



A cinética do nitrogênio em água superficial de ambiente lótico (doi:10.4136/ambi-agua.159)

Suzi Mari Brandelero; Eduardo Queija de Siqueira; Mariângela Fontes Santiago

Programa de pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, (PPGEMA/EEC/UFG), GO, Brasil

E-mail: suzibrandelero@yahoo.com.br; eduqs@yahoo.com; mariangelafs@gmail.com

RESUMO

Quantificaram-se os processos de transformação temporal do nitrogênio em água superficial (amonificação e nitrificação) no Rio Meia Ponte, Goiás, Brasil. Foi avaliada a variabilidade nos períodos de baixas e altas vazões, meses de junho a setembro e março a maio, respectivamente. Realizaram-se ensaios de cinética e monitoramento microbiológico com amostras de água que foram coletadas no rio, na região urbana do município de Goiânia, utilizando-se equipamento de *Jar Test* modificado. Foram monitorados: a concentração de diferentes formas de nitrogênio, temperatura, pH e bactérias nitrificantes (NMP/100 mL). Considerando estas condições, em relação ao período de altas vazões houve: (1) aumento da nitrificação; (2) diminuição da concentração do nitrogênio amoniacal total, nitrito e de *Nitrosomonas* (NMP/100 mL). No período de baixas vazões houve: (1) diminuição da nitrificação; (2) aumento da concentração de nitrito e de *Nitrosomonas* (NMP/100 mL).

Palavras-chave: nitrogênio; amonificação; nitrificação; cinética bioquímica.

The kinetics of nitrogen on surface water of a lotic environment

ABSTRACT

The temporal transformation processes (ammonification and nitrification) of surface water nitrogen in the Meia Ponte River, Goiás, Brazil, were quantified. Variability in the high- and low-flow periods, from June to November and from December to May, respectively, was measured. Kinetic assays and microbiological monitoring were carried out with water samples collected from the river in the urban part of the municipality of Goiânia, using modified jar test equipment. The concentrations of different forms of nitrogen, temperature, pH and nitrifying bacteria (NMP/100 mL) were monitored. Under these conditions, in the high-flow periods there were (1) an increase in nitrification; (2) a decrease in the concentration of total ammonia nitrogen, nitrite and *Nitrosomonas* (NMP/100 mL). In the low-flow periods there were (1) a decrease in nitrification; (2) an increase in the concentration of nitrite and *Nitrosomonas* (NMP/100 mL).

Keywords: nitrogen; ammonification; nitrification; biochemical kinetics.

1. INTRODUÇÃO

Nas águas naturais os compostos nitrogenados provêm da decomposição de plantas e animais ou ainda por contribuições de fezes e urina. Esses compostos são introduzidos nos corpos d'água por infiltração no solo ou pelo escoamento superficial. As fontes antrópicas abrangem atividades industriais, drenagem de centros urbanos, uso de fertilizantes e despejo de resíduos em corpos d'água sem tratamento completo. A drenagem urbana pode também colaborar com o acréscimo de nitrogênio para os corpos d'água, carreando resíduos sólidos mal acondicionados ou não coletados (Ferretti, 2005).

O Rio Meia Ponte é um dos principais recursos hídricos do Estado de Goiás, Brasil. A urbanização aliada à ocupação desordenada se intensificou a partir da década de 60, ocasionando irregularidades principalmente no saneamento básico. A implantação de indústrias que usam o corpo hídrico para lançamento de seus efluentes, além da poluição por esgotos domésticos é um problema que vem se acentuando.

O processo de oxidação das formas nitrogenadas é responsável pela transformação da amônia em nitritos, reação realizada predominantemente por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, processo denominado nitrificação ou nitrosação. A reação de oxidação dos nitritos a nitratos é realizada predominantemente por bactérias do gênero *Nitrobacter*, processo denominado nitratação. Em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por micro-organismos heterotróficos como acceptor de elétron, em substituição ao oxigênio. Neste processo, denominado desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso (Sperling, 1996). Quanto à amônia, a concentração é dependente do pH, em pH 7,0, predominantemente ocorrem íons NH_4^+ e a medida que o pH aumenta ocorre a presença de NH_3 (Rios, 1994).

O excesso de nutrientes nos corpos d'água, inclusive o nitrogênio, permite um aumento do número de organismos, principalmente algas, ocorrendo a eutrofização. Compostos nitrogenados, como amônia e nitrito, são tóxicos aos seres vivos presentes no ambiente, quando em altas concentrações, especialmente aos peixes. Além disso, os processos de nitrificação conhecidamente consomem oxigênio do meio, podendo levar o corpo d'água à baixa concentração de oxigênio ou anoxia, com o desaparecimento de algumas espécies aeróbias Sperling (1996).

A cinética química estuda a velocidade com que as reações acontecem em um período de tempo. No estudo da cinética do nitrogênio é preciso considerar processos bioquímicos. O nitrogênio é um nutriente e pode apresentar-se em níveis e formas variadas na água de acordo com as particularidades e dinâmica de cada ambiente.

Há a necessidade de se determinar coeficientes cinéticos de nitrogênio, para subsidiar estudos de modelagem matemática de qualidade da água, importantes ferramentas de planejamento ambiental. Os modelos ganham uma importância cada vez maior na avaliação e comparação de alternativas de manejo de corpos d'água naturais, pois permitem simulações de diversos cenários do sistema aquático. Eles são ferramentas para análise, estimativas de concentrações de poluentes, gerenciamento, manejo e controle dos recursos hídricos. Uma das dificuldades do uso de modelos de qualidade da água para nitrogênio é a ausência de dados sobre parâmetros cinéticos de reações dos processos bioquímicos para corpos d'água específicos. Outra dificuldade é que os escassos dados existentes hoje na literatura referem-se a corpos d'água estrangeiros, em sua maior parte em países de clima temperado, diferentes das condições do Brasil.

Os resultados obtidos são para as condições experimentais do presente estudo, tendo como objetivo quantificar os coeficientes cinéticos de amonificação e nitrificação para aplicação em modelos matemáticos de qualidade da água, monitorar a quantidade de bactérias nitrificantes, bem como avaliar os processos de transformação temporal do nitrogênio em água superficial do Rio Meia Ponte, Goiás.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Mensalmente, de março a setembro de 2007, 4 L de amostra foram coletados no Rio Meia Ponte, Estado de Goiás, Brasil, em local pertencente ao trecho urbano da Cidade de Goiânia. Os meses considerados característicos de altas vazões foram março, abril e maio, e os meses característicos de baixas vazões foram junho, julho, agosto e setembro. O ponto de coleta está situado no Bairro Novo, Goiânia 2, com as coordenadas 16°38'31" de latitude ao sul do Equador, 49°15'25" de longitude a oeste de Meridiano de Greenwich e altitude de 699 m.

A montante do ponto de coleta há lançamento de efluentes domésticos e industriais. A coleta foi feita utilizando-se um balde de aproximadamente 10 L, lançado no centro da seção transversal do rio, para a retirada de amostra na superfície da água. Do balde, a amostra foi transportada para um frasco de plástico com tampa de 4 L e encaminhada ao laboratório em temperatura ambiente. O tempo entre a coleta da amostra e a chegada desta ao laboratório foi de aproximadamente uma hora. No laboratório, a amostra foi homogeneizada e distribuída com volume uniforme em dois jarros (réplica) do *Jar Test* modificado, de 2 L cada jarro. O *Jar Test* modificado é composto de impulsores rotativos (7,5 cm de diâmetro, 2,5 cm de largura e dispostos a 2,5 cm acima do fundo dos jarros), caixa de vidro e jarros circulares de 13 cm de diâmetro e 16 cm de altura (altura da coluna d'água, aproximadamente 2 L). Os dois jarros ficaram inseridos na caixa de vidro com água que foi acoplada ao *Jar Test*, com o objetivo de uniformizar a temperatura da água (amostras) nos jarros.

A rotação do equipamento de *Jar Test* modificado foi calibrada. As amostras contidas nesses jarros foram submetidas à agitação com impulsores rotativos durante toda a duração do experimento, na velocidade de rotação mínima do equipamento de 22 rpm, com valor de $K_{a,20}$ (coeficiente de reaeração à temperatura padrão de 20°C) de 3,60 d⁻¹, para aproximar às condições do Rio Meia Ponte, com faixa de variação do $K_{a,20}$ entre 0,63 e 2,34 d⁻¹, conforme Brandelero et al. (2008).

2.1. Cinética dos processos e efeito de temperatura

A cinética da nitrificação considera uma mistura completa dos compostos de nitrogênio e define a variação desses compostos em suas várias formas, como nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. A simplificação do progresso da nitrificação é apresentada por Di Toro (1975 apud Thomann e Muller, 1987), que consideram uma reação de primeira ordem para a amonificação, representada na Equação 1, bem como a variação do nitrogênio orgânico, na Equação 2, a variação do nitrogênio amoniacal e na Equação 3, a variação do nitrito e do nitrato.

$$\frac{dN_1}{dt} = -K_1 \cdot N_1 \quad [1]$$

$$\frac{dN_2}{dt} = K_2 \cdot N_1 - K_3 \cdot N_2 \quad [2]$$

$$\frac{dN_3}{dt} = K_4 \cdot N_2 - K_5 \cdot N_3 \quad [3]$$

sendo:

N_1 =concentração de nitrogênio orgânico (mg.L⁻¹);

N_2 =concentração de nitrogênio amoniacal total (mg.L⁻¹);

N_3 =concentração de nitrito e nitrato (mg.L⁻¹); t=tempo(d);

K_1 =coeficiente de desaparecimento do nitrogênio orgânico (d⁻¹);

K_2 =coeficiente de formação do nitrogênio amoniacal total-amonificação (d⁻¹);

K_3 =coeficiente de desaparecimento do nitrogênio amoniacal total (d⁻¹);

K_4 =coeficiente de formação de nitrito e nitrato-nitrificação (d⁻¹);

K_5 =coeficiente de desaparecimento de nitrito e nitrato (d⁻¹).

Ainda, a nitrificação pode ser representada numa série de equações de primeira ordem, para o nitrogênio orgânico (Equação 4), o nitrogênio amoniacal (Equação 5) e nitrito e nitrato (Equação 6).

$$N_1 = N_{01} \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad [4]$$

$$N_2 = \frac{K_2 \cdot N_{01}}{K_3 - K_1} (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_3 \cdot t}) + N_{02} \cdot e^{-K_3 \cdot t} \quad [5]$$

$$N_3 = \frac{K_2 \cdot K_4}{K_3 - K_1} \left(\frac{e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_5 \cdot t}}{K_5 - K_1} - \frac{e^{-K_3 \cdot t} - e^{-K_5 \cdot t}}{K_5 - K_3} \right) N_{01} + \frac{K_4}{K_5 - K_3} (e^{-K_3 \cdot t} - e^{-K_5 \cdot t}) N_{02} + N_{03} \cdot e^{-K_5 \cdot t} \quad [6]$$

sendo:

N_{01} =concentração inicial do nitrogênio orgânico(mg.L⁻¹);

N_{02} =concentração inicial de nitrogênio amoniacal total(mg.L⁻¹);

N_{03} =concentração inicial de nitrito e nitrato(mg.L⁻¹).

Para aplicação no presente estudo, alíquotas de 100 mL de água foram coletadas diariamente em cada um dos jarros do *Jar Test*, para o estudo da cinética do nitrogênio. Nessas alíquotas foram feitas análises de nitrogênio nas formas de nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato, a cada 24 horas, por um período de 10 dias (exceção de setembro que foram 16 dias, mês em que demorou um tempo maior para a ocorrência de mudanças nas concentrações medidas), essas análises de nitrogênio foram realizadas segundo APHA (1998). Foram aplicados os métodos Nessler/Espectrofotométrico para o nitrogênio amoniacal total, Diazotização/Colorimétrico para o nitrito e Ultravioleta/Espectrofotométrico para o nitrato, métodos que implicam um volume menor de alíquota para a realização das análises, e os volumes das alíquotas ainda foram reduzidos pela metade. O volume das amostras dos jarros ao final desse período foi de aproximadamente 1 L, considerando-se a retirada das alíquotas e a evaporação. O *Jar Test* permaneceu coberto durante todos os experimentos para evitar o efeito da fotossíntese nas amostras. Com os 11 valores de concentração de cada parâmetro de nitrogênio (exceção do mês de setembro que foram 17 valores) foram quantificados os coeficientes cinéticos de nitrogênio (amonificação, nitrificação e nitratação) e monitoramento de temperatura e pH durante os ensaios. Esses coeficientes foram obtidos a partir de ajuste do modelo por regressão não linear aos dados experimentais com auxílio de um programa estatístico, que aplica o método dos mínimos quadrados.

Mesmo que os processos de transformação do nitrogênio ocorram de maneira simultânea, os coeficientes de nitrogênio foram quantificados separadamente. Para isto, os resultados foram simplificados e discutidos independentemente. Para a formação dos compostos, nitrito e nitrato, utilizou-se o modelo não linear representado na Equação 7a e para o desaparecimento do nitrito, na Equação 7b, conforme Sperling (1996). Para o ajuste dos modelos de formação e desaparecimento de nitrogênio amoniacal, aos dados experimentais, o modelo que melhor se adequou aos dados foi o representado na Equação 8a e 8b, respectivamente.

$$C_t = C_o \cdot e^{K \cdot t} \quad [7a] \qquad C_t = C_o \cdot e^{-K \cdot t} \quad [7b]$$

$$C_t = \frac{C_o}{e^{-K \cdot t^2}} \quad [8a] \qquad C_t = \frac{C_o}{e^{K \cdot t^2}} \quad [8b]$$

sendo:

C_t =concentração em um tempo (t) (mg.L⁻¹);

C_o =concentração inicial (mg.L⁻¹);

K =coeficiente cinético de nitrogênio (d⁻¹).

Todos os coeficientes obtidos foram corrigidos para a temperatura padrão de 20°C, utilizando-se a Equação 9, conforme Sperling (1996). Foi usado um valor de θ de 1,046, que é a média global dos valores de 1,08 para a nitrificação (Zison et al., 1978 apud Thomann e Mueller 1987), 1,035 para o desaparecimento da amônia e 1,118 para a nitratação (Scott e

Abumoghli, 1995), 1,07 para a nitrificação (Jing e Lin, 2004) e valores citados por Bowie et al. (1985) com variação de θ de 1,02 a 1,05 para nitrito e nitrato.

$$K = K_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad [9]$$

sendo:

K_{20} =coeficiente cinético de nitrogênio à 20°C (d⁻¹);

θ =fator de correção da temperatura;

T=temperatura (°C).

2.2. Microbiologia dos processos de nitrificação

Foram coletadas alíquotas pequenas (1, 0,1 e 0,01 mL) de água também dos jarros do *Jar Test* em intervalos de tempo regulares (a cada dois dias) por um período de aproximadamente 10 dias para as contagens de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. A quantificação da microbiota nitrificante foi realizada utilizando-se o método do Número Mais Provável com o reagente indicador *Griess-Romijin* (NMP-*Griess*), para os dois gêneros de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, da família *Nitrobacteriaceae*, oxidadoras de nitrogênio amoniacal e nitrito, respectivamente.

Os meios de cultura utilizados foram descritos por Xia et al. (2004) para *Nitrosomonas* e por Kieling et al. (2007) para *Nitrobacter*. A detecção das bactérias foi realizada com o reagente indicador de coloração (*Griess-Romijin*) segundo Assumpção e Morita (1968), e a água de diluição das amostras para incubação seguiu a técnica da CETESB (1993). As amostras foram incubadas em várias diluições, a 28°C, por três semanas no escuro. A cada diluição foram utilizados três tubos de ensaio. Na leitura foi considerado: teste positivo para presença de *Nitrosomonas* com desenvolvimento da cor rosa à vermelha, e negativo sem coloração; positivo para presença de *Nitrobacter*, sem desenvolvimento de coloração e negativo na ocorrência da cor rosa à vermelha. A combinação dos tubos positivos foi observada na tabela proposta por Alexander e Clark (1982 apud Kieling et al., 2007). O princípio do método NMP-*Griess* considera a estimativa das populações de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, sendo cultivadas em meios de culturas específicos para cada gênero.

O número de bactérias do gênero *Nitrosomonas* foi relacionado com a concentração de nitrito e o número de bactérias do gênero *Nitrobacter* foi relacionado com a concentração de nitrato.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Quantificação dos coeficientes cinéticos de nitrogênio

Em cada mês foram quantificados coeficientes de nitrogênio amoniacal total (amonificação e desaparecimento dessa espécie), coeficiente de nitrito (nitritação (nitrosação) e desaparecimento dessa espécie) e coeficiente de nitrato (nitratação) a partir do conjunto de dados coletados diariamente, em 10 dias de incubação das amostras. Exemplos dos ajustes para obtenção dos coeficientes cinéticos de nitrogênio são apresentados na Figura 1, amonificação (a), desaparecimento do nitrogênio amoniacal (b), formação do nitritação (nitrosação) (c), desaparecimento do nitrito (d) e nitratação (e).

Na Tabela 1 é apresentada uma síntese dos valores de concentração inicial (C_0) dos parâmetros de nitrogênio, valores dos coeficientes de nitrogênio obtidos pelos ajustes à temperatura experimental (K), posterior correção destes para a temperatura padrão de 20°C (K_{20}), temperatura (°C) e pH em cada mês de experimento.

No ensaio de agosto não foi possível quantificar os coeficientes cinéticos de nitrogênio, pois não ocorreram as transformações de seus compostos. Suspeitou-se da presença de alguma substância tóxica na água inibindo ou limitando a atividade das bactérias nitrificantes, provenientes do lançamento de efluentes a montante do ponto de coleta. Ferreira (2000)

argumenta que em todo sistema biológico, principalmente quando se trata de nitrificação, processo conduzido por bactérias muito sensíveis a variações de toxidez do meio, tem suas limitações quando opera com cargas variáveis e com choques de toxidez. Okpokwasili e Odokuma (1996) estudaram a tolerância das Nitrobacter a hidrocarbonetos, substâncias tóxicas e concluíram que estes inibem a nitrificação por Nitrobacter, sendo a tolerância maior ao óleo diesel, à gasolina e menor ao querosene.

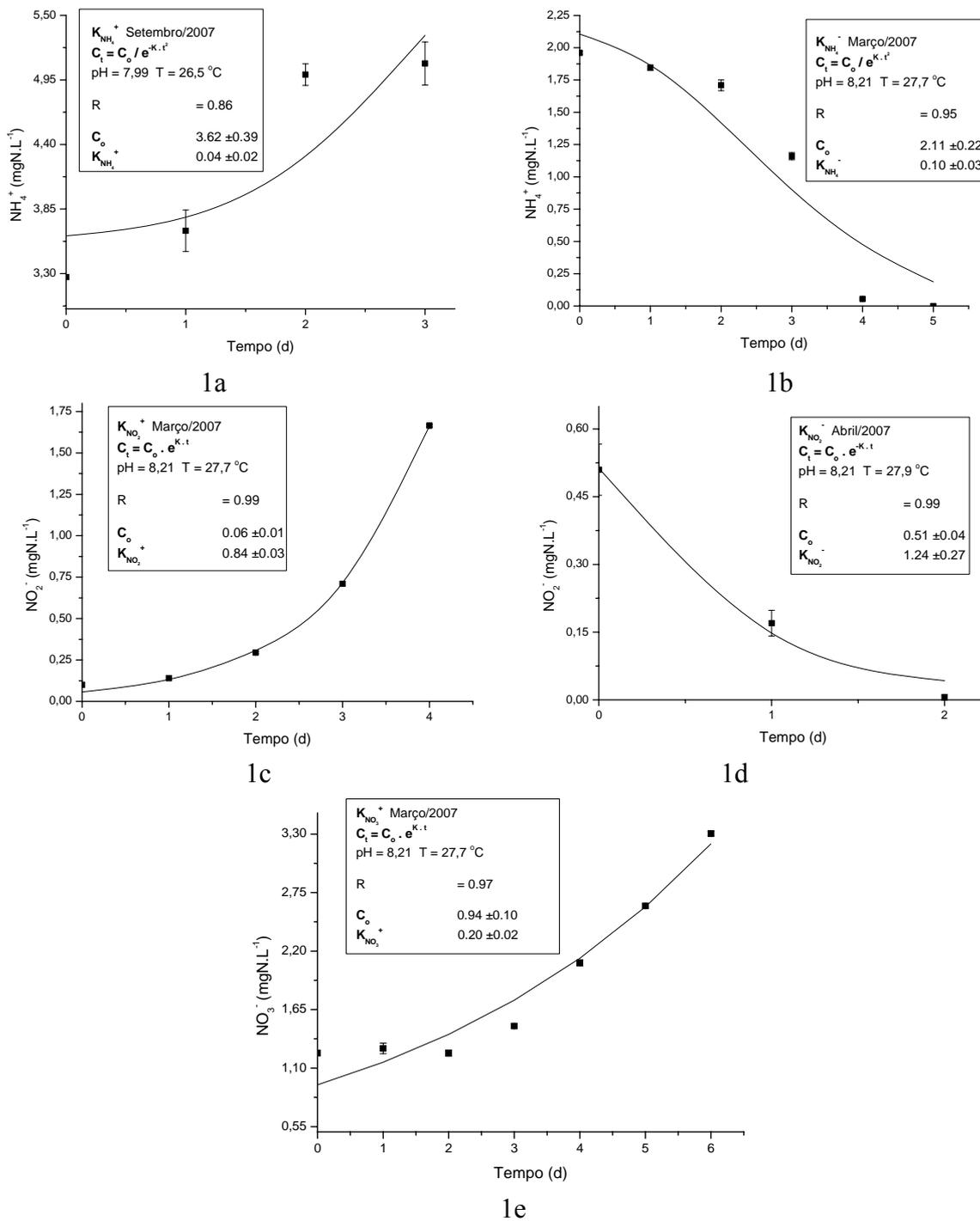


Figura 1a, 1b, 1c, 1d e 1e. Exemplos de ajuste do modelo de amonificação (1a), desaparecimento do nitrogênio amoniacal total (1b), nitritação (nitrosação) (1c), desaparecimento do nitrito (1d) e nitração (1e).

Tabela 1. Resultados dos experimentos de estudo da cinética do nitrogênio.

Coefficiente	Mês	C ₀ (mg.L ⁻¹)	K (d ⁻¹)	T (°C)	K ₂₀ (d ⁻¹)	pH
*K _{NH₄⁺}	Setembro	3,62	0,04	26,5	0,03	7,99
K _{NH₄⁻}	Março	2,11	0,10	27,7	0,07	8,21
K _{NH₄⁻}	Abril	0,63	0,17	27,9	0,12	8,21
K _{NH₄⁻}	Maio	2,52	0,04	25,4	0,03	9,19
K _{NH₄⁻}	Junho	2,15	0,03	23,7	0,02	7,96
K _{NH₄⁻}	Julho	2,44	0,03	23,4	0,02	7,90
K _{NH₄⁻}	Setembro	4,76	0,03	26,5	0,02	7,99
K _{NO₂⁺}	Março	0,06	0,84	27,7	0,59	8,21
K _{NO₂⁺}	Abril	0,03	1,09	27,9	0,76	8,21
K _{NO₂⁺}	Maio	0,09	0,49	25,4	0,38	8,19
K _{NO₂⁺}	Junho	0,06	0,42	23,7	0,35	7,96
K _{NO₂⁺}	Julho	0,03	0,54	23,4	0,47	7,90
K _{NO₂⁺}	Setembro	0,24	0,20	26,5	0,15	7,99
K _{NO₂⁻}	Março	1,08	2,42	27,7	1,71	8,21
K _{NO₂⁻}	Abril	0,51	1,24	27,9	0,87	8,21
K _{NO₂⁻}	Maio	1,05	1,51	25,4	1,19	8,19
K _{NO₂⁻}	Junho	0,95	0,22	23,7	0,19	7,96
K _{NO₂⁻}	Julho	0,53	3,92	23,4	3,36	7,90
K _{NO₃⁺}	Março	0,94	0,20	27,7	0,14	8,21
K _{NO₃⁺}	Abril	0,87	0,11	27,9	0,08	8,21
K _{NO₃⁺}	Maio	0,93	0,15	25,4	0,12	8,19
K _{NO₃⁺}	Junho	0,85	0,13	23,7	0,11	7,96
K _{NO₃⁺}	Julho	0,54	0,20	23,4	0,17	7,90
K _{NO₃⁺}	Setembro	0,54	0,12	26,5	0,09	7,99

Legenda: K_{NH₄⁺} coeficiente de amonificação; K_{NH₄⁻} coeficiente de desaparecimento do nitrogênio amoniacal total; K_{NO₂⁺} coeficiente de nitritação (nitrosação); K_{NO₂⁻} coeficiente de desaparecimento do nitrito; K_{NO₃⁺} e coeficiente de nitratação. *K_{NH₄⁺} quantificado somente em setembro.

A intensidade de nitritação (nitrosação) aumentou nos meses de altas vazões. A Figura 2a mostra que os valores dos coeficientes de desaparecimento de nitrogênio amoniacal total e 2b a nitritação (nitrosação) aumentam conforme aumento da vazão no rio (valor de vazão considerado no dia da coleta, conforme Brandelero (2008).

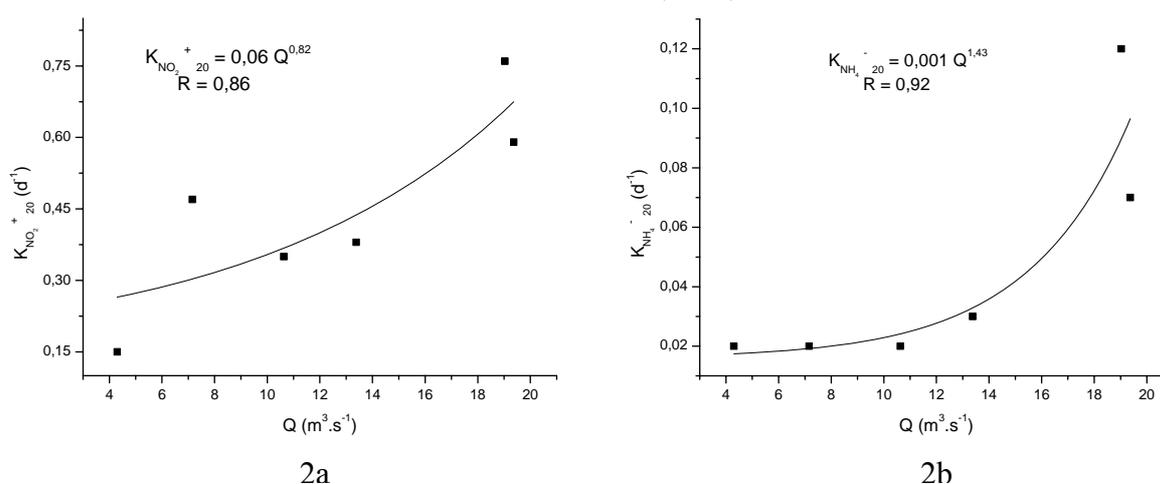


Figura 2a e 2b. Relação dos coeficientes de nitrogênio, desaparecimento do nitrogênio amoniacal total (2a) e nitritação (nitrosação) (2b) com a vazão.

Taxas de transformação do nitrogênio, obtidos por outros autores citados por Bowie et al. (1985), mostram que as faixas de nitrificação são inferiores às faixas obtidos para o Rio Meia Ponte. Já as faixas de nitratação são superiores às do Rio Meia Ponte.

As concentrações de nitrogênio amoniacal total quantificadas no começo de cada ensaio mensal, nas condições do rio, apresentaram-se fora do padrão em quase todos os meses experimentais (maio a setembro) entre 2,13 a 3,27 mg.L⁻¹ na faixa de pH entre 7,1 ≤ pH ≤ 8,2. Segundo a Resolução do CONAMA 357 de 2005, que contempla uma concentração de nitrogênio amoniacal total de até 2 mg.L⁻¹ em uma faixa de 7,5 < pH ≤ 8,0, para rios de classe 2, classe essa em que se enquadra o Meia Ponte.

A relação entre NH₄⁺ e NH₃ pode variar em função da temperatura, do pH e a da constante de equilíbrio. Os valores de concentração de NH₃ foram calculados segundo Nagy (1988 apud Macêdo, 2003), Pereira e Mendonça (2005) e Ferretti (2005). O cálculo da concentração de NH₃ apresentou concentrações bastante baixas para as condições experimentais, sendo considerado então o nitrogênio amoniacal total determinado pela análise química da água.

A volatilização da amônia é quase insignificante para pH abaixo de 9,3, segundo Iwa (2000 apud Jing e Lin, 2004). Os valores de pH para os ensaios do Meia Ponte foram inferiores a 9,3.

Rockne e Brezonik (2006) concluíram em estudo de efluentes, que quando as concentrações do íon amônio são altas o pH é acima de 8,0, oportunizando um rápido equilíbrio de forma nãoionizada NH₃, conseqüentemente a concentração do íon amônio é maior quando o pH é abaixo de 8,0.

3.2. Microbiologia dos processos de nitrificação

Os exemplos dessa relação estão representados na Figura 3a relação de concentração de nitrito com os números de *Nitrosomonas* e 3b relação da concentração de nitrato com os números de *Nitrobacter*.

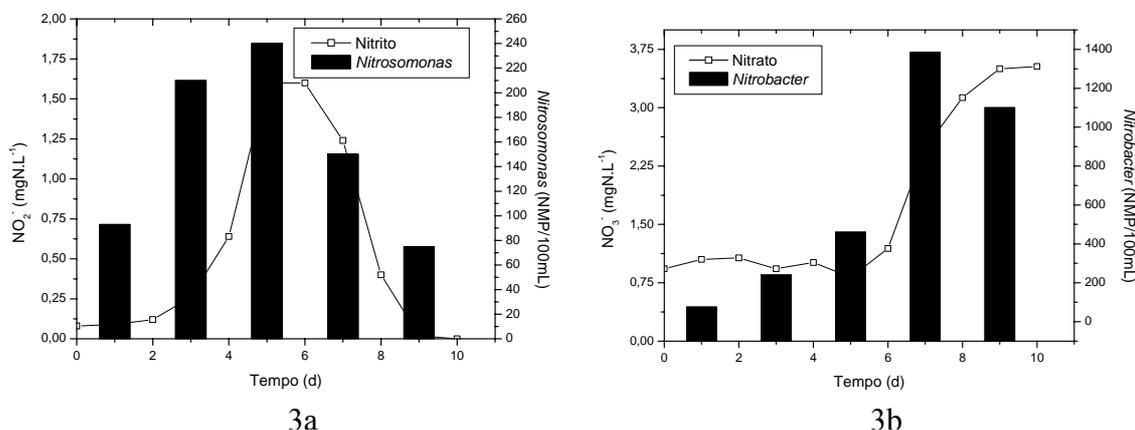


Figura 3a e 3b. Exemplos da relação entre nitrito e *Nitrosomonas* (3a) e nitrato e *Nitrobacter* (3b).

A faixa de variação dos números de *Nitrosomonas* durante o experimento foi de 11 a ≥2400 NMP/100 mL e da concentração do nitrito foi de 0,04 a 5,60 mg.L⁻¹. Os números de *Nitrobacter* variaram entre 4 e 1386 NMP/100 mL e a variação na concentração de nitrato ficou entre 0,82 e 3,99 mg.L⁻¹. As populações de *Nitrobacter* foram menores que as *Nitrosomonas*. Ocorreu o aumento de concentração de nitrito juntamente com o aumento da contagem de bactérias do gênero *Nitrosomonas*, bem como o aumento da concentração de nitrato com o aumento da contagem de bactérias do gênero *Nitrosomonas*. Os maiores números de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e concentrações de nitrito foram encontrados no mês de setembro, mês de menor vazão, em que, provavelmente ocorre uma maior

concentração de compostos na água. E provavelmente maior concentração de bactérias na água quando foi feita a coleta.

Mendonça (2002) mostra que os valores ótimos de pH para as bactérias nitrificantes dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, predominantemente, estão na faixa de 7 a 9. O pH influencia a concentração do íon amônio, afetando a nitrificação. Para as amostras do presente estudo o pH esteve nessa faixa apresentada pelo autor.

4. CONCLUSÕES

No período caracterizado por vazões maiores, entre março a maio, houve: (1) aumento da nitrificação (nitrosação) observado pelos valores maiores dos coeficientes cinéticos de $K_{NO_2^+}$; (2) diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal total, nitrito e dos números de *Nitrosomonas*. No período caracterizado por vazões menores, entre junho a setembro, houve: (1) diminuição da nitrificação (nitrosação), observado pelos valores menores de $K_{NO_2^+}$; (2) aumento da concentração de nitrito e números de *Nitrosomonas*.

No período de vazões maiores, as concentrações dos compostos de nitrogênio foram menores, implicando uma maior velocidade de reação nos seus processos oxidativos. Enquanto que no período de menores vazões, essas concentrações foram maiores, fazendo com que as reações cinéticas bioquímicas do nitrogênio, ocorressem mais lentamente.

5. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, DC: AWWA/APHA/WEF, 1998. 1220p.
- ASSUMPCÃO, R.M.V.; MORITA, T. **Manual de soluções, reagentes & solventes: padronização, preparo e purificação**. São Paulo: Edgard Blücher; USP, 1968.
- BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D.B.; CAMPBELL, C.L.; PAGENKOPF, J.R.; RUPP, G.L. et al. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. Athens: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/3-85/040, 1985.
- BRANDELERO, S. M. **Quantificação de parâmetros cinéticos de nitrogênio e oxigênio em águas superficiais para aplicação em modelos matemáticos de qualidade da água. Estudo de caso: Rio Meia Ponte, Goiás**. 2008. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.
- BRANDELERO, S. M.; VIEIRA, C. B.; MENDES, T. A.; SIQUEIRA, E. Q. de.; COSTA, O. S. da. Avaliação dos níveis de turbulência experimentais para estudos de cinética bioquímica de corpos d'água corrente em laboratório usando *Jar Test* modificado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA-COBEQ, 17., 2008, Recife. **Anais...** Recife: SBQ, 2008. 1 CD-ROM.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação de corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 53, 18 de março de 2005. Seção 1, p. 58-63. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Clostridium perfringens**: determinação em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos. Método de Ensaio - L5/213. São Paulo: CETESB, 1993.

- FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. 1 CD-ROM.
- FERRETTI, E. C. **Estudo da influência da relação S_0/X_0 na determinação da atividade específica de bactérias nitrificantes.** 2005. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- JING, S. R.; LIN, Y. F. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. **Environmental Pollution**, v. 127, p. 291-301, 2004.
- KIELING, D. D.; REGINATTO, V.; SCHMIDELL, W.; TRAVERS, D.; MENES, R. J.; SOARES, H. M. Sludge wash-out as strategy for Anammox process start-up. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 1579-1585, dez. 2007.
- MACÊDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas.** 2. ed. Belo Horizonte: Martins Fontes, 2003. 450p.
- MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética dos sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio e leito expandido.** 2002. 240f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- OKPOKWASILI, G. C.; ODOKUMA, L. O. Tolerance of nitrobacter to toxicity of hydrocarbon fuels. **Journal of Petroleum Science & Engineering**, v. 16, p. 89-93, 1996.
- PEREIRA, T.V.; MENDONÇA, A. S. F. Aplicação de modelagem computacional na simulação de parâmetros de qualidade da água relacionados com nitrogênio em curso d'água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.
- RIOS, E. G. **Química inorgânica.** 2. ed. Barcelona: Reverte, 1994. 875p.
- ROCKONE, K. J.; BREZONIK, P. L. Nutrient removal in a cold-region wastewater stabilization pond: importance of ammonia volatilization. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 4, p. 451-459, abr. 2006.
- SCOTT, J.A.; ABUMOGHLI, I. Modelling nitrification in the river Zarka of Jordan. **Water Research**, v. 29, n. 4, p. 1121-1127, 1995.
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2. ed., v. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243p.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control.** New York: Harper & Row, 1987. 644p.
- XIA, X. H.; YANG, Z. F.; HUANG, G. H.; ZHANG, X. Q.; YUA. H.; RONG, X. Nitrification in natural waters with high suspended-solid content: A study for the Yellow River. **Chemosphere**, v. 57, p. 1017-1029, 2004.