

II-327 – REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM LAGOA DE POLIMENTO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO ANAERÓBIA DE ESGOTO DOMÉSTICO

Sílvia Mariana S. Barbosa⁽¹⁾

Bacharel em Ciências Biológicas/Ambientais pela Universidade Federal de Pernambuco. Mestrado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutoranda em Engenharia Civil na Universidade Federal de Pernambuco.

Elizabeth Amaral Pastich

Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutorado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Supervisor Comercial no Laboratório de Ecologia e Biodiversidade (LECoBIO)/ITEP – Instituto de Pesquisa de Pernambuco.

Lourdinha Florencio

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutorado em Ciências Agrícolas e Ambiental (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Agrícola de Wageningen – Holanda. Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco.

Mario Takayuki Kato

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Doutorado em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade Agrícola de Wageningen - Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Pernambuco.

Sávia Gavazza

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (USP). Professora Associada da Universidade Federal de Pernambuco. Pós-doutorado pela Universidade de Cornell (EUA).

Endereço: Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências. Departamento de Engenharia Civil. Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA – UFPE). Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária. CEP: 50740-530 Recife PE, Brasil – Tel: (81) 21268742 e-mails: mariotk_kato@yahoo.com.br; barbosasms@gmail.com

RESUMO

Neste trabalho foi avaliada a remoção de nitrogênio em uma lagoa de polimento de uma estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio. As concentrações de nitrogênio foram monitoradas por 12 meses, abrangendo as duas estações predominantes na região, seca (verão) e chuvosa (inverno). A remoção média na lagoa de polimento para o NTK foi de 41 ± 27 e $37 \pm 32\%$, e do N-NH_4^+ de 48 ± 32 e $43 \pm 28\%$, respectivamente para o período seco e chuvoso. Entretanto, as diferenças nas remoções do NTK e N-NH_4^+ entre o período seco e chuvoso não foram estatisticamente diferentes. Uma parcela de 55 ± 9 e $46 \pm 13\%$ de NTK permaneceu solúvel na lagoa, sendo 34 ± 8 e $38 \pm 12\%$ de N-NH_4^+ , respectivamente no período seco e chuvoso. Da remoção do NTK, 38 ± 15 e $23 \pm 14\%$ foram incorporadas à biomassa; e, 13 ± 7 e $7 \pm 4\%$ foram volatilizados na forma de N-NH_3 , para o período seco e chuvoso, respectivamente. A remoção via volatilização assumiu um importante papel na redução do N-NH_4^+ na lagoa, e embora menor que a da incorporação, mostrou-se maior que a obtida em outros estudos realizados. As diferenças climáticas não influenciaram na remoção do NTK e N-NH_4^+ , mas influenciou e promoveu uma alteração na densidade e riqueza do fitoplâncton, que foram maiores no período seco.

PALAVRAS-CHAVE: Amônia, incorporação à biomassa, fitoplâncton, volatilização.

INTRODUÇÃO

O nitrogênio presente nos efluentes domésticos pode contribuir para a eutrofização de corpos receptores quando lançados indiscriminadamente. Concentrações típicas de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) em efluentes domésticos estão na faixa de 29 a 60 mg N.L⁻¹, do qual, 8 a 35 mg N.L⁻¹ estão na forma de nitrogênio orgânico e 10 a 50 mg N.L⁻¹ na forma amoniacal. O nitrito pode estar presente entre 0 a 10 mg N.L⁻¹ e o nitrato de 0 a 15 mg N.L⁻¹ (Caicedo *et al.*, 2000; Middlebrook e Pano, 1983; Zimmo *et al.*, 2003).

Sistemas de tratamento anaeróbio de efluentes isoladamente não removem nutrientes. Concentrações de NTK nesses efluentes estão na faixa de 23 a 33 mg N.L⁻¹, do qual, 17 a 29 mg N.L⁻¹ é amoniacal (Caicedo *et al.*, 2000). Embora empregadas no pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, para atuar na remoção de patógenos e complementarmente de matéria orgânica (van Haandel *et al.*, 2006), a remoção do NTK também tem sido estudada em lagoas de polimento (Middlebrook e Pano, 1983; van Der Steen *et al.*, 1999; Zimmo *et al.*, 2003).

Concentrações típicas de NTK em efluentes de lagoas de polimento é de 15 a 51 mg N.L⁻¹, sendo 10 a 29 mg N.L⁻¹ na forma amoniacal. A remoção de NTK nestes sistemas são atribuídas à: (i) volatilização, (ii) assimilação pela biomassa, (iii) sedimentação, (iv) nitrificação, (v) e desnitrificação (Middlebrook e Pano, 1983 e Senzia *et al.*, 2003).

Pano e Middlebrooks (1982), Reed (1985), Silva *et al.* (1995) e Soares *et al.* (1996), apontaram como principal mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal à volatilização em elevados valores de pH e temperatura. Camargo Valero e Mara (2010a) relataram que valores elevados de pH e temperatura não favorecem, necessariamente, a volatilização. Nestas condições também ocorre o crescimento das algas, que incorporam o nitrogênio aos seus processos metabólicos.

Ferrara e Avci (1982), Senzia *et al.* (2003), Zimmo *et al.* (2003) e Camargo Valero e Mara (2010b, 2010c), citam que a captura do nitrogênio pela biomassa algal, o processo metabólico da nitrificação-desnitrificação, e a sedimentação da biomassa morta pós captura de nitrogênio, atuam como os mecanismos mais eficientes na sua remoção.

Portanto, existem diferentes argumentos sobre as vias de remoção do nitrogênio em lagoas, alguns sendo contraditórios. Assim, é importante aprofundar o tema para elucidar os mecanismos preponderantes na remoção do nitrogênio em lagoa de polimento para reator anaeróbio, uma vez que este sistema de tratamento vem tendo grande aplicação prática, e existem poucos dados a respeito. Com base nesta perspectiva, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência e as possíveis vias atuantes na remoção do nitrogênio amoniacal em uma lagoa de polimento em escala real, que atua no pós-tratamento do efluente doméstico de um reator tipo UASB em distintos períodos sazonais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local de estudo e método amostral

O trabalho foi realizado na estação de tratamento de efluentes domésticos do município de Rio Formoso, litoral sul do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. A estação de tratamento é composta por um reator UASB de 324 m³ com três células operando em paralelo, uma lagoa de polimento de 28.050 m³ e 4 filtros de pedra com volume total de 7.920 m³. O tempo de detenção hidráulico é de 0,3; 8,1 e 2 dias, em cada unidade, respectivamente.

A coleta de amostras foi realizada quinzenalmente no período de novembro de 2011 a outubro de 2012, abrangendo dois períodos sazonais distintos na região. Período seco (verão), novembro de 2011 a fevereiro de 2012, com ausência de chuvas e temperaturas mais elevadas; e período chuvoso (inverno), de junho a outubro de 2012, período com chuvas e temperaturas mais amenas. Os meses de março, abril, maio e outubro não são caracterizados como seco ou chuvoso, e sim como um período transitório entre os períodos climáticos dominantes.

Foram amostrados: (i) o afluente da lagoa (Ponto P1), o qual é o efluente do reator UASB; (ii) o líquido da coluna d'água no meio da lagoa a 10 cm da superfície (Ponto ES) e a 30 cm do fundo (Ponto EF); e do (iii) efluente na saída da lagoa (Ponto P2). As amostras do ponto EF foram coletadas com uma garrafa de *van Dorn* e as dos demais pontos com uso de garrafas de vidro.

Material

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada em microscópio óptico Nikon Eclipse E 200, com lâmina de 26 mm x 76 mm x 1 mm, lamínula de vidro comum com aumentos de 40X e 100X. A análise quantitativa foi realizada em um microscópio invertido Feldmann Wild Leitz, Invert 1500.

Métodos analíticos

As seguintes medidas foram realizadas por métodos potenciométricos em campo: pH, temperatura e oxigênio dissolvido. As análises químicas em laboratório foram: NTK, nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrogênio orgânico (N-org.), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-), segundo APHA-AWWA-WEF (1995). O NTK no sedimento do fundo da lagoa foi determinado segundo EMBRAPA (1999). A densidade total do fitoplâncton foi determinada segundo Villafañe e Reid, (1995); e a identificação e classificação, segundo Anagnostidis e Komárek (1988).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

NTK, N-NH_4^+ e N-org.

O teste t de *Student* foi aplicado para avaliar se as concentrações do NTK, N-NH_4^+ e N-org. diferiram estatisticamente em P1, ES, EF e P2, entre o período seco e chuvoso. O teste foi aplicado para $p=0,05$ e 7 graus de liberdade, para qual o valor do t-tabelado é 1,895.

Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK

Na Figura 1 têm-se as concentrações de NTK no período seco (novembro a fevereiro) e chuvoso (maio a setembro). Os meses de março, abril, maio e outubro não são classificados em seco ou chuvoso, sendo tratados como meses fora do regime intenso de sol ou chuva. O t-calculado para as concentrações do NTK em P1, ES, EF e P2 foram, respectivamente; 1,708, 1,808, 1,689 e 1,413. Como t-calculado < t-tabelado, as concentrações do NTK nos pontos monitorados entre o período seco e chuvoso foram estatisticamente iguais. A eficiência mensal de remoção do NTK foi de 41 ± 27 e $37\pm 32\%$ para o período seco e chuvoso, respectivamente; estatisticamente, as eficiências médias foram iguais nos dois períodos.

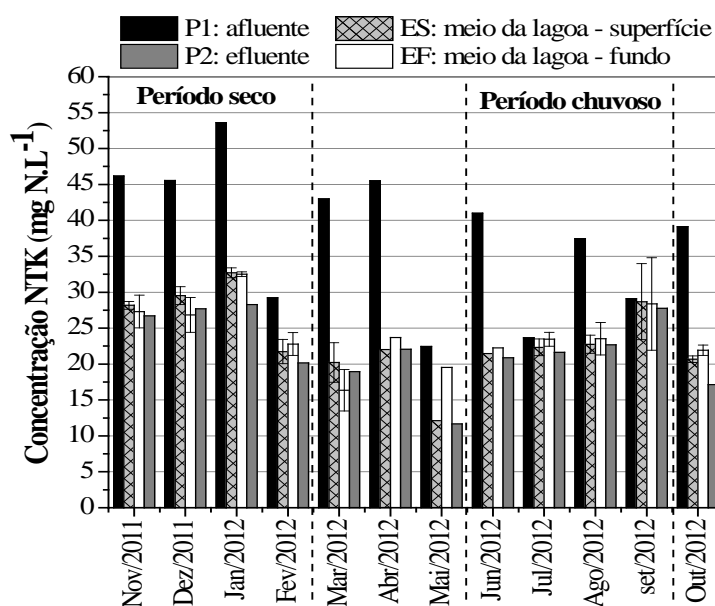


Figura 1. Concentração de NTK no período seco e chuvoso na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.

Na Figura 2 têm-se a concentração de NTK no sedimento do fundo da lagoa de polimento no período seco e chuvoso. Novamente foi aplicado o test t para avaliar diferença estatística na concentração de NTK entre os períodos climáticos estudados. A concentração média de NTK foi de $0,23 \pm 0,02$ e $0,12 \pm 0,04$ mg N.g⁻¹ para o período seco e chuvoso, respectivamente. O valor de t calculado foi 5,037 e o valor tabelado para $p=0,05$ e 5 graus de liberdade é 2,015. Como t-calculado > t-tabelado a concentração de NTK no sedimento no fundo da lagoa de polimento entre o período seco e chuvoso apresentou diferença estatística.

Diferentemente do efluente, onde as concentrações de NTK foram estatisticamente iguais entre o período seco e chuvoso para todos os pontos monitorados; no sedimento, composto basicamente por biomassa algal, a concentração de NTK foi maior no período seco, em média $48 \pm 20\%$ maior que a do período chuvoso. Esta diferença foi associada principalmente ao aumento da riqueza e densidade dos grupos taxonômicos do fitoplâncton no período seco, e fatores climáticos como os índices pluviométricos e radiação solar, que terão sua influência mais bem detalhada nos subtópicos a seguir.

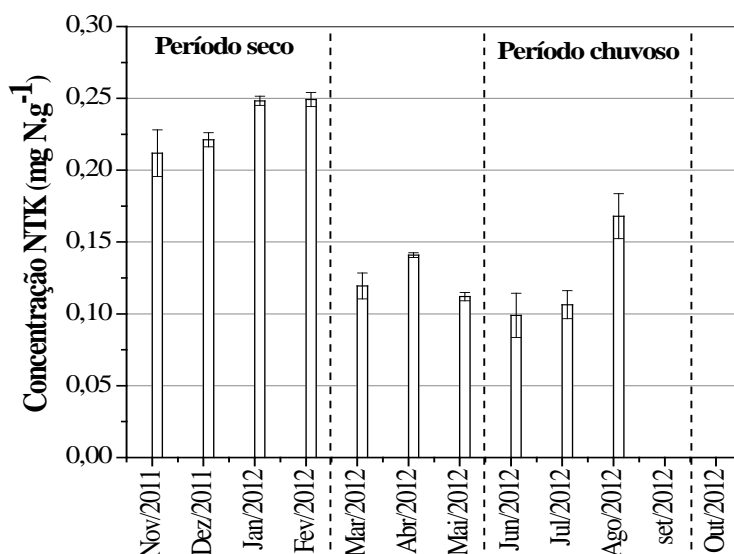


Figura 2. Concentração do NTK no período seco e chuvoso no sedimento do fundo da lagoa de polimento da ETE Rio Formoso

Nitrogênio amoniacal e orgânico

Na Figura 3 têm-se as concentrações do $N-NH_4^+$, N-org. e $N-NO_2^-$ no período seco e chuvoso. O $N-NO_2^-$ foi inferior a 0,3% e o $N-NO_3^-$ não foi detectado em nenhum ponto e período sazonal monitorado. O t-calculado para as concentrações do $N-NH_4^+$, respectivamente, para P1, ES, EF e P2 foram 0,205, 0,019, 0,410 e 0,350, e para o N-org. 4,258, 4,027, 3,212, e 5,541, respectivamente. Como t-calculado < t-tabelado para o $N-NH_4^+$, não houve diferença estatística significativa nas concentrações entre o período seco e chuvoso. Entretanto, para o N-org., t-calculado > t-tabelado, o que indicou diferença estatística em suas concentrações entre os períodos sazonais comparados.

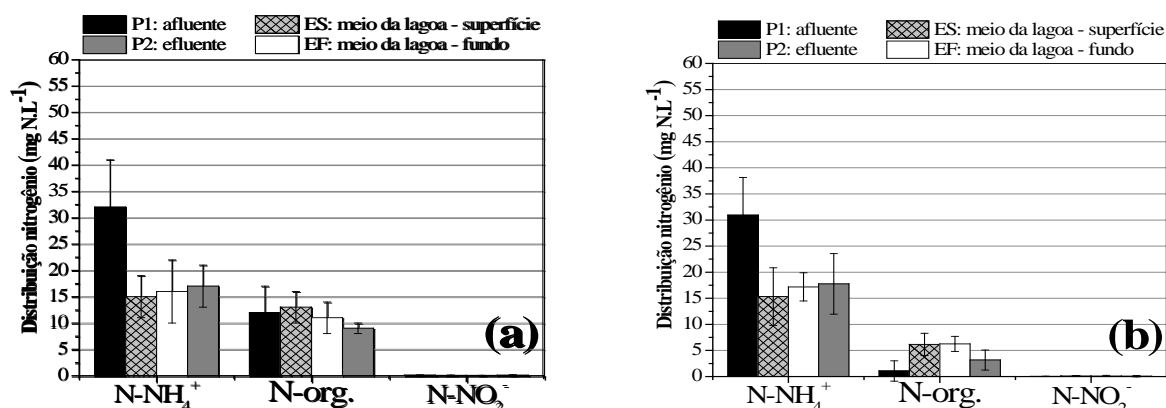


Figura 3. Distribuição das formas de nitrogênio no período seco (a) e chuvoso (b) na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.

A eficiência média mensal de remoção do N-NH_4^+ foi de 48 ± 32 e $43 \pm 28\%$ para o período seco e chuvoso, respectivamente. No entanto, estas são estatisticamente iguais para os dois períodos, já que as concentrações de N-NH_4^+ não diferiram entre os períodos sazonais e entre mesmos pontos. As concentrações do N-org. foram mais altas no período seco. No entanto, os pontos ES e EF dos dois períodos apresentaram as maiores concentrações de N-org. , que pode ser atribuído a atividade da biomassa fitoplanctônica.

Densidade da biomassa fitoplanctônica

Na Figura 4 têm-se a densidade específica do fitoplâncton, agrupados em seus respectivos grupos taxonômicos no período seco e chuvoso na coluna d'água no meio da lagoa (ES e EF). O grupo taxonômico *Cyanophyta* foi comum e apresentou densidades específicas muito próximas para suas espécies no período seco e chuvoso. A dominância das espécies deste grupo taxonômico foi relacionada à pequena profundidade da lagoa, ao efluente turvo e às flutuações nas condições de oxigenação. Estas condições são favoráveis à predominância de espécies pertencentes a este grupo, como já relatado por Scheffer *et al.* (1997) e Stal e Moezelar (1997). Também foram identificadas espécies do grupo taxonômico *Bacylariophyta* no período seco, e *Chlorophyta* no seco e chuvoso; este último, com maior densidade e riqueza de espécies no período seco.

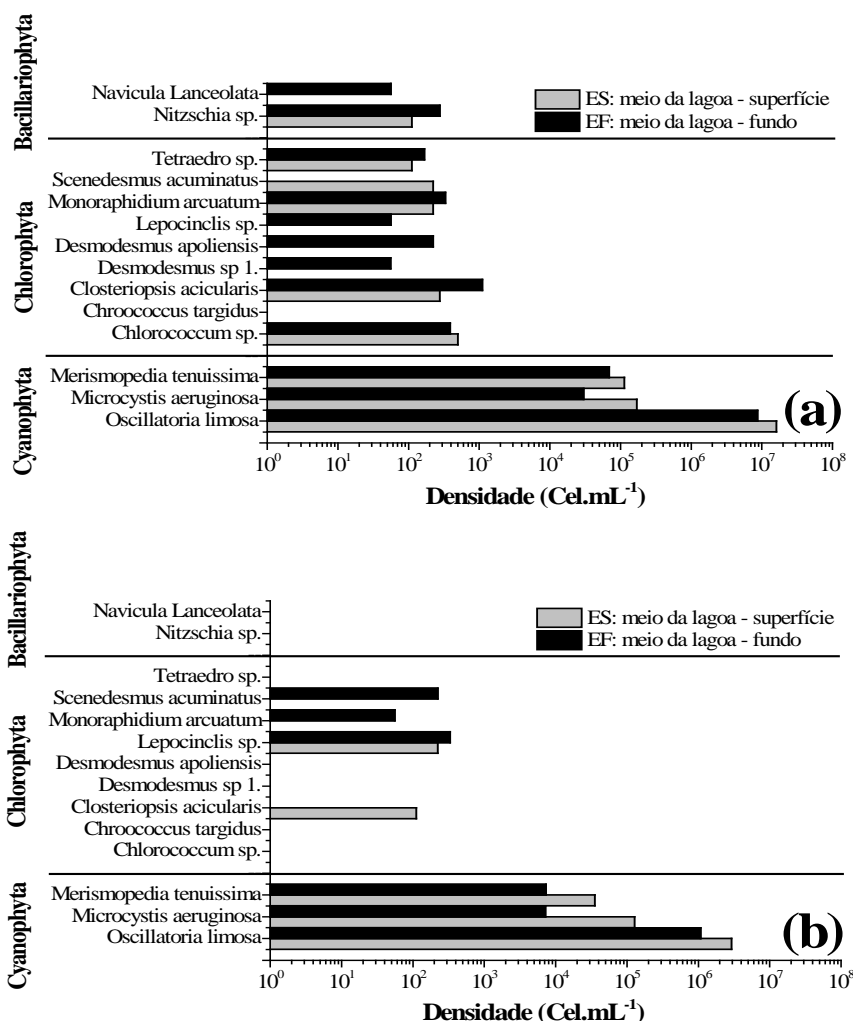


Figura 4. Densidade específica do fitoplâncton no período seco (a) e chuvoso (b) na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.

A densidade total dos organismos fitoplantônicos para o período seco foi de 10^7 cel.mL⁻¹, e para o chuvoso 10^6 cel.mL⁻¹. As diferenças na densidade e riqueza dos grupos taxonômicos foram associadas à radiação solar incidente no efluente da lagoa de polimento, temperatura da água e iluminação, o que favoreceu o aumento da atividade metabólica e taxa fotossintética dos organismos fitoplantônicos, principalmente no período seco.

A radiação solar média incidente no efluente da lagoa nos meses mais secos foi de $7,5 \pm 5$ μ J.m²; enquanto, que no período chuvoso $5,5 \pm 3$ μ J.m². A temperatura média no período seco na coluna d'água da lagoa foi de $31 \pm 3^\circ\text{C}$ e $29 \pm 1^\circ\text{C}$ no meio da lagoa - superfície (ES) e fundo (EF), respectivamente; enquanto, no período chuvoso foi de $29 \pm 2^\circ\text{C}$ e $28 \pm 1^\circ\text{C}$ no meio da lagoa - superfície (ES) e fundo (EF), respectivamente.

O tempo da incidência da radiação solar também favoreceu o aumento da densidade e riqueza do fitoplâncton no período seco. Isto porque no período seco os dias são mais longos, o que leva a um maior tempo de radiação solar incidente no efluente da lagoa.

As variações na densidade e riqueza dos grupos taxonômicos entre os períodos climáticos também foi associado à maior incidência das precipitações no período chuvoso. Isto proporcionou a diluição do efluente no interior da lagoa e o carreamento das cepas, afetando a riqueza das espécies fitoplantônicas na coluna d'água. O índice pluviométrico no período seco foi de 88 ± 54 mm/mês, com destaque para o mês de janeiro,

com o maior índice, 4 ± 2 mm/dia. Para o período chuvoso, este foi de 134 ± 98 mm/mês, com destaque para os meses de junho, julho e agosto, com os maiores índices pluviométricos, 13 ± 6 , 17 ± 8 e 7 ± 3 mm/dia, respectivamente. Embora as diferenças dos aspectos climatológicos entre o período seco e chuvoso não tenham influenciado na remoção de NTK e N-NH_4^+ , foram suficientes para promover mudanças na estrutura da comunidade fitoplancônica, alterando a densidade e riqueza dos *taxa* na lagoa, e consequentemente a concentração do N-org. nos dois períodos estudados.

pH e temperatura

Na Figura 5 têm-se os valores de pH e temperatura no período seco e chuvoso. O pH ficou entre 7 e 9,5 e a temperatura entre 28 e 35 °C. Os maiores valores de pH foram observados para o ponto ES da lagoa, tanto para o período seco quanto o chuvoso. Os elevados valores de pH neste ponto, foi associado à intensa atividade metabólica do fitoplâncton, que melhor utilizou a radiação solar incidente na superfície da lagoa para seus processos metabólicos (fotossíntese).

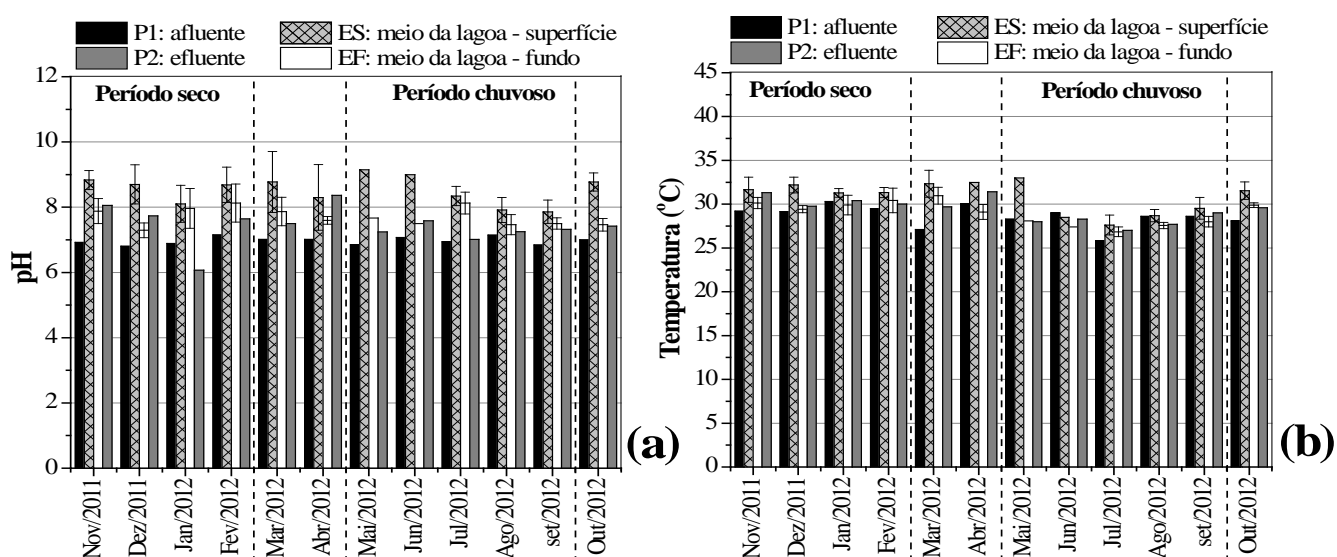


Figura 5. Valores de pH (a) e temperatura (b) no período seco e chuvoso na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.

Os valores de pH e temperatura foram utilizados para determinar as frações de N-NH_4^+ e N-NH_3 presente no efluente conforme proposto por Emerson *et al.* (1975) e Clement e Merlin (1995). Após determinar a fração, foi calculada a concentração do N-NH_3 nos pontos monitorados passível de volatilização (Figura 6).

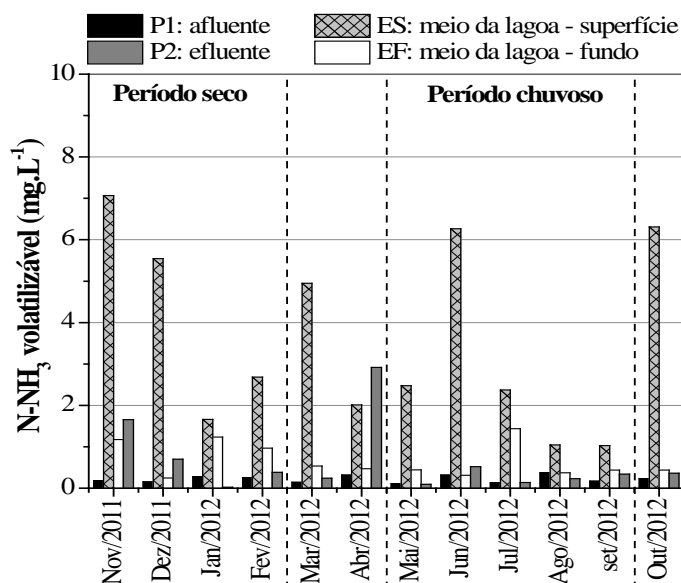


Figura 6. Concentrações de N-NH₃ passível de volatilização na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.

A remoção da amônia via volatilização foi baixa para a maioria dos pontos monitorados (Tabela 1). No entanto, na região superficial da lagoa que absorve mais efetivamente a radiação solar, ocasionando um aumento da atividade fotossintética das algas, fez com que os valores de pH ficassem entre 8,5 e 9,0. Nestes valores de pH a conversão do N-NH₄⁺ a N-NH₃ é favorecida, e devido a isto, a maior parcela da remoção da amônia via volatilização foi na superfície da lagoa; já que nos demais pontos o pH esteve próximo da neutralidade.

Tabela 1. Concentração do N-NH₃ passível de volatilização

Período sazonal	Pontos	N-NH ₄ ⁺ mg.L ⁻¹	T °C	pH	Fração N-NH ₃ %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹
seco	P1: afluyente	32±9	29,5±0,5	6,9±0,1	0,7±0,3	0,2±0,1
	ES: meio da lagoa - superfície	15±4	31,6±0,4	8,6±0,3	27±12	4,0±3,0
	EF: meio da lagoa - fundo	16±6	29,9±0,4	7,8±0,4	6,0±4,0	0,9±0,5
	P2: efluente	17±4	30,4±0,7	7,4±0,9	4,0±4,0	0,7±0,7
chuvoso	P1: afluyente	31±7	29,1±1,0	6,9±0,1	0,7±0,3	0,2±0,1
	ES: meio da lagoa - superfície	15±6	29,5±2,0	8,5±0,5	22±19	3,0±2,0
	EF: meio da lagoa - fundo	17±3	27,5±0,5	7,8±0,2	4,0±3,0	0,6±0,4
	P2: efluente	18±6	28,0±1,0	7,3±0,2	1,5±0,7	0,3±0,2

Oxigênio dissolvido

Na Figura 7 têm-se os valores do oxigênio dissolvido. Na superfície da lagoa foram observadas zonas aeróbicas e supersaturadas com concentrações de 1 a 22 mg.L⁻¹ de O₂ (ES) e zonas microaerófilas ou anóxicas, com concentrações de oxigênio dissolvido entre 0,1 a 0,3 mg.L⁻¹ (EF). As maiores concentrações de oxigênio dissolvido na superfície da lagoa (ES) foram influenciadas pela elevada temperatura e radiação solar, que favoreceram o aumento da atividade fotossintética do fitoplâncton e consequentemente, o aumento do oxigênio dissolvido.

Embora tenham sido observadas condições favoráveis aos processos de nitrificação e desnitrificação no interior da lagoa (condições de pH entre 7,5 e 9,0, temperaturas entre 25 a 30 °C e zonas anóxicas e

anaeróbias) (Metcalf & Eddy 2004), não foram quantificadas concentrações apreciáveis de nitrato e nitrito. Portanto, esta não foi uma das vias que atuaram efetivamente na remoção do NTK na lagoa.

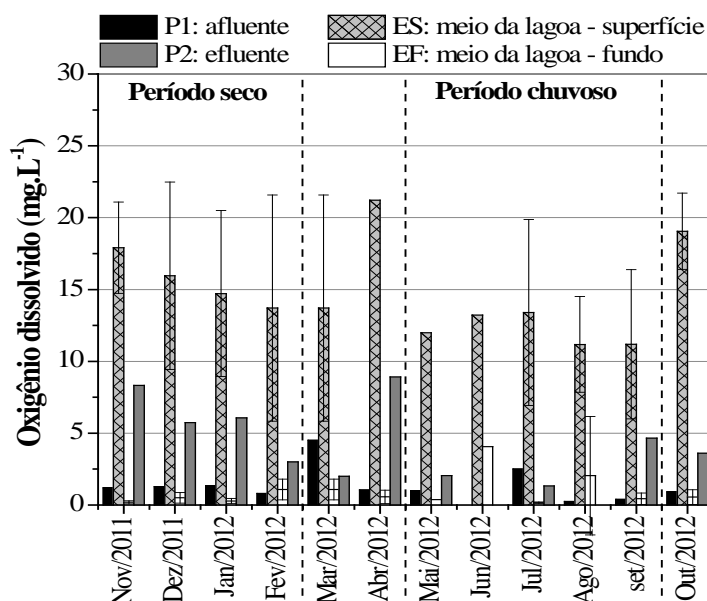


Figura 7. Valores de oxigênio dissolvido no período seco e chuvoso na lagoa de polimento da ETE Rio Formoso.

Vias da remoção de nitrogênio

Na Tabela 2 têm-se as principais vias atuantes na remoção do nitrogênio e a parcela que permaneceu na lagoa no período seco e chuvoso. O nitrogênio passível de ser removido por volatilização refere-se à fração de $N-NH_3$ formada a partir do NH_4^+ , levando em consideração o pH e temperatura dos efluentes no momento da amostragem. Esta fração foi determinada pelo modelo proposto por Emerson *et al.* (1975) e Clement e Merlin (1995), o qual prever a fração do $N-NH_4^+$ passível de ser convertido a $N-NH_3$. A estimativa de remoção por volatilização foi determinada pela soma do $N-NH_3$ presente em P1, ES, EF e P2.

O nitrogênio removido por via de incorporação/sedimentação refere-se às frações do nitrogênio na sua forma amoniacal, bem como de N-org. dissolvido, que é incorporado à biomassa bacteriana e fitoplancônica. O nitrogênio pode ser capturado por esta biomassa que o utiliza em seus processos biológicos, e que posteriormente sedimenta com a biomassa bacteriana e/ou fitoplancônica morta. A quantificação do nitrogênio incorporado/sedimentado foi realizada assumindo-se que o aumento do N-org. deveu-se ao crescimento do fitoplâncton no interior da lagoa. Este incorporou a amônia não volatilizável ($N-NH_4^+$) como sugerido por Senzia *et al.* (2003) e Camargo Valero e Mara (2007b). Esta determinação foi realizada pela subtração da parcela do N-org. efluente do afluente, lembrando que o afluente da lagoa é praticamente isento de células fitoplancônicas ($25 \pm 23 \text{ cel.mL}^{-1}$); enquanto, que no meio da lagoa estes valores são 10^6 e 10^7 cel.mL^{-1} , e no efluente da lagoa 10^3 e 10^4 cel.mL^{-1} , para o período chuvoso e seco, respectivamente.

A remoção por volatilização foi maior na superfície da lagoa, tanto para o período seco ($6,0 \pm 3,0 \text{ mg.L}^{-1}$), quanto para o chuvoso ($4,0 \pm 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$). Entretanto, o período seco foi o que apresentou a maior remoção por esta via ($13 \pm 7\%$); enquanto, no chuvoso a remoção foi de $7 \pm 4\%$. Isto porque as temperaturas foram mais altas e mais uniformes durante todo o período seco, ao contrário do chuvoso. No período seco a temperatura foi de $31,6 \pm 0,4 \text{ }^\circ\text{C}$ e um coeficiente de variação de 1%, e no chuvoso de $29,5 \pm 2,0 \text{ }^\circ\text{C}$ e um coeficiente de variação de 7%.

Outro fator que contribuiu para a maior remoção por volatilização no período seco foi o maior tempo e maior valor da radiação solar incidente ao espelho d'água ($7,5 \pm 5 \text{ } \mu\text{J.m}^2$); enquanto, que no período chuvoso foi de $5,5 \pm 3 \text{ } \mu\text{J.m}^2$. Estes dois fatores em conjunto aumentaram a atividade metabólica das espécies do fitoplâncton,

elevando o pH do meio e gerando condições favoráveis à conversão do N-NH_4^+ a N-NH_3 . Vale salientar que a riqueza e densidade do fitoplâncton na lagoa no período seco (10^7 cel.mL^{-1}) foi maior que as do período chuvoso (10^6 cel.mL^{-1}). O pH do ponto ES e EF foram próximos, $8,6 \pm 0,3$ e $8,5 \pm 0,5$, respectivamente. No entanto, assim como a temperatura, ele variou menos no período seco (3%); enquanto, no período chuvoso a variação foi de 6%.

A remoção por incorporação do nitrogênio por bactérias e/ou fitoplâncton foi mais eficiente que a volatilização, e também maior para o período seco, cerca de $38 \pm 15\%$; enquanto, que para o chuvoso foi de $23 \pm 14\%$. A maior remoção no período seco foi associada à maior riqueza e densidade do fitoplâncton no interior da lagoa, que assimilou muito mais nitrogênio. Esta maior remoção foi também associada às chuvas, que no período chuvoso diluiu o efluente da lagoa, alterando a densidade e riqueza dos *taxa*.

Tabela 2. Vias de remoção do nitrogênio e nitrogênio remanescente na lagoa.

		Período seco		Período chuvoso	
		%	(mg N.L ⁻¹)	%	(mg N. L ⁻¹)
Vias de remoção (valores teóricos)	Volatilizado	13±7	6±3	7±4	4±2
	Incorporado/sedimentado	38±1	18±7	23±1	11±7
		5		4	
Nitrogênio remanescente na fase líquida (valores reais)	N-NH_4^+	34±8	16±4	38±1	17±6
	N-org.	21±3	10±1	8±5	3±2

Os valores de NTK incorporado/sedimentado previsto pela equação de Emerson *et al.* (1975) foram 18 ± 7 e $11 \pm 7 \text{ mg N.L}^{-1}$ para o período seco e chuvoso, respectivamente (Tabela 2). Os valores reais de NTK encontrados quando da análise do material sedimentado no fundo da lagoa foram $228 \pm 24 \text{ mg.L}^{-1}$ ($0,22 \pm 0,02 \text{ mg.g}^{-1}$) e $124 \pm 37 \text{ mg.L}^{-1}$ ($0,12 \pm 0,03 \text{ mg.g}^{-1}$) para o período seco e chuvoso, respectivamente. A diferença nos valores teórico e experimental das concentrações do NTK incorporado/sedimentado decorre do fato de que o valor teórico se refere a parâmetros pontuais (pH, concentração do N-NH_4^+ e temperatura do efluente no momento da coleta); e o experimental além dos parâmetros já citados, deve-se levar em consideração que o material sedimentado é resultado do acúmulo de material sólido ao longo do tempo no fundo da lagoa. Embora os valores teóricos e experimental das concentrações de NTK incorporado/sedimentado sejam bem distintos, ainda assim apresentam uma mesma tendência, na qual a remoção pela via incorporação/sedimentação é a mais atuante na remoção de nitrogênio nesta lagoa de polimento.

CONCLUSÕES

A remoção do NTK e N-NH_4^+ na lagoa de polimento não foi comprometida pelas diferenças climáticas dos períodos sazonais estudados (seco e chuvoso). A maior parcela de remoção de nitrogênio nos dois períodos se deu via incorporação à biomassa e a sua posterior sedimentação pós-morte, seguida da volatilização. Embora a parcela volatilizada tenha sido a segunda mais eficiente nos dois períodos, ainda assim foi maior que as quantificadas por outros pesquisadores em trabalhos semelhantes.

A densidade e riqueza do fitoplâncton foram afetadas pelas diferenças climáticas, o que levou a um aumento da densidade e riqueza do fitoplâncton no período seco. Esta diferença decorreu do aumento da radiação solar incidente na lagoa, maiores temperaturas e menor incidência de chuvas (menor efeito de diluição do efluente) no período seco; além disso, os valores dos parâmetros citados mantiveram-se sem grandes variações ao longo do período seco, diferentemente do período chuvoso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, B.J.R.; BAÊTA, A.M.; Alves, J.V. Protocolo da Embrapa Agrobiologia para Análise de Nitrogênio em Adubos Orgânicos, Solo e Tecidos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 1999. 17p.
- ANAGNOSTIDIS, K. AND KOMÁREK, J. (1988). Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 3: Oscillatoriales. *Algological Studies*, 50-53, 327-472.
- APHA-AWWA-WPCF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, APHA, Washington, 1691 p.
- CAICEDO J.R., VAN DER STEEN N.P., ARCE, O., GIJZEN, H.J. (2000) Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela Polyrrhiza*), *Water Research*, 34 (15), 3829-3835.
- CAMARGO VALERO M.A., MARA D.D. (2007b) Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with ¹⁵N-labelled ammonia, *Water Science Technology*, 55(11), 8185-8189.
- CAMARGO VALERO M.A., MARA D.D. (2010a) Ammonia volatilization in water stabilization ponds: a cascade of misinterpretations? *Water Science Technology*, 61(3), 555-561.
- CAMARGO VALERO M.A., MARA D.D., NEWTON R.J. (2010b) Nitrogen removal in maturation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass. *Water Science Technology*, 61(4), 1027-1034.
- CAMARGO VALERO M.A., READ L.F., MARA D.D., NEWTON T.P., CURTIS., DAVENPORT R.J. (2010c). Nitrification-Denitrification in WSP: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. *Water Science Technology*, 61(4), 1037-44.
- CLEMENT B. AND MERLIN G. (1995) The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *Science Total Environment* 170: 71-79.
- EMERSON, K., RUSSO, R. C., LUND, R. E., THURSTON, T. T. (1975) Aqueous ammonium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*. 23(1), 2379-2383.
- FERRARA R. A., AVCI C.B. (1982) Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 54(4), 361-369.
- METCALF & EDDY. (2004) *Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse*, McGraw-Hill, Boston, 1819 p.
- MIDDLEBROOKS E.J., PANO A. (1983) Nitrogen removal in aerated lagoons, *Water Research*, 17(10), 1369-1378.
- REED S.C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds, *Journal of Water Pollution Control Federation*, 57(1).
- SCHEFFER M., RINALD S., GRAGNANI A., MUR L.R. AND VAN NES E.H. 1997 On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78 (1), 272-282.
- SENZIA M.A., MAYO A.W., MBWETTE T.S.A., KATIMA J.H.Y., JORGENSEN S.E. (2003) Modeling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds, *Ecological Modeling*, 154, 207-215.
- SILVA S.A., DE OLIVEIRA R., SOARES J., MARA D.D., PEARSON H.W. (1995) Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries, *Water Science Technology*, 31(12), 321-330.
- SOARES J., SILVA S.A., DE OLIVEIRA R., ARAÚJO A.L C., MARA D.D., PEARSON H.W. (1996) Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in Northeast Brazil. *Water Science Technology*. 33(7), 165-171.
- STAL L.J., MOEZELAAR R. (1997). Fermentation in cyanobacteria. *FEMS Microbiology Reviews*. 21(1), 179-211.
- van DER STEEN P., BRENNER A., VAN BUUREN J., ORON G. (1999) Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system, *Water Research*, 33(3), 615-620.
- van HAANDEL A., KATO M.T., CAVALCANTI F.F.P., FLORENCIO L. (2006) Review: Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 5(1), 21-38.
- VILLAFANE V. & REID F. (1995) *Métodos de microscopia para la quantificación del fitoplancton*. In: Alveal K, Ferrario M, Oliveira E, Sar E. *Manual de Métodos Ficológicos*. Concepción. Universidad de Concepción. Chile, 169-185.
- ZIMMO O.R., VAN DER STEEN N.P., GIJZEN H.J. (2003) Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater, *Water Research*. 37(1), 4587-4594.