

## AMÔNIA EM EFLUENTE DE LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA EM FORTALEZA, CEARÁ

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

### Resumo

A remoção de amônia total foi estudada em nove lagoas facultativas primárias localizadas em Fortaleza, Nordeste brasileiro. A redução média de amônia nas lagoas foi de 23%. Observou-se que as cargas superficial e volumétrica aplicada são úteis no desenvolvimento de modelos mais condizentes com as características geo-ambientais dominantes na região. Todas as lagoas apresentaram efluente em desacordo com a legislação ambiental. A combinação de pH e temperatura elevada fez com que a concentração de amônia não-ionizada no efluente tratado de cada lagoa fosse maior que no esgoto bruto.

*Palavras-chave:* lagoas de estabilização, remoção de amônia, qualidade de efluente.

### Abstract

Investigation of total ammonia removal was carried out in nine primary facultative ponds, in Fortaleza, Northeast Brazil. Average removal was 23%. Findings showed that applied areal and volumetric loadings are suitable for modeling in accordance with dominant geo-environmental characteristics of the region. All ponds had effluent quality in disagreement with the environmental legislation. High pH and temperature caused higher concentration of non-ionized ammonia in the treated effluent compared with that in raw sewage.

*Keywords:* stabilization ponds, ammonia removal, effluent quality.

## 1 Introdução

As lagoas de estabilização se firmaram como a principal tecnologia de tratamento de esgotos domésticos no Nordeste brasileiro (DA SILVA e ARAÚJO, 2004). A preferência técnica é justificada pelas vantagens declaradas pela literatura (e.g. SILVA, 1982; MARA et al., 1992; YÁNEZ, 1993; VON SPERLING, 1996). Entretanto, há desvantagens, como a exigência de área para a implantação das lagoas e a remoção apenas razoável de sólidos em suspensão e nutrientes. Sobre estes últimos, o poder público vem exigindo o cumprimento da legislação ambiental, que é bastante restritiva. Isto tem gerado discussões, especialmente sobre o fato do país possuir notáveis diferenças geo-climáticas e ambientais em seu território. Um dos principais alvos de discussão é o conteúdo amoniacal dos efluentes.

Apesar das exigências normativas é necessário considerar a capacidade da tecnologia de tratamento empregada. Os estudos sobre a remoção de amônia em lagoas de estabilização no Ceará ainda são escassos. No Nordeste brasileiro os estudos sobre o assunto foram realizados essencialmente em sistemas em escala-piloto (e.g. DA SILVA, 1994; SILVA et al., 1995), requerendo, portanto, investigações em sistemas em escala real.

## Amônia na água

Nos corpos hídricos naturais a amônia resulta da degradação de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no solo e na água, excreção da biota, redução do nitrogênio gasoso da água por microorganismos e por trocas gasosas com a atmosfera (MADIGAN, MARTINKO e PARKER, 2000).

A amônia é um constituinte comum dos esgotos domésticos, resultando da hidrólise da uréia e da degradação biológica de amino-ácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados (RUFFIER, BOYLE e KLEINSSCHMIDT, 1981). Encontra-se em concentrações que variam entre 12 e 50 mg N/L e contribuem com cerca de 60% do nitrogênio presente nos efluentes domésticos. O nitrogênio restante está quase que inteiramente na forma orgânica (BARNES e BLISS, 1983; METCALF & EDDY, 2003).

Nas soluções aquosas as proporções de amônia, ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) e não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) dependem principalmente do pH e da temperatura no meio. Os termos amônia total e nitrogênio amoniacal são comumente utilizados para indicar a soma das concentrações das diferentes espécies de amônia ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ) presente na água (REIS e MENDONÇA, 1999).

Além de determinarem a distribuição de espécies na água, o pH e a temperatura alteram a toxicidade dos compostos amoniacais. O incremento do pH e da temperatura implica em crescimento da amônia não-ionizada. Esta forma, a não-ionizada, é reconhecidamente mais tóxica que o íon amônio, embora alguma toxicidade possa ser atribuída à última espécie (SZUMSKI et al., 1982; ERICKSON, 1985). A fração gasosa pode ser estimada conforme o modelo de EMERSON et al. (1975) e mostrado nas Equações 1 e 2.

$$\text{pKa} = 0,09018 + [2.729,92 / (273,2 + \text{Temperatura } ^\circ\text{C})] \quad (1)$$

$$f(\text{fração de amônia gasosa}) = 1 / [10^{(\text{pKa} - \text{pH})} + 1] \quad (2)$$

Além do aspecto de toxicidade aos organismos vivos, a amônia é a principal forma de nitrogênio associada ao incremento da produtividade primária (ESTEVES, 1988; HARREMÖES, 1998), levando à deterioração da qualidade da água. A amônia tem estado de oxidação (-3) que favorece à menor demanda de energia por parte dos produtores primários para a produção de material celular.

A sobrevivência de organismos aquáticos, a distribuição e a predominância de espécies é controlada pela qualidade ambiental, assim como pelas alterações introduzidas pelas atividades humanas. Neste contexto, é necessário, portanto, que haja controle sobre as concentrações de amônia presente nos rejeitos líquidos.

## Remoção de amônia em lagoas de estabilização

PANO e MIDDLEBROOKS (1982) e REED (1985) definiram os principais mecanismos envolvidos na remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização:

- a) Sedimentação da fração orgânica seguida de amonificação resultante da atividade bacteriana;
- b) Assimilação das formas inorgânicas pelas algas, especialmente amônia;
- c) Nitrificação seguida de desnitrificação;
- d) Volatilização da amônia.

Em lagoas anaeróbias ocorre a maior parte da remoção de nitrogênio orgânico, através da sedimentação (SANTOS e OLIVEIRA, 1987). Há, entretanto, incremento na concentração de amônia total nos efluentes deste tipo de reator (DA SILVA, 1994). O sedimento das lagoas é fonte de amônia gerada a partir da degradação biológica de formas orgânicas (i.e. proteínas e aminoácidos) que é fornecida à coluna líquida (HARGREAVES, 1998).

Estudos de SILVA et al. (1996) e MARA et al. (1997) sugerem que lagoas anaeróbias com tempo de detenção hidráulica - TDH menor que 3 dias tendem à menor geração de amônia. Entretanto, estes reconhecem que as características dos esgotos brutos podem influenciar mais significativamente. Estes autores sugerem ainda que unidades anaeróbias são importantes para a remoção da amônia em séries de lagoas, pois os mecanismos de volatilização e assimilação são viabilizados nas unidades contendo biomassa de algas.

Assimilação de nitrogênio (principalmente amônia) por algas é eficiente em reatores em batelada (LAU, TAM e WONG, 1996). Sob estado estacionário e em ambiente interativo o mecanismo de assimilação parece ser limitado. A parcela de nitrogênio incorporada às algas e que fica imobilizada no sedimento é de apenas 20%. A fração restante retorna ao líquido da lagoa após a degradação bacteriana. Conseqüentemente, o mecanismo assimilação-sedimentação é limitado, pois a regeneração da amônia, a partir do sedimento da lagoa é elevada (SOMYIA e FUJII, 1984). Outra discussão sobre o mecanismo assimilação-sedimentação diz respeito ao fato das taxas de sedimentação das algas serem baixas e variarem notavelmente entre espécies, sendo também influenciado pela temperatura (SOARES, 1996).

As lagoas não favorecem a remoção do nitrogênio por nitrificação seguida de desnitrificação (REED, 1985). Microorganismos nitrificantes exigem suporte físico para o crescimento, como em filtros aeróbios e solo. Também, é possível

que as algas causem a inibição de bactérias nitrificantes (MARA et al. 1992). Outra consideração importante é que a desnitrificação somente é viável em ambiente anóxico. Este não é muito consistente em lagoas, a não ser em pequena fração da coluna líquida. Variações nictemerais também dificultam a estabilidade de qualquer ambiente anóxico na lagoa.

A desnitrificação depende da nitrificação prévia da amônia. A ação conjunta destes processos é improvável, porque a oxidação da amônia não é realizada consistentemente em lagoas de estabilização (SOARES, 1996). Há, entretanto, estudos que afirmam a assimilação-sedimentação seguida da nitrificação-denitrificação são mecanismos consistentes na remoção de nitrogênio (SENZYA et al., 1999).

O mecanismo de volatilização da amônia ocorre principalmente em lagoas facultativas e de maturação, onde o elevado pH permite a desprotonação do amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) para o gás amônia ( $\text{NH}_3$ ), que em seguida é transferido à atmosfera. Temperaturas mais altas determinam maior taxa de volatilização (ERICKSON, 1985). Assim, este é um importante processo em regiões de clima tropical (SOARES, 1996). A mistura e a turbulência da água resultantes da ação do vento são importantes na retirada do gás amônia (HARGREAVES, 1998).

PANO e MIDDLEBROOKS (1982) desenvolveram um modelo para estimar a remoção de amônia (Equação 3), para temperaturas entre 21 e 25° C. O modelo supõe circunstâncias completamente misturadas e é função do pH e do carregamento hidráulico.

$$C_e = C_i / [1 + 5,035 \times 10^{-3} (A/Q) \exp^{(1.540 (\text{pH} - 6.6))}] \quad (3)$$

onde:  $C_e$  e  $C_i$  são a concentração de amônia no efluente e influente (mg N/L),  $A$  é a área da lagoa ( $\text{m}^2$ ) e  $Q$  é a vazão ( $\text{m}^3/\text{d}$ ).

SILVA et al. (1995) estudaram lagoas com diferentes geometrias no Nordeste do Brasil e observaram que a carga de nitrogênio aplicado poderia ser empregada como parâmetro de modelagem da remoção da amônia. SOARES (1996) trabalhou em modelo similar ao de PANO e MIDDLEBROOKS e observou que o valor mínimo de pH para a remoção de amônia era 7,5.

REED (1985) desenvolveu um modelo baseado na temperatura, pH e tempo de detenção hidráulica (Equação 4). Este foi idealizado para lagoas facultativas e de maturação, referindo-se em princípio, à concentração de nitrogênio total, mas podendo ser aplicado também em relação à amônia. O modelo supõe constante de remoção de primeira ordem em reator de fluxo não disperso.

$$C_e = C_i \exp^{-k [T + 60,6 (\text{pH} - 6)]} \quad (4)$$

onde:  $C_e$  e  $C_i$  são as concentrações de nitrogênio no efluente e no influente (mg N/L),  $T$  é a temperatura (° C) e  $\theta$  é o tempo de detenção hidráulica (dias). O valor de  $k$  é obtido através da seguinte equação:

$$k = 0,0064 (1,039)^{T-20} \quad (5)$$

REED (1985) sugere ainda que, para os modelos de remoção de nitrogênio acima definidos, o pH seja estimado a partir da alcalinidade (Alc. expressa em mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ) do influente conforme:

$$\text{pH} = 7,3 \exp^{(0,0005 \text{ Alc.})} \quad (6)$$

A remoção de nitrogênio total em lagoas pode alcançar 80%. A remoção da amônia pode ser de até 95% (TOMS et al., 1975; SOARES, 1996). Entretanto, HELLSTRÖM (1996) observou que o nitrogênio em estruturas lânticas deve balancear com o conteúdo de fósforo. Seguindo este raciocínio, é tentador imaginar que para se obter alta remoção de nitrogênio em lagoas, exige-se também a remoção de fósforo.

### Padrões de amônia definidos pela legislação ambiental

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, através da resolução 20/86 classificou as águas do Território Nacional em função dos sais dissolvidos conforme: doces (salinidade  $\leq 0,05\%$ ), salobras (salinidade entre 0,05 e 3%) e salinas (salinidade  $> 3\%$ ). Cinco classes para as águas doces foram definidas de acordo com os usos preponderantes. Foi estabelecido o nível de qualidade a ser mantido no corpo hídrico, respeitando os limites estabelecidos apresentados. No que concerne aos compostos amoniacais a Tabela 1 apresenta os valores limites.

**Tabela 1.** Teores limites para os compostos amoniacais segundo a resolução 20/86 do CONAMA.

<i>Tipo de água</i>	<i>Classe</i>	<i>Parâmetro</i>	<i>Limite</i>
Doce	Especial	Virtualmente ausente	-
	1	Amônia não-ionizada	0,02 mg NH <sub>3</sub> /L
	2	Amônia não-ionizada	0,02 mg NH <sub>3</sub> /L
	3	Amônia total	1,00 mg N/L
	4	Limite não fixado	-
Despejo	Art. 21	Amônia total	5 mg N/L

Fonte: CONAMA (1986).

REIS e MENDONÇA (1999) sugeriram que os atuais padrões ambientais brasileiros para compostos amoniacais considerem a influência da temperatura e do pH. A legislação atual torna os padrões muito rigorosos. A revisão da resolução 20/86 do CONAMA vem sendo discutida e quanto aos padrões de amônia foram sugeridos valores menos restritivos e mais compatíveis com as características geo-ambientais dominantes no país (i.e. clima tropical). A Tabela 2 mostra esta nova abordagem.

**Tabela 2.** Teores limites para os compostos amoniacais segundo a proposta de revisão da Resolução 20/86 do CONAMA.

<i>Tipo de água</i>	<i>Classe</i>	<i>Parâmetro</i>	<i>Limite</i>
Doce	Especial	Virtualmente ausente	-
	1 e 2	Amônia total	3,7 mg N/L, para pH ≤ 7,5 2,0 mg N/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg N/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg N/L, para pH > 8,5
	3	Amônia total	13,3 mg N/L, para pH ≤ 7,5 5,6 mg N/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0 2,2 mg N/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 mg N/L, para pH > 8,5
	4	Limite não fixado	-
Despejo	Art. 21	Amônia total	20 mg N/L

Fonte: CONAMA (2003).

A eventual aprovação da revisão da resolução 20/86 permitiria a conformidade legal de muitos despejos. Este relaxamento, entretanto, não mudaria as exigências da legislação ambiental no Ceará, no que se refere a despejos. A Portaria 154/02 da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE estabeleceu o limite de 5 mg N/L. O fato é que há muito a ser discutido sobre o assunto e o debate deverá continuar.

## 2 Metodologia

Nove estações de tratamento de esgotos em escala real, compostas apenas de lagoas facultativas primárias (LFPs), localizadas no município de Fortaleza (38° 32' O; 3° 43' S, e 15,5 m acima do nível do mar), Nordeste brasileiro, foram monitorados durante 13 semanas. As características geométricas, a população servida e a vazão influente dos sistemas são mostradas na Tabela 3.

**Tabela 3.** Sistemas cujos efluentes foram analisados, vazão tratada e tempo de detenção hidráulica.

<i>Lagoa</i>	<i>TDH (dias)</i>	<i>Vazão (m<sup>3</sup>/dia)</i>	<i>Area (m<sup>2</sup>)</i>	<i>Volume (m<sup>3</sup>)</i>
LFP1	46,0	4.095,2	94.500	189.000,0
LFP2	52,0	428,0	13.055	22.194,0
LFP3	50,0	2.026,5	50.320	100.640,0
LFP4	64,0	2.630,3	84.200	168.400,0
LFP5	81,0	318,5	16.069	25.710,4
LFP6	25,0	2.025,0	30.000	51.000,0
LFP7	42,0	1.102,0	26.904	45.736,8
LFP8	140,0	128,0	9.950	17.910,0
LFP9	116,0	257,9	15.000	30.000,0

O influente bruto e o efluente tratado de cada ETE foram analisados através dos seguintes parâmetros: temperatura, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), sólidos suspensos (SS), oxigênio dissolvido (OD), amônia total (AMT), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), pH e alcalinidade (Alc.). Quanto a este último parâmetro, optou-se por apresentar os resultados expressos como bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos por APHA (1992).

O estudo considerou principalmente a remoção de nitrogênio amoniacal e a representatividade dos modelos normalmente empregados na predição da qualidade do efluente. Foram abordados também parâmetros operacionais e a qualidade do efluente tratado frente aos institutos legais que tratam da qualidade da água no ambiente.

### 3 Resultados e discussão

#### O esgoto bruto

O esgoto bruto influente das lagoas estudadas apresentou DBO média de 336 mg/L ( $\pm 55$ ) e DQO média de 641 mg/L ( $\pm 116$ ). O valor médio dos sólidos suspensos (SS) foi de 294 mg/L ( $\pm 40$ ). Este conteúdo orgânico sugere concentração típica de esgotos domésticos. O mesmo pode ser inferido em relação a outros parâmetros. Não havia oxigênio dissolvido nas amostras de esgoto bruto e a temperatura média foi de 27,2 °C, variando muito pouco ( $\pm 0,7$ ). A Tabela 4 mostra o conteúdo médio do esgoto bruto de cada sistema estudado.

A concentração média de amônia total do esgoto bruto foi de 33,27 mg N/L ( $\pm 2,22$  mg N/L). O conteúdo de amônia total correlacionou positivamente ( $r = 0,892$ ) com a DBO, para um nível de confiança de 95%. As condições de funcionamento das lagoas estudadas de acordo com as características do esgoto bruto são apresentadas na Tabela 5.

**Tabela 4.** Características físico-químicas do esgoto bruto influente das lagoas facultativas primárias estudadas.

Lagoa	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	pH	$\text{NO}_3^-$ (mg N/L)	AMT (mg N/L)	$\text{HCO}_3^-$ (mg/L)	$\text{CO}_3^{2-}$ (mg/L)
LFP1	386	824	329	7,06	0,59	33,94	233,3	0,2
LFP2	239	419	324	7,06	0,31	29,09	233,9	0,2
LFP3	365	682	268	6,84	0,26	34,74	220,0	0,1
LFP4	303	609	311	7,01	0,24	32,95	230,9	0,2
LFP5	417	687	313	7,02	0,31	34,99	232,4	0,2
LFP6	338	651	292	6,83	0,31	33,75	219,7	0,1
LFP7	276	526	199	7,03	0,30	30,09	232,5	0,2
LFP8	353	720	294	7,03	0,40	35,30	229,7	0,2
LFP9	349	652	314	7,09	0,49	34,56	237,6	0,3

**Tabela 5.** Cargas operacionais (DBO, DQO e amônia total) das lagoas facultativas primárias estudadas.

Lagoa	LsDBO (kg DBO/ha.d)	LvDBO (g DBO/m <sup>3</sup> .d)	LsDQO (kg DQO/ha.d)	LvDQO (g DQO/m <sup>3</sup> .d)	LsAMT (kg N/ha.d)	LvAMT (mg N/m <sup>3</sup> .d)
LFP1	127,7	6,4	357,1	17,9	14,7	735
LFP2	59,1	3,5	137,5	8,1	9,5	561
LFP3	117,6	5,9	274,8	13,7	14,9	700
LFP4	72,5	3,6	190,4	9,5	10,3	515
LFP5	67,9	4,2	136,2	8,5	6,9	433
LFP6	173,7	10,2	439,4	25,8	22,8	1.340
LFP7	87,7	5,2	215,3	12,7	12,3	725
LFP8	35,8	2,0	92,6	5,1	4,5	252
LFP9	49,8	2,5	112,1	5,6	5,9	297

#### Remoção de amônia nas lagoas estudadas

A remoção média de matéria orgânica foi de 78, 70 e 51 %, para DBO, DQO e sólidos suspensos, respectivamente. Estes resultados mostram o funcionamento satisfatório das lagoas. A Tabela 6 mostra o conteúdo orgânico (DBO, DQO e SS), a

temperatura e o OD dos efluentes das lagoas estudadas. Na Tabela 7 são apresentados os valores médios de nitrato, amônia total, bicarbonato e carbonato no efluente tratado.

**Tabela 6.** Temperatura, conteúdo orgânico e oxigênio dissolvido nos efluentes das lagoas estudadas.

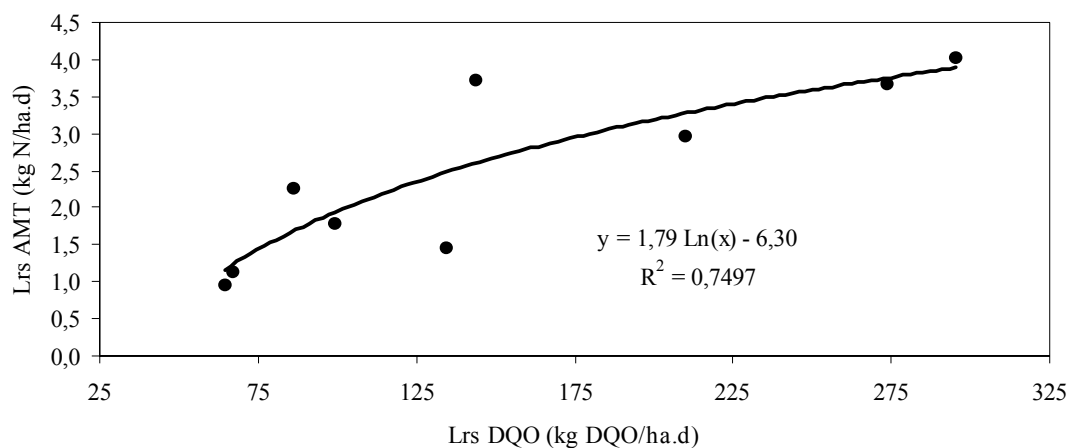
Lagoa	Temp. (°C)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	OD (mg/L)
LFP1	29,8	92	192	156	2,1
LFP2	29,1	58	219	140	3,1
LFP3	29,0	73	159	113	4,9
LFP4	29,3	71	181	164	3,5
LFP5	29,3	75	187	131	3,3
LFP6	29,8	81	213	131	3,9
LFP7	30,0	61	173	156	3,1
LFP8	30,0	75	200	140	4,8
LFP9	30,0	59	149	139	5,0

**Tabela 7.** Valores médios de nitrato, amônia total, pH, bicarbonato e carbonato nos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização estudados.

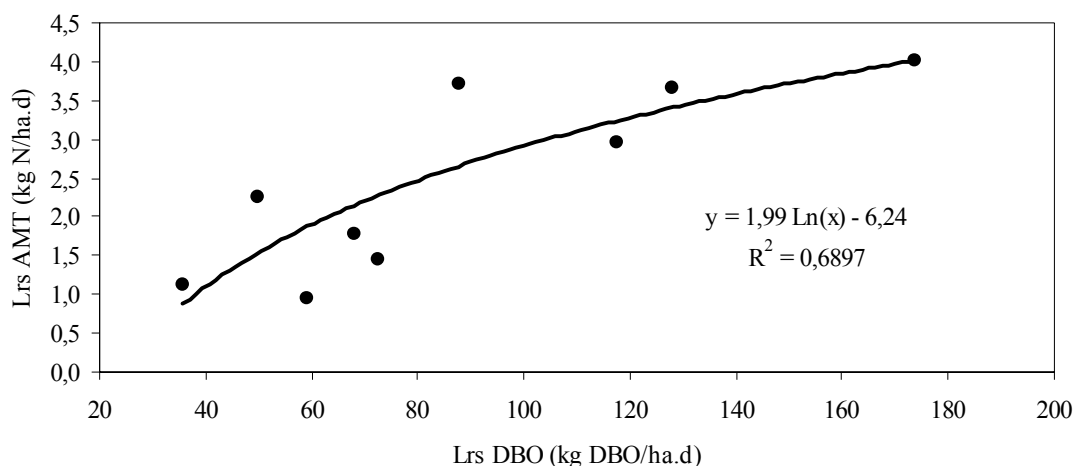
Lagoa	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N/L)	AMT (mg N/L)	pH (und.)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)
LFP1	0,48	25,47	7,65	208,5	0,9
LFP2	0,34	26,17	7,56	247,7	0,8
LFP3	0,35	27,35	7,84	241,1	1,6
LFP4	0,40	28,25	7,79	273,1	1,6
LFP5	0,28	25,93	7,81	235,5	1,4
LFP6	0,42	27,79	7,76	195,8	1,1
LFP7	0,51	20,98	8,09	207,0	2,4
LFP8	0,32	26,59	7,86	249,5	1,7
LFP9	0,45	21,39	7,75	208,4	1,1

As concentrações de nitrato no efluente tratado foram baixas, indicando que a nitrificação não é um processo consistente em lagoas. Isto concorda com o estudo de SOARES (1996), que trabalhou com lagoas em escala piloto.

A remoção média de amônia total nas lagoas foi de 23,0% (± 8,5%). A taxa de remoção superficial de amônia total (Lrs AMT) foi de 2,45 kg N/ha.d (± 1,19) e a de remoção volumétrica (Lrv AMT) igual a 1.340 mg N/m<sup>3</sup>.d (± 673). Estes parâmetros correlacionaram positivamente com as cargas superficial e volumétrica de amônia total aplicadas (r = 0,780 e 0,791, respectivamente). As taxas de remoção de amônia total, também correlacionaram positivamente com as taxas de remoção de matéria orgânica. As Figuras 1 e 2 mostram a remoção superficial de amônia total em função das cargas de DBO e DQO.



**Figura 1:** Remoção superficial de amônia total em função da carga de DBO aplicada nas lagoas facultativas primárias estudadas.

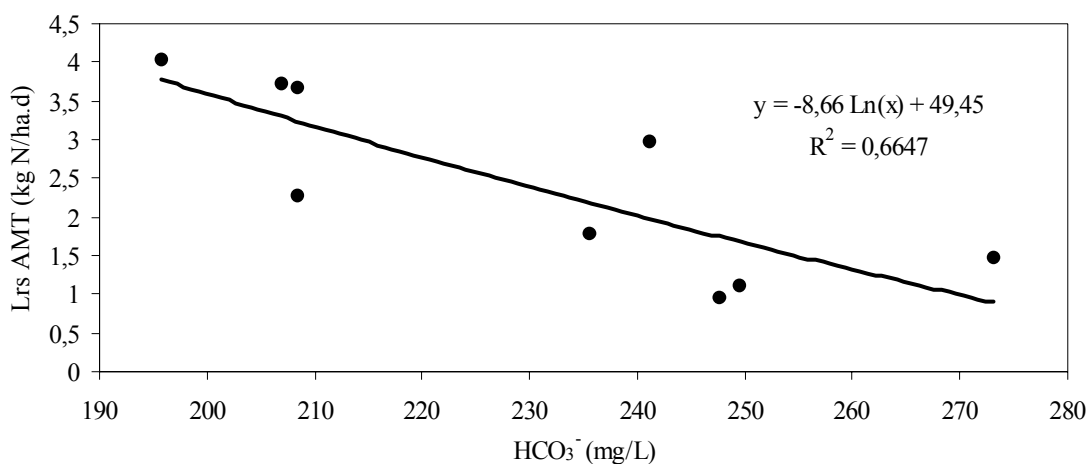


**Figura 2 :** Remoção superficial de amônia total em função da carga de DQO aplicada nas lagoas facultativas primárias estudadas.

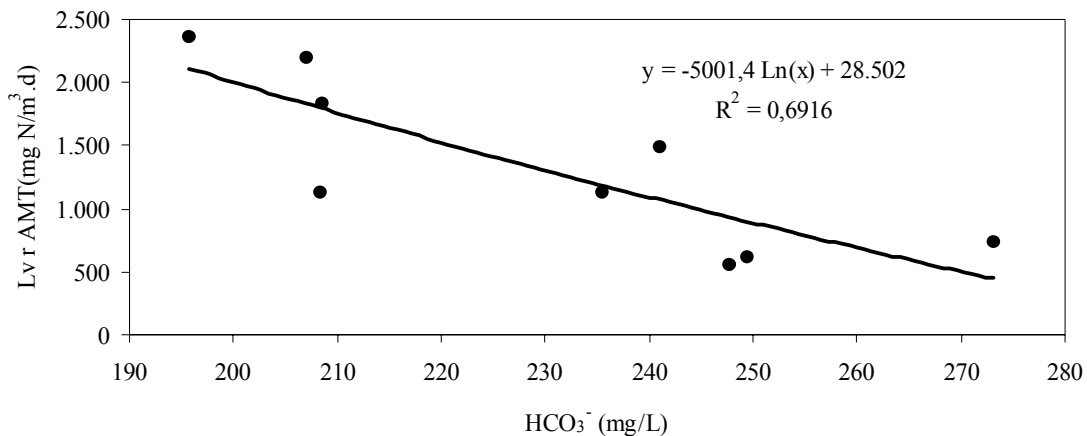
O valor médio do pH efluente das lagoas ( $7,79 \pm 0,15$ ) foi menor que o calculado pela Equação 6 ( $8,19 \pm 0,03$ ) sugerida por REED (1985). Verificou-se baixa correlação da remoção de amônia total com o valor do pH do efluente ( $r < 0,374$ ). Isto sugere que a assimilação de algas concorre com a volatilização e justifica a discussão levantada por SOARES (1996) sobre o mecanismo dominante na remoção. Também, deve-se considerar a regeneração de amônia para a coluna líquida a partir do sedimento da lagoa.

A pouca representatividade do pH como parâmetro determinante da remoção de amônia total e a provável contribuição do sedimento das lagoas podem explicar porque tanto o modelo de PANO e MIDDLEBROOKS (1982) quanto o de REED (1985) falharam na predição da concentração efluente. As concentrações de amônia nos efluentes tratados das lagoas foram, em média, 69 e 314% superiores aos valores estimados a partir dos modelos acima citados, respectivamente.

O sistema carbônico, mesmo assim, teve influência sobre a remoção. As remoções superficial e volumétrica de amônia total (Lrs AMT e Lrv AMT) correlacionaram negativamente (Figuras 3 e 4) com a concentração de bicarbonato no efluente. A alcalinidade devido a bicarbonato foi mais representativa que o pH para verificação da remoção em lagoas facultativas primárias.

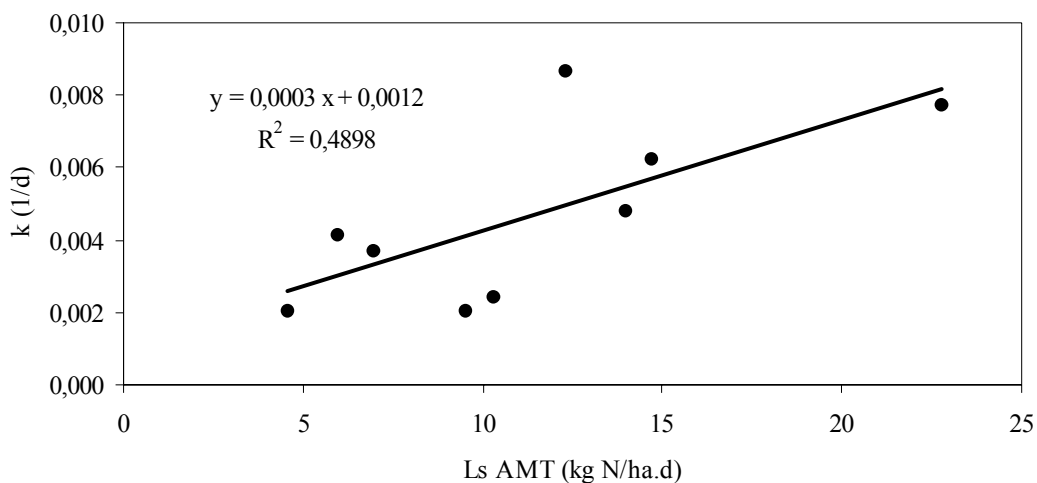


**Figura 3 :** Variação da taxa remoção superficial de amônia total nas lagoas estudadas em função da concentração de bicarbonato no efluente tratado.



**Figura 4 :** Variação da remoção volumétrica de amônia total nas lagoas estudadas em função da concentração do bicarbonato do efluente tratado.

As constantes de remoção calculadas para as condições ideais de escoamento (i.e. mistura completa e fluxo em pistão) foram bem diferentes (entre  $2,03 \times 10^{-3}$  e  $10,46 \times 10^{-3}/d$ ) do valor obtido pela Equação 5, sugerida por REED (1985) ( $k = 9,24 \times 10^{-3}/d$ ). Não apenas a temperatura é determinante da constante de reação, mas também a carga de amônia aplicada à lagoa. Esta abordagem já havia sido feita sobre remoção de matéria orgânica (DA SILVA, 2003). A constante de remoção para fluxo em pistão apresentou melhor correlação com a carga superficial de amônia total aplicada do que para condição de mistura completa. Na Figura 5 é mostrada a variação da constante de remoção de amônia total para fluxo em pistão em função da carga superficial aplicada de amônia total.



**Figura 5 :** Variação da constante de remoção de amônia total (fluxo não disperso) em função da carga superficial aplicada.

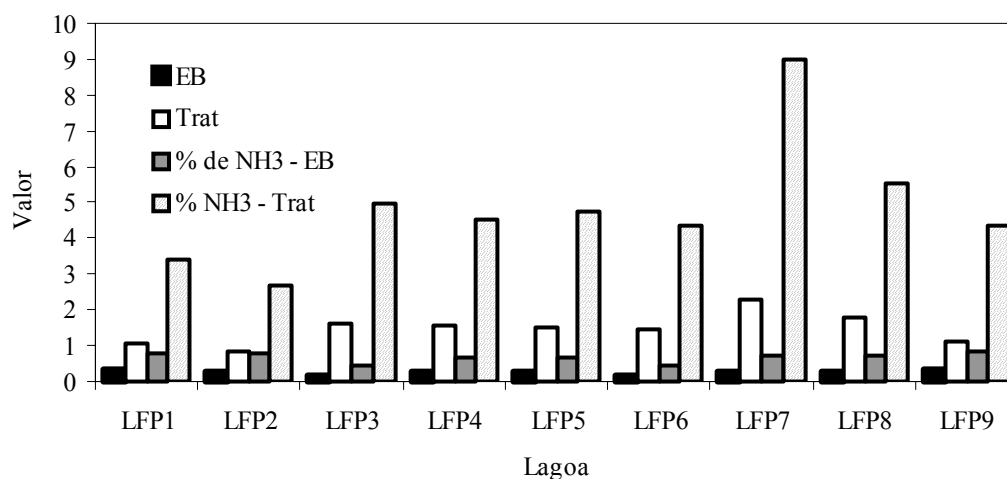
### A distribuição das formas amoniacais

As lagoas permitiram a supressão de descarga de amônia total de 36,34 ton N/ano, considerando-se as concentrações médias nos influentes e efluentes. Apesar da redução do despejo total, houve incremento na concentração de amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) despejada no ambiente.

No esgoto bruto admitiu-se o pH médio influente de cada ETE e temperatura de 27,2° C. A fração média de amônia não-ionizada do conteúdo amoniacal total influente variou entre 0,0045 e 0,0081 (média de 0,0067). Já no efluente tratado a NH<sub>3</sub> representou entre 0,0268 e 0,0902 (média de 0,0484) da concentração de amônia total. No efluente tratado, tanto pH quanto temperatura foram maiores que no esgoto bruto, implicando assim em maiores frações de amônia não-ionizada. Os cálculos consideraram o método descrito por EMERSON et al. (1975) e foram efetuados através das Equações 1 e 2.



Na Figura 6 são mostradas as concentrações de amônia não-ionizada (expressa como mg NH<sub>3</sub>/L) presente no esgoto bruto (EB) e no efluente tratado (Trat). São mostrados também os percentuais de amônia gasosa presente nos esgotos bruto e tratado.



**Figura 6** : Concentrações de amônia não-ionizada, e percentuais de NH<sub>3</sub> presentes nos esgotos bruto e tratado das lagoas.

A maior concentração de amônia não-ionizada no efluente tratado resultou, em média, num despejo de NH<sub>3</sub> 4,5 vezes maior que aquele presente no esgoto não tratado. Isto parece, à primeira vista, bastante preocupante. Entretanto, REIS e MENDONÇA (1999) lembram que a toxicidade da amônia não-ionizada é reduzida com o crescimento dos valores de pH e temperatura. Também, em condições de pH e temperatura elevada a desorção da amônia gasosa para a atmosfera é mais consistente (EMERSON, 1985). Isto ficou evidente através da correlação positiva ( $r = 0,449$ ) entre a fração de amônia não-ionizada presente no efluente tratado e a remoção de amônia total nas lagoas.

Levando-se em conta apenas o art. 21 da CONAMA 20, nenhum dos sistemas atendeu ao limite de 5 mg N/L, que é o mesmo da Portaria SEMACE 154/02. Mesmo que fosse considerada a sugestão proposta pelo grupo de trabalho de revisão da resolução, a qualidade do efluente tratado não atenderia aos padrões ambientais.

#### 4 Conclusões

A remoção de amônia total em lagoas facultativas primárias em Fortaleza, Nordeste brasileiro foi de 23%, com redução de descarga anual de 36,34 ton N em relação ao esgoto não tratado. A concentração média dos efluentes dos sistemas foi de 25,55 mg N/L ( $\pm 2,63$ ). Os modelos de remoção mais empregados, e desenvolvidos em regiões de clima predominantemente temperado, mostraram-se inadequados no presente estudo. Observou-se que a remoção de amônia correlacionou positivamente com a remoção de matéria orgânica. Isto mostrou que as cargas superficial e volumétrica aplicadas às lagoas podem ser empregadas no desenvolvimento modelos de predição de remoção. Outro achado importante foi que a alcalinidade, devido a bicarbonato, influenciou a remoção de amônia total, contradizendo a teoria de que o pH é o fator mais determinante.

Apesar da redução do despejo total, houve incremento na concentração de amônia não-ionizada despejada no ambiente. O percentual de NH<sub>3</sub> passou de 0,67% da amônia total no esgoto bruto para 4,84% no efluente tratado. Observou-se ainda que o despejo excede o valor limite (5 mg N/L) estabelecido pela legislação. A qualidade do efluente estaria em desacordo mesmo que fossem relaxados os limites para compostos amoniacaais.

#### Agradecimento

A autor reconhece o apoio técnico oferecido pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE e pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE. O suporte oferecido pela Universidade de Fortaleza - UNIFOR, através do Centro de Ciências Tecnológicas, e o custeio de atividades de pesquisa também deve ser lembrado.

## 5 Referências

- APHA – American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18<sup>th</sup> edition. American Public Health Association. 1.216 p. Washington, DC. 1992.
- BARNES, D. and BLISS, P. J. *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. E. & F. N. Spon. 327 p. London. 1983.
- CONAMA. *Dispõe sobre alteração na Resolução 20/86 - classificação e enquadramento de corpos de água*. 4<sup>a</sup> Reunião da Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental. Processo nº 02000.002378/2002-43. 20 p. Brasília. 14 de outubro de 2003.
- CONAMA. *Resolução número 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salgadas do Território Nacional*. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de julho de 1986.
- DA SILVA, F. J. A. e ARAÚJO, L. F. P. Trinta anos de lagoas de estabilização no Ceará. In: *X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais. Natal – RN. Março/Abril de 2004.
- DA SILVA, F. J. A. Efeito do tempo de detenção hidráulica sobre a remoção de matéria orgânica em lagoas facultativas primárias em escala real. *Revista Tecnologia*, v. 24, n. 2. p. 42-50. Fortaleza. Dezembro de 2003.
- DA SILVA, F. J. A. *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil*. 125 p. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal da Paraíba, Campus II. Campina Grande. 1994.
- EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E. and THURSTON, R. V. Aqueous ammonia equilibrium calculation: effect of pH and temperature. *Journal of Fisheries Research Board Canadian*, v. 32. p. 2.379 - 2.383. Quebec. November, 1975.
- ERICKSON, R. J. An evaluation of mathematical models for the effects of the pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Research*, v. 19, n. 8. p.1047-1058. London. August, 1985.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. Editora Interciência/FINEP. 575 p. Rio de Janeiro. 1988.
- HARGREAVES, J. A. Nitrogen biochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, v. 166, n. 3/4. p. 181-212. Amsterdam. July, 1998.
- HARREMÖES, P. The challenge of managing water and material balances in relation to eutrophication. *Water Science and Technology*, v. 37, n 3. p. 9-17. London. March, 1998.
- HELLSTRÖM, T. An empirical study of the nitrogen dynamics in lakes. *Water Environment Research*, v. 68, n. 5. p. 55-65. Alexandria. October, 1996.
- LAU, P. S.; TAM, N. F. Y. and WONG, Y. S. Wastewater nutrients removal by *chorella vulgaris*: optimization through acclimation. *Environmental Technology*, v. 17, n. 3. p. 183-189. Birmingham - UK. June, 1996.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M. and PARKER, J. *Biology of microorganisms*. 9<sup>th</sup> edition. Prentice Hall International, Inc. 991 p. London. 2000.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P. and MILLS, S. W. *An evaluation of waste stabilization ponds in Kenya*. Research Monograph No 11. University of Leeds. Leeds, UK. 1997.
- MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W. and ALABASTER, G. P. Waste stabilization ponds: a viable alternative small community treatment systems. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, v. 6, n. 1. p. 72-78. London. February, 1992.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 4<sup>th</sup> edition. McGraw-Hill Inc. 1.314 p. New York. 2003.
- PANO, A. and MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 4, n. 54. p. 344-351. Alexandria. August, 1982.
- REED, S. C. Nitrogen removal in stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 57, n. 1. p. 39-45. Alexandria. February, 1985.

- REIS, J. A. T. e MENDONÇA, A. S. F. Amônia em efluentes e mananciais de água doce - uma avaliação dos limites impostos pelo CONAMA. In: *XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais. Rio de Janeiro: ABES. Maio de 1999.
- RUFFIER, P. J.; BOYLE, W. C. and KLEINSSCHMIDT, J. Short-term acute bioassays to evaluate ammonia toxicity and effluent standards. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 53, n. 3. p. 367-377. Alexandria. June. 1981.
- SANTOS, M. C. R. and OLIVEIRA, J. F. S. Nitrogen transformations and removal in waste stabilization ponds in Portugal: seasonal variations. *Water Science and Technology*, v. 19, n. 12. p. 123-130. London. December, 1987
- SEMACE – Superintendência estadual do Meio Ambiente. *Portaria 154/02 – dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*. Diário Oficial do Estado Série 2, ano V, nº 187. Fortaleza, 01 de outubro de 2002.
- SENZIA, M. A.; MAYO, A. W.; MBWETTE, T. S. A.; KATIMA, J. H. Y. and JØRGENSEN, S. E. Modelling nitrogen transformation and removal in facultative ponds. In: *Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Specialist Conference Waste Stabilisation Ponds: Technology and Environment*. Marrakech. April, 1999.
- SILVA, S. A. *On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Ph.D. Thesis. 237 p. Department of Civil Engineering. University of Dundee. Dundee: UK. 1982.
- SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; and MARA, D. D. *Performance of waste stabilization ponds in northeast Brazil*. Research Monograph Nº 9. 139 p. University of Leeds. Leeds, UK. 1996.
- SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D. and PEARSON, H. W. Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12. p. 321-330. London. December, 1995.
- SOARES, J. *Nitrogen removal in waste stabilisation ponds in northeast Brazil*. 301 p. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds, UK. 1996.
- SOMIYA, I. and FUJII, S. Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. *Water Research*, v. 18, n. 3. p. 321-333. London. March, 1984.
- STRATON, F. E. Ammonia nitrogen losses from streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division* 95 (SA2), p. 1.085-1.092. Reston – VA. November, 1969.
- SZUMSKI, D. S.; BARTON, D. A.; PUTNAM, H. D. and POLTA, R. C. Evaluation of EPA un-ionized ammonia toxicity criteria. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 54, n. 3. p. 281 – 291. Alexandria. March, 1982.
- VON SPERLING, M. Princípios básicos de tratamento de esgotos. In: *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Volume 2. 211 p. Editado pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG. Belo Horizonte. 1996.
- YÁNEZ, F. *Lagunas de estabilización - teoría, diseño, evaluación y mantenimiento*. Organización Panamericana de la Salud. 421 p. Cuenca, Equador. 1993.

## 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 Adjunto do curso de Engenharia Civil da UNIFOR.