	17.910
LFP9	5.950	15.000	30.000

Fonte: CAGECE (2002).

Tabela 2. Características operacionais consideradas no projeto das lagoas estudadas.

Lagoa	Ano de início de operação	TDH de projeto (dias)	Ls de projeto (Kg DBO/ha.dia)	Lv de projeto (g DBO/m ³ .dia)
LFP1	1974	24,4	317	16
LFP2	1988	26,9	178	10
LFP3	1986	26,3	274	14
LFP4	1981	62,4	128	6
LFP5	1984	25,7	261	16
LFP6	1985	25,0	230	14
LFP7	1981	22,3	283	16
LFP8	1986	18,8	287	16
LFP9	1987	33,6	250	13

Fonte: CAGECE (2002).

3 Resultado e Discussão

Os afluentes das lagoas apresentaram DBO variando entre 239 e 417 mg/L, com média de 336 mg/L. A DQO destes variou entre 419 e 824 mg/L, com média de 641 mg/L. As contribuições *per capita* foram de 94 litros/hab.dia, 31 g DBO/hab.dia e 58 g DQO/hab.dia. As faixas de variação foram: 48 a 148 litros/hab.dia, 19 a 50 g DBO/hab.dia e 33 a 96 g DQO/hab.dia. Na determinação das contribuições foram utilizados os dados de 5 das lagoas estudadas. Tal decisão considerou a precisão dos dados censitários das localidades. Os valores obtidos são menores que os sugeridos na concepção das lagoas. Isto mostra

que os projetos foram conservadores. Por outro lado, como não havia dados locais, optou-se por utilizar informações de outras regiões. Também, pode-se admitir que um padrão sócio-econômico menos abastado das populações atendidas implica em menor contribuição de cargas hidráulicas e orgânicas. Os esgotos brutos afluentes às lagoas tinham pH próximo ao neutro e o conteúdo médio de sólidos suspensos foi de 294 mg/L. A temperatura média do esgoto bruto foi de 27,2° C.

A Tabela 3 mostra as condições operacionais reais das lagoas estudadas. Baixas contribuições *per capita* resultaram em vazões menores. Assim, os carregamentos orgânicos superficiais (Ls) e volumétricos (Lv) foram menores, enquanto os TDHs foram maiores. Isto indica a possibilidade de novas contribuições de esgotos.

Tabela 3. Características operacionais das lagoas facultativas primárias estudadas.

Lagoa	TDH (dias)	L _s _{DBO} (Kg/ha.dia)	L _v _{DBO} (g/m ³ .dia)	L _s _{DQO} (Kg/ha.dia)	L _v _{DQO} (g/m ³ .dia)
LFP1	46	167	8	357	18
LFP2	52	78	5	137	8
LFP3	50	147	7	275	14
LFP4	64	94	5	190	10
LFP5	81	83	5	136	9
LFP6	25	228	13	439	26
LFP7	42	113	7	215	13
LFP8	140	45	3	93	5
LFP9	116	60	3	112	6

As remoções médias de DBO e DQO foram de 79% (entre 76 e 83%) e 70% (entre 47 e 77%), respectivamente. A remoção de sólidos suspensos totais foi apenas regular (em torno de 52%) com concentração média de 125 mg/L no efluente das lagoas. A performance observada corresponde ao que relata a literatura (e.g. MARA e PEAKSON, 1986; SILVA, DE OLIVEIRA e MARA, 1996). O pH médio dos efluentes tratados nas lagoas estudadas foi de 7,79 (7,56 a 8,09) e o oxigênio dissolvido 3,7 mg/L (de 2,9 a 5,0 mg/L). A temperatura média dos efluentes tratados foi de 29,6° C.

Baixas cargas resultaram em valores de k menores, computados a partir das equações 1 e 2. Entretanto, admitindo o efeito do TDH, conforme sugerem SILVA, DE OLIVEIRA e MARA (1996) as constantes de decaimento foram maiores. Com o incremento dos tempos de detenção hidráulica, os valores de k para as condições ideais de fluxo hidráulico (mistura completa e fluxo em pistão) tenderam a uma convergência (Figura 1). A mesma coisa foi observada quando se emprega a DQO como parâmetro de expressão de matéria orgânica (Figura 2). Isto se explica pelo fato de que o conteúdo orgânico dos efluentes não era muito diferente, com coeficientes de variação de 15, 13 e 11% para DBO, DQO e sólidos suspensos totais, respectivamente.

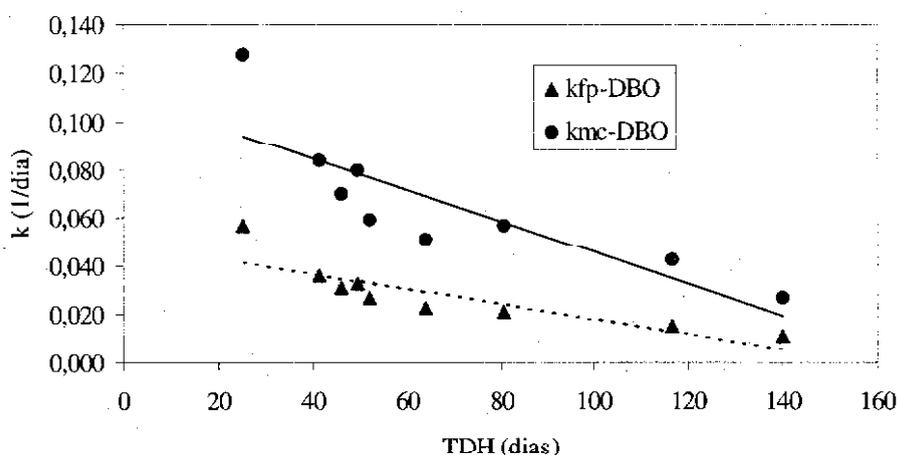


Figura 1. Convergência dos valores de k de remoção de DBO, admitindo cinética de 1ª ordem em fluxo empistonado (kfp) e mistura completa (kmc) nas lagoas facultativas primárias estudadas.

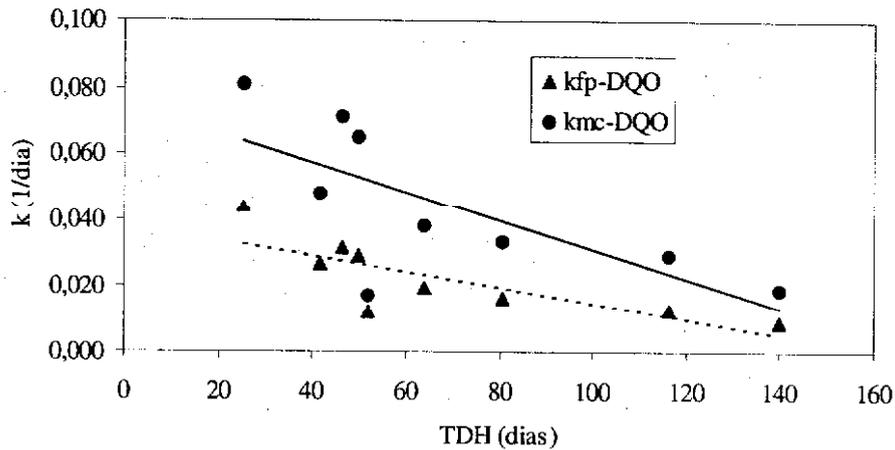


Figura 2. Convergência dos valores de k de remoção de DQO, admitindo cinética de 1ª ordem em fluxo empistonado (kfp) e mistura completa (kmc) nas lagoas facultativas primárias estudadas.

Conforme mostraram os gráficos acima, a constante de decaimento teve correlação negativa ($p < 0,05$) com TDH, sendo mais representativo o emprego do modelo de fluxo não disperso (Eq. 2). Isto ratifica o que sugere JUANICO (1991). Por outro lado, esta discussão não é muito profícua, pois a simples compreensão física do escoamento da água na lagoa justifica uma menor dispersão. Maiores valores de TDH implicam em menor velocidade de escoamento e, portanto, menor turbulência. Isto produz uma melhor performance hidráulica. Também cabe lembrar que o modelo de fluxo em pistão corresponde a uma série infinita de reatores com fluxo de mistura completa (METCALF e EDDY, 1991).

Ajustando-se as correlações obtidas, pôde-se desenvolver modelos para estimar o valor de k de remoção de DBO, conforme sugerem as equações 8 e 9 (nível de significância de 95%). O emprego da DQO mostrou um grau de correlação menor ($r < -0,8$), sendo este parâmetro menos representativo.

$$k_{mc} - DBO = 1,649.TDH^{0,803} \quad (8)$$

$$r^2 = 0,9153$$

$$k_{pf} - DBO = 1,026.TDH^{0,901} \quad (9)$$

$$r^2 = 0,9819$$

As cargas orgânicas também são úteis para determinar os valores de k (Equações 10 a 17), porém com coeficientes de correlação inferiores àqueles observados com o uso do TDH.

$$k_{mc} - DBO = 0,0005L_{S_{DBO}} + 0,0149 \quad (10)$$

$$r^2 = 0,8422$$

$$k_{pf} - DBO = 0,0002L_{S_{DBO}} + 0,0042 \quad (11)$$

$$r^2 = 0,8502$$

$$k_{mc} - DQO = 0,0002L_{S_{DQO}} + 0,0035 \quad (12)$$

$$r^2 = 0,9222$$

$$k_{fp} - DQO = 9 \times 10^{-5}L_{S_{DQO}} + 0,0018 \quad (13)$$

$$r^2 = 0,9533$$

$$k_{mc} - DBO = 0,0084L_{V_{DBO}} + 0,0145 \quad (14)$$

$$r^2 = 0,9156$$

$$k_{pf}\text{-DBO} = 0,0039 L_{v_{DBO}} + 0,004 \quad (15)$$

$$r^2 = 0,923$$

$$k_{mc}\text{-DQO} = 0,0033 L_{v_{DQO}} + 0,0057 \quad (16)$$

$$r^2 = 0,8585$$

$$k_{fp}\text{-DQO} = 0,0017 L_{v_{DQO}} + 0,0022 \quad (17)$$

$$r^2 = 0,9579$$

As taxas de remoção baseadas nas aplicadas apresentaram correlações mais representativas que aquelas observadas para estimativa das constantes baseadas em cinética de 1ª ordem. As Figuras de números 3 a 6 mostram este comportamento.

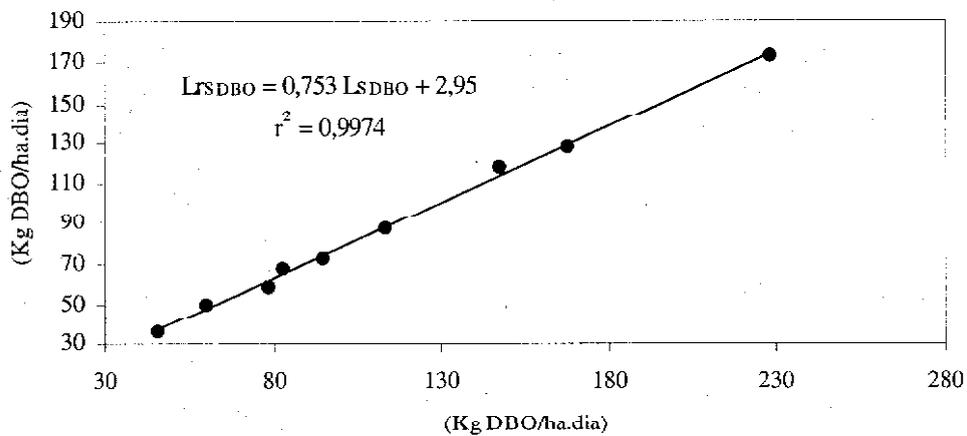


Figura 3. Taxa de remoção superficial de DBO em função da carga aplicada ($L_{s_{DBO}}$).

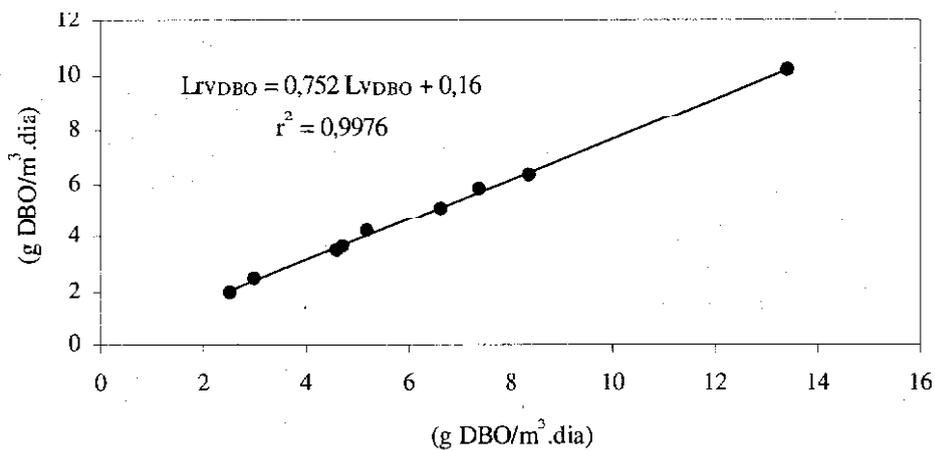


Figura 4. Taxa de remoção volumétrica de DBO em função da carga aplicada ($L_{v_{DBO}}$).

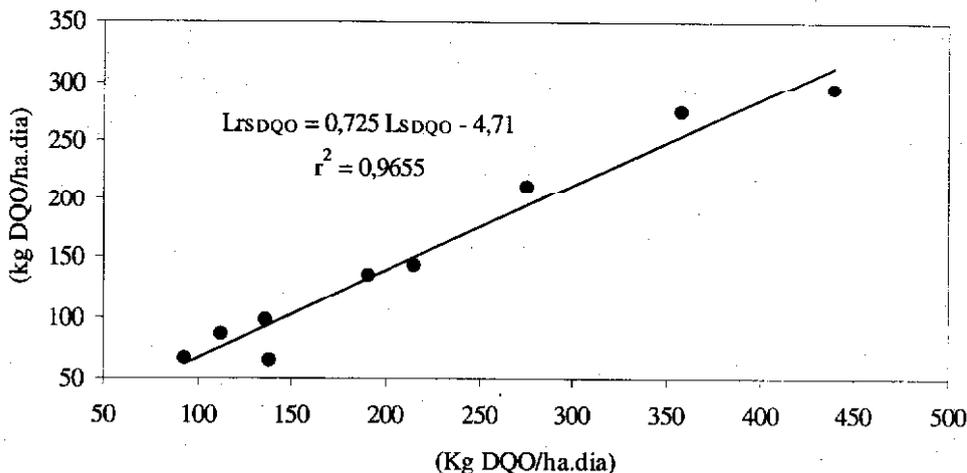


Figura 5. Taxa de remoção superficial de DQO em função da carga aplicada (L_{sDQO}).

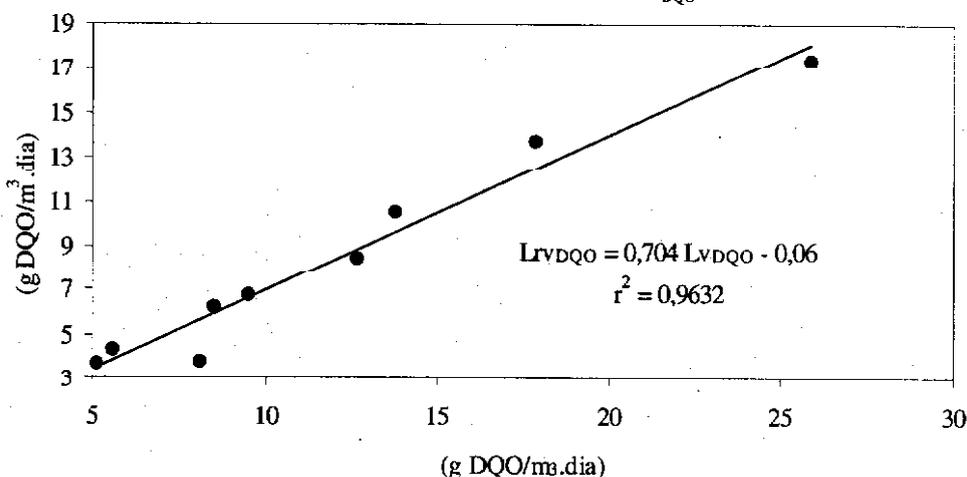


Figura 6. Taxa de remoção volumétrica de DQO em função da carga aplicada (L_{vDQO}).

A temperatura é o parâmetro físico que governa a atividade biótica de oxidação da matéria orgânica nas lagoas de estabilização (MARA e PEARSON, 1986). Entretanto, isto somente é notável quando o gradiente de temperatura é representativo. No estudo aqui desenvolvido, a amplitude térmica total foi de apenas 0,18° C. Assim quando se computa a variação dos coeficientes de decaimento (k) em função das temperaturas medidas, não se observa correlação representativa ($r < 0,01$ para $p < 0,05$), conforme é mostrado nas Figura 7, considerando fluxo em pistão.

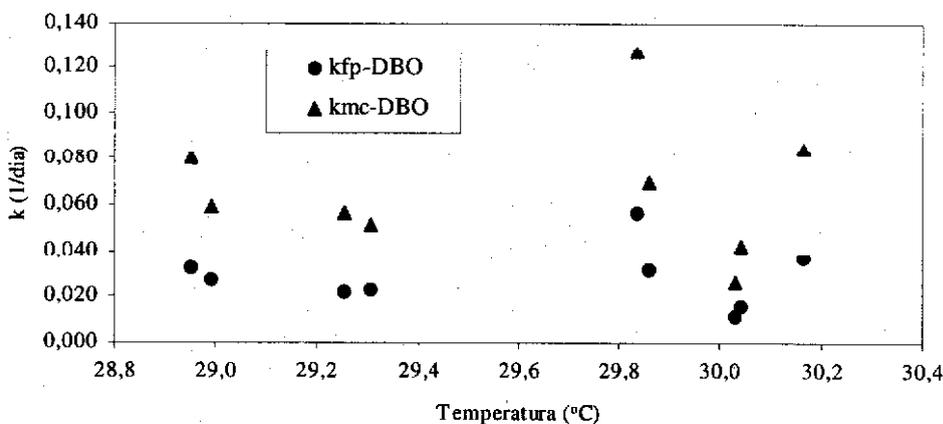


Figura 7. Variação de k_{fp} com a temperatura nas lagoas estudadas.

Quando se comparam os resultados de k obtidos nas diferentes equações apresentadas, surgem divergências. Permanece a necessidade de construir uma marcha de cálculo que seja útil ao projetista, pois há outras variáveis que exigem consideração, tais como relação largura/comprimento da lagoa, profundidade e taxa de acumulação de lodo. Requer-se considerar também fatores climáticos como insolação, temperatura e vento. Todos estes parâmetros resultam nas incertezas estatísticas presentes nos modelos apresentados.

Sugere-se aqui considerar para Fortaleza que a temperatura não sofre grandes alterações. Além disto, o calor específico da água não permite tais variações. Localmente a temperatura de referência seria de 26° C, segundo BRANDÃO (1995). Assim, cargas orgânicas de 369 Kg DBO/ha.dia (L_s) e 20 g DBO/m³.dia são valores adequados. Caso seja utilizada a DQO como parâmetro, estes valores são de 704 Kg/ha.dia ($L_{s_{DQO}}$) e 38 g/m³.dia ($L_{v_{DQO}}$). Nesta estimativa, foi empregado o modelo empírico de MARA et al. (1992) (Eq. 6) e os valores médios de DBO e DQO obtidos na região. No que diz respeito à profundidade das lagoas, consideraram-se os projetos existentes (entre 1,5 e 2,0 m).

As cargas acima referidas determinaram um TDH médio de 16,7 dias. Isto determina um coeficiente de remoção de DBO de 0,0812/dia (Eq. 9) e resulta numa DBO efluente de cerca de 86 mg/L. Este valor corresponde exatamente a uma remoção média de 75%. Este valor é conservador, mas uma menor área é ocupada pela lagoa e, portanto, resulta em menor custo capital. Ratifica-se a sugestão de JUANICO (1991) para o emprego de fluxo em pistão para o dimensionamento de lagoas facultativas.

É possível empregar a DQO como parâmetro de projeto. Entretanto, as incertezas são maiores uma vez que a análise estatística foi menos representativa, conforme discutido neste item. Neste caso, recomenda-se o emprego dos modelos empíricos representados pelos gráficos das Figuras 5 e 6. Neste caso, as taxas de remoção seriam de 506 Kg DQO/ha.dia e 27 g DQO/m³.dia. As remoções a partir destes modelos são de 71%, correspondendo aos resultados obtidos com os dados do trabalho de campo.

4 Conclusões

O estudo de lagoas facultativas primárias em Fortaleza mostrou que as cargas hidráulica e orgânica afluentes eram menores que aquelas consideradas nos projetos desenvolvidos. Isto se deu em razão da contribuição *per capita* local de esgoto e conteúdo orgânico serem baixos, determinado provavelmente pelo perfil sócio-econômico das comunidades servidas. Quanto a isto, os valores de contribuição *per capita* aqui encontrados devem ser considerados em projetos futuros.

Maior tempo de detenção hidráulica nas lagoas não resultou em melhor performance na remoção de matéria orgânica. Na verdade, incrementos de TDH apenas impõem maiores áreas às unidades de tratamento, sem melhoria efetiva da qualidade do efluente tratado.

Os modelos analíticos com base em fluxo hidráulico ideal mostraram a convergência das constantes de decaimento (k) com o aumento do TDH. Deve-se considerar o modelo de fluxo não disperso no dimensionamento das lagoas facultativas. Entretanto, deve-se determinar *a priori* as cargas orgânicas máximas aplicáveis às lagoas, obtidas a partir da temperatura. É possível empregar modelos empíricos para dimensionamento de lagoas facultativas baseados na carga de DQO.

Agradecimento

Para o desenvolvimento deste trabalho, o autor agradece ao suporte logístico e laboratorial oferecidos pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente - SFMACF, A Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE também merece reconhecimento, tendo permitido o estudo em suas instalações.

Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC, 1992.
- BRANDÃO, R. L. *Sistema de informações para gestão e administração territorial da região metropolitana de Fortaleza*. Fortaleza: CPRM, 1995.
- COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DO CEARÁ. *Projetos técnicos de estações de tratamento de esgotos: lagoas de estabilização*. Fortaleza, 2002.

- DASILVA, F. J. A.; ARAÚJO, L. F. P.; FREITAS, V. C. A. Verificação de alguns modelos em lagoas facultativas primárias. *Revista Tecnologia*, Fortaleza, n. 19, p. 11-18, dez. 1998.
- ELLIS, K. V.; RODRIGUES, P. C. C. Multiple regression design equations for stabilization ponds. *Water Research*, Amsterdam, v. 29, n. 11, p. 2509 – 2519, Nov. 1995.
- ELLIS, K. V.; RODRIGUES, P. C. C. Verification of two design approaches for stabilization ponds. *Water Research*. Amsterdam, v. 27, n. 9, p. 1447 – 1454, Sept. 1993.
- JUANICO, M. Should waste stabilization ponds be designed for perfect-mixing or plug-flow? *Water Science and Technology*, London, v. 23, p. 1495-1502, Dec. 1991.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. *Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds*. In: *Biotechnology - comprehensive treatise*. Weinheim: Verlagsgesellschaft, 1986, v. 8, chap. 4, p. 177-205.
- MARA, D. D. et al. Waste stabilization ponds: a viable alternative small community treatment systems. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, London, v. 6, n. 1, p. 72-78, Jan. 1992.
- MARA, D. D.; SILVA, S. A.; CEBALLOS, B. S. O. Design verification for tropical oxidation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, Reston, v. 11, n. 6, p. 119-139, June 1979.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.
- PREUL, H. C.; WAGNER, R. A. Waste stabilization pond prediction model. *Water Science and Technology*, London, v. 19, n. 12, p. 205-211, Dec. 1987.
- SILVA, S. A. *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil*. 1982. 249p. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering, University of Dundee, Dundee.
- SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. *Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil*. Leeds: University of Leeds, 1996. (Research Monograph n. 9).
- THIRUMURTHI, D. Design criteria for waste stabilization ponds. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v. 46, n. 9, p. 2094 –2106, Sept. 1974.
- YÁNEZ, F. *Lagunas de estabilizacion, teoria, diseño, evaluacion e mantenimiento*. Lima: OPS / OMS, 1993. 421p.

SOBRE O AUTOR

Fernando José Araújo da Silva

Engenheiro Civil pela Universidade de Fortaleza - UNIFOR em 1991. Mestre em Engenharia Civil, área de Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba - UFPb em 1994. Professor Assistente do curso de Engenharia Civil da UNIFOR.